

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**FUNCIONALIDAD DE LOS BOSQUES DE RIBERA UTILIZANDO COMO
INDICADOR LA RESPUESTA DE MAMÍFEROS SILVESTRES ANTE
DIFERENTES CONDICIONES BIOCLIMÁTICAS EN EL CORREDOR
BIOLÓGICO MONTES DEL AGUACATE.**

**Tesis sometida a la consideración de la Comisión del
Programa de Posgrado en Desarrollo Sostenible para optar al
grado y título de Maestría Académica en Desarrollo Sostenible con énfasis
en Conservación de Recurso Biológico.**

ALLAN M. LORÍA CHAVES.

Ciudad Universitaria Carlos Monge Alfaro, Costa Rica.

2023.

Dedicatoria.

A mi madre y a mi padre, por siempre creer en mí, impulsarme a seguir, ser mi mayor y mejor ejemplo de esfuerzo y superación.

Agradecimiento.

A mi comité asesor, por respaldarme y orientarme, cada uno desde “su trinchera” y su conocimiento. A las y los profesores que he tenido a lo largo de mi carrera universitaria. A todas las personas relacionadas en la recolección y sistematización de datos, los cuales hicieron el trabajo de campo y gabinete más llevadero, así como mis compañeras de maestría. A mis amigos, quienes he recibido su apoyo siempre. Y mi núcleo familiar, por siempre estar conmigo y por darme ese último empujón.

Esta tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Posgrado en Desarrollo Sostenible de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar al grado y título de Maestría Académica en Desarrollo Sostenible con énfasis en Conservación de los Recursos Biológicos.

M.Sc. Michael Moya Calderón
**Decana o Representante de la Decana
Sistema de Estudios de Posgrado**

Dr. Luis Diego Alfaro Alvarado
Director de Tesis

Dr. Carlos Morera Beita
Asesor

M.Sc. Luis Fernando Sandoval Murillo
Asesor

M.Sc. Ismael Guido Granados
Director del Programa de Posgrado en Desarrollo Sostenible

Allan Mauricio Loría Chaves
Sustentante

Tabla de Contenido.

Dedicatoria.....	II
Agradecimiento.....	III
Hoja de aprobación.....	IV
Tabla de Contenido.....	V
Resumen.....	IX
Abstract.....	X
Lista de cuadros.....	XI
Lista de figuras.....	XII
Lista de abreviaturas.....	XIII
Capítulo 1.....	1
Introducción.....	1
1.2. Objetivos.....	3
Objetivo General.....	3
Objetivos Específicos.....	3
1.3. Antecedentes.....	4
1.3.1. La cobertura de la tierra y su influencia sobre la presencia de fauna.....	4
1.3.2. Estimación de la temperatura e irradiancia superficial con información satelital.....	6
1.3.3. Microclimas en bosques de ribera.....	8
1.3.4. Intensidad de luz, temperatura y agua como factores de estrés en mamíferos.....	9
1.3.5. Fototrampeo para conocer patrones de actividades en mamíferos.....	10
1.4. Justificación.....	15
Capítulo 2.....	17
Revisión de literatura.....	17
2.1. Ecología y conservación.....	17
2.2. Áreas protegidas y paisaje.....	18
2.3. Corredores Biológicos como estructura y enlace de paisaje.....	20
2.4. Relación de los corredores biológicos con los Objetivos del Desarrollo Sostenible.....	26
2.5. Corredores Biológicos en Costa Rica.....	28
2.6. Bosques de ribera.....	32
2.7. Fauna vinculada a bosques de ribera.....	35
2.8. Fototrampeo y monitoreo de mamíferos.....	37

2.9. Variables climáticas que influyen en la biodiversidad.	40
2.10. Información satelital y sus aplicaciones.	41
2.11. Cobertura de la tierra.	43
Capítulo 3.	46
Área de Estudio.	46
3.1. Descripción biofísica del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	46
3.2. Características socioeconómicas del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	53
Capítulo 4.	57
Metodología	57
4.1. Tipo de investigación	57
4.2. Origen de los datos.	57
4.3. Caracterización de la cobertura de la tierra, la temperatura e intensidad de luz en los bosques de ribera del CBMA.	60
4.3.1. Cobertura de la tierra.	60
4.3.2 Actualización y levantamiento de la cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2017-2022.	61
4.3.3. Caracterización de la variable de temperatura.	67
4.3.5. Variables climáticas en los bosques de ribera y fuera de ellos.	68
4.4. Detección, riqueza y patrones de actividad de mamíferos silvestres en los bosques de ribera.	69
4.4.1. Sistematización de la base de datos.	69
4.4.2 Análisis de la probabilidad de detección y riqueza de mamíferos terrestres.	69
4.2.3. Analizar patrones de actividad de mamíferos terrestres.	72
4.5. Valorar el nivel de amenaza de mamíferos silvestres detectados en bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	72
4.6. Evaluar la respuesta de mamíferos silvestres ante condiciones biofísicas en bosques de ribera como indicador de la funcionalidad del corredor biológico.	74
4.7. Mamíferos terrestres silvestres y cobertura de la tierra en los sitios de muestreo.	75
Capítulo 5	76
Resultados	76
5.1. Cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.	76
5.2 Caracterización de los bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.	80

5.3. Tendencias de temperatura en el sotobosque en los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	81
5.4. Tendencias de radiación solar en el sotobosque en los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	84
5.5 Tendencias de las variables climáticas de temperatura y radiación solar fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	85
5.6 Detección y patrones de actividad de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	87
5.7. Probabilidad de detección diferenciada por sesiones.	90
5.8 Patrones de actividad de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	92
5.9 Índice de amenaza de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	94
5.10. Índice de respuesta ante variables climáticas de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	95
5.11. Cobertura de la tierra en los sitios de muestreo y riqueza de mamíferos.	98
Discusión.....	100
5.12. Cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.	100
5.13. Cobertura de la tierra en los bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.	102
5.14. Las variables climáticas de temperatura y radiación solar fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.	105
5.15. Detección de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	106
5.16. La probabilidad de detección de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	108
5.17. Patrones de actividad de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	109
5.18. Índice de respuesta ante variables climáticas de mamíferos detectados en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	110
5.19. Respuesta de mamíferos ante condiciones de cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.	114
Capítulo 6.....	116
6.1. Conclusiones y recomendaciones.....	116
6.2. El aporte de los bosques de ribera y corredores biológicos y sus implicaciones para el desarrollo sostenible.....	119
Cronograma de actividades.	122
Presupuesto.....	123

Anexos.....	124
Literatura Citada.....	128

Resumen.

Los bosques de ribera debido a su biodiversidad y características bioclimáticas, proveen condiciones óptimas para que se transformen en corredores biológicos naturales. Esta investigación valora su eficacia desde la conectividad estructural y funcional, asociado a las condiciones biofísicas en siete sitios del Corredor Biológico Montes del Aguacate, Alajuela, Costa Rica. En cada sitio se instaló un dispositivo (*datalogger*) para registrar la temperatura e intensidad de luz, una cámara trampa a nivel de sotobosque, y en tres sitios a nivel de dosel. El muestreo se llevó a cabo de junio de 2018 a setiembre de 2019. La temperatura y luminosidad fueron validados según datos de la plataforma *Worldclim*. Se determinó la probabilidad de detección de mamíferos silvestres terrestres en cuatro periodos: época seca, transición de seca a lluviosa, época lluviosa y transición de lluviosa a seca. Los registros de mamíferos fueron categorizados de acuerdo a la probabilidad de detección y el valor de amenaza para cada especie (*spp*), la cual incluye talla y nivel de amenaza a nivel regional y nacional, y se elaboró un Índice de amenaza. Mediante el índice de amenaza y las variables climáticas se desarrolló el Índice de Respuesta ante Variables Climáticas (IRVC). Finalmente, por medio de una matriz de confusión y un muestreo estratificado, se validó en campo un total de 100 puntos, los puntos no conformes (23) fueron actualizados por medio de imágenes satelitales de Google 2022. El corredor biológico posee una superficie de 55 220.5 ha, y 7.3 % corresponden a áreas de protección de los cauces según la legislación, pero solo el 71% corresponde a bosque natural y el 29% restante es ocupado por pastos, café y áreas antropizadas, siendo Atenas y Palmares los cantones con la mayor cantidad de superficie antropizada dentro de los bosques de ribera. Los bosques de ribera tuvieron, en promedio, 1.3°C menos que las áreas circundantes, en Los Alpes en Bureal de San Ramón la diferencia alcanzó los 1.9°C menor. Además, la radiación solar interceptada en promedio es de 82.5%, desde el dosel hasta el sotobosque. Al contrastar los valores registrados durante el periodo de muestreo con respecto a los valores históricos, la Ecovilla en San Mateo, El Salvador en San Ramón y Madre Verde en Palmares presentaron temperaturas mayores en el año 2018-2019 que el promedio histórico lo que se infiere que en promedio ha incrementado. En 3920 días de muestreo con cámaras trampa se registraron 22 especies en 676 capturas efectivas. De las *spp* registradas, el 69% presentaron un patrón de actividad predominantemente nocturno y el 55% de las *spp* tuvieron mayor probabilidad de detección en la época lluviosa. En sitios con cobertura de la tierra más heterogénea se registraron mayor cantidad de *spp* con dominancia de especies generalistas. En los sectores con mayor homogeneidad de cobertura se evidenció una menor riqueza, con dominancia de especies en peligro de extinción. Se comprobó que, de acuerdo al nivel de amenaza a escala regional y nacional, *Galictis vittata* y *Tapirus bairdii*, fueron las *spp* con las condiciones menos favorables. Los avistamientos fueron siempre con temperaturas menores que el promedio ambiental registrado en el sitio durante el periodo de muestreo y el valor histórico para el sitio. El grado de amenaza debido a la talla también influyó en el IRVC alto para *spp* como *Leopardus pardalis* y *Dicotyles tajacu*. Se concluye que los bosques de ribera generan múltiples beneficios, entre ellos condiciones climáticas que propician la visita de mamíferos excavadores, arbóreos, carnívoros, herbívoros, etc. Asimismo, un mejor estado de conservación del bosque de ribera provoca que *spp* con requerimientos restringidos visiten estos sitios. La integración de datos científicos y técnicos en la gestión de los bosques de ribera potenciaría el desarrollo sostenible por medio de la implementación de estrategias de conservación y restauración basadas en la adaptación al cambio climático.

Abstract.

Riparian forests, due to their biodiversity and bioclimatic characteristics, provide optimal conditions for them to transform into natural biological corridors. This research assesses its effectiveness from structural and functional connectivity, associated with biophysical conditions in seven sites of the Montes del Aguacate Biological Corridor, Alajuela, Costa Rica. At each site, a device (datalogger) was installed to record temperature and light intensity, a camera trap at the understory level, and in three sites at the canopy level. Sampling took place from June 2018 to September 2019. Temperature and luminosity were validated according to data from the Worldclim platform. The probability of detection of wild terrestrial mammals was determined in four periods: dry season, transition from dry to rainy, rainy season and transition from rainy to dry. The mammal records were categorized according to the probability of detection and the threat value for each species (*spp*), which includes size and threat level at the regional and national level, and a Threat Index was developed. Using the threat index and the climate variables, the Response Index to Climate Variables (IRVC) was developed. Finally, through a confusion matrix and stratified sampling, a total of 100 points were validated in the field, the inconsistent points (23) were updated using satellite images from Google 2022. The biological corridor has an area of 55 220.5 ha, and 7.3% correspond to river protection areas according to legislation, but only 71% corresponds to natural forest and the remaining 29% is occupied by pastures, coffee and anthropized areas, with Atenas and Palmares being the cantons with the greater amount of anthropized surface within the riparian forests. The riparian forests had, on average, 1.3°C less than the surrounding areas, in Los Alpes in Bureal, San Ramón, the difference reached 1.9°C lower. Furthermore, the solar radiation intercepted on average is 82.5%, from the canopy to undergrowth. By contrasting the values recorded during the sampling period with respect to the historical values, Ecovilla in San Mateo, El Salvador in San Ramón and Madre Verde in Palmares presented higher temperatures in the year 2018-2019 than the historical average, which is inferred, the average has increased. In 3920 days of sampling with camera traps, 22 species were recorded in 676 effective captures. Of the *spp* recorded, 69% presented a predominantly nocturnal activity pattern and 55% of the *spp* had a greater probability of detection in the rainy season. In sites with more heterogeneous land cover, a greater number of *spp* were recorded with dominance of generalist species. In the sectors with greater homogeneity of coverage, lower richness was evident, with dominance of endangered species. It was found that, according to the threat level at a regional and national scale, *Galictis vittata* and *Tapirus bairdii* were the *spp* with the least favorable conditions. The sightings were always with temperatures lower than the environmental average recorded at the site during the sampling period and the historical value for the site. The degree of threat due to size also influenced the high IRVC for *spp* such as *Leopardus pardalis* and *Dicotyles tajacu*. It is concluded that riparian forests generate multiple benefits, including climatic conditions that encourage the visitation of burrowing, arboreal, carnivorous, herbivorous mammals, etc. Likewise, a better state of conservation in the riparian forest causes *spp* with restricted requirements to visit these sites. The integration of scientific and technical data in the management of riparian forests would enhance sustainable development through the implementation of conservation and restoration strategies based on adaptation to climate change.

Lista de cuadros.

Cuadro 1. Cobertura de la tierra en los corredores biológicos en Costa Rica, 2014.....	32.
Cuadro 2. Zonas de vida de Holdridge, CBMA.....	50.
Cuadro 3. Matriz de confusión para verificación de campo.....	61.
Cuadro 4. Puntos no conformes de acuerdo a la verificación de campo 2022.....	64.
Cuadro 5. Categorías de digitalización de cobertura terrestre.....	65.
Cuadro 6. Categorías de valor de probabilidad de detección.....	73.
Cuadro 7. Categorización del valor de amenaza.....	73.
Cuadro 8. Categorización de variables climáticas.....	74.
Cuadro 9. Cobertura de la tierra en el CBMA, 2005-2022.....	79.
Cuadro 10. Cobertura en los bosques de ribera (15 m), CBMA, 2005-2022.....	80.
Cuadro 11. Avistamientos de mamíferos silvestres medianos por sitio de muestreo en bosques de ribera, CBMA, 2018-2019.....	88.
Cuadro 12. Clasificación de las especies de acuerdo al índice de amenaza en el CBMA.....	9.
Cuadro 13. Clasificación de las especies de acuerdo al Índice de respuesta ante variables climáticas en el CBMA.....	96.
Cuadro 14. Cronograma 2020-2023.....	122.
Cuadro 15. Presupuesto de Investigación.....	123.

Lista de figuras.

Figura 1. Corredores biológicos y áreas silvestres protegidas, Costa Rica.....	31.
Figura 2. Áreas silvestres protegidas adyacentes al CBMA.....	47.
Figura 3. Zonas de Vida del CBMA.....	51.
Figura 4. División político-administrativo del CBMA.....	55.
Figura 5. Sitios de muestreo y zonas de vida, CBMA.....	59.
Figura 6. Equipo instalado en los sitios de muestreo.....	60.
Figura 7. Puntos de verificación y matriz de confusión.....	62.
Figura 8. Cobertura de la tierra, CBMA, 2005.....	77.
Figura 9. Cobertura de la tierra, CBMA 2022.....	78.
Figura 10. Diferencias de cobertura de la tierra, 2005-2022.....	80.
Figura 11. Promedio mensual de temperaturas, CBMA.....	82.
Figura 12. Valores máximos mensuales de temperatura por sitio, CBMA.....	83.
Figura 13. Valores mínimos mensuales de temperatura por sitio, CBMA.....	83.
Figura 14. Tendencias de radiación solar en el sotobosque en bosques de ribera en el CBMA.....	84.
Figura 15. Radiación solar en el sotobosque del bosque de ribera con respecto a la radiación solar ambiental.....	85.
Figura 16. Radiación solar dentro y fuera de los bosques de ribera del CBMA.....	86.
Figura 17. Temperatura dentro y fuera de los bosques de ribera del CBMA.....	87.
Figura 18. Riqueza de mamíferos silvestres en los bosques de ribera en CBMA, 2018-2019.....	89.
Figura 19. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres predominantemente de dosel.....	90.
Figura 20. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres con tipo de hábitat mixto.....	91.
Figura 21. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres predominantemente de sotobosque.....	92.
Figura 22. Temperatura promedio del sitio con respecto a temperatura promedio en el momento del avistamiento, CBMA.....	97.
Figura 23. Radiación solar promedio del sitio con respecto a la radiación solar promedio en el momento del avistamiento, CBMA.....	98.
Figura 24. Cobertura de la tierra en el área de influencia del sitio de muestreo, CBMA.....	99.

Lista de abreviaturas.

m^2 : metros cuadrados.

°C: Grados centígrados.

ACC: Área de Conservación Central.

ACOPAC: Área de Pacífico Central.

CB: Corredor biológico.

CBM: Corredor Biológico Mesoamericano.

CBMA: Corredor Biológico Montes del Aguacate

CBs: Corredores biológicos.

CENIGA: Centro Nacional de Información Geoambiental.

CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

CVE: Cinturón Verde Europeo.

DER: División de Educación Rural.

DF: Diversidad funcional.

DS: Desarrollo sostenible.

ECCG: Escuela de Ciencias Geográficas.

EROS: Earth Resources Observation and Science.

FUBONO: Fundación Bosque Nuboso de Occidente.

Ha: hectáreas.

ICAFE: Instituto del Café de Costa Rica.

ICOMVIS: Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IEP: Equidad de Pielou.

IGN: Instituto Geográfico Nacional.

INEC: Instituto Nacional de Encuestas y Censos.

INTA: Instituto de Innovación y Transferencia de Tecnología Agropecuaria.

IPCC: Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático.

IRVC: Índice de respuesta ante las condiciones climáticas.

ISW: índice de Shannon Wiener.

MAG: Ministerio de Agricultura y Ganadería.

MIDEPLAN: Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica.

MINAE: Ministerio de Ambiente y Energía.

ODS: Objetivos de desarrollo sostenible.

OLI: *Operational Land Imager*.

ONU: Organización de las Naciones Unidas.

PNCB: Programa Nacional de Corredores Biológicos.

PNSR: Parque Nacional Santa Rosa.

PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

SINAC: Sistema Nacional de Áreas de Conservación.

SNIT: Sistema Nacional De Información Territorial.

TIRS: *Thermal Infrared Sensor*

TM: *Thematic Mapper*.

UICN: International Union for Conservation of Nature.

USGS: Servicio Geológico de Estados Unidos.

UTM: Sistema de coordenadas universal transversal de Mercator

w: Watts.

WWF: World Wide Fund for Nature.

ZP: Zona Protectora.

ZTN: Zona termoneutral.

Capítulo 1.

Introducción.

El Antropoceno se destaca por una modificación de los ciclos biogeoquímicos del planeta producto de las actividades desarrolladas por las poblaciones humanas, esto ha provocado una pérdida de la biodiversidad, que está propiciando, de acuerdo con autores como Ceballos et al., (2015) y Davis et al., (2018), la próxima extinción masiva. Una de los motivos de esta pérdida de biodiversidad es la fragmentación de los ecosistemas y el acelerado aumento de la población, donde en solo un siglo la población mundial aumentó en un 76.31% (Otto, 2018).

Como estrategias para enfrentar el acelerado proceso de degradación de los ecosistemas se han establecidos espacios protegidos, cuyos inicios se remontan al siglo XIV con el área protegida Bogd Jan Uul en Mongolia en Asia o el Parque Nacional Real en Oceanía (Djossa, 2018), posteriormente, en el siglo XIX, la instauración del Parque Nacional Yellowstone en 1872, siendo la primera área protegida de Norteamérica (Shafer, 1999).

Estas modalidades de protección han cumplido exitosamente como estrategia para la conservación de los recursos bióticos (Maglioni *et al.*, (2021). Sin embargo, este modelo, desde su concepción presenta el enfoque errado de una la delimitación espacial por medio del modelo de islas, el cual genera un aislamiento tanto desde la perspectiva de la dinámica ecológica, así como desde la visión preservacionista de una naturaleza intocable con una nula intervención del ser humano (Diegues, 2000).

La importancia de integrar estas áreas protegidas como estrategias para disminuir el aislamiento entre ecosistemas naturales se puede lograr mediante acciones de ordenamiento del territorio, en el cual se integren distintos actores y elementos que influyen sobre las áreas protegidas y la matriz en la cual están inmersas (Valdez *et al.*, 2011). De esta manera, se han planteado otras estrategias para fortalecer la conservación de los recursos biológicos, entre ellas los corredores biológicos, propuesta por Wilson y Willis (1975) basándose en la teoría de biogeografía de islas, como una alternativa de enlazar los remanentes de bosque y propiciar dicha conectividad (Alfonso *et al.*, 2017).

A nivel mundial los corredores biológicos han representado una alternativa para enlazar ecosistemas, por ejemplo, el Paisaje del Arco de Terai, ubicado entre India y Nepal, el cual vincula 11 áreas protegidas y ayuda a conservar el hábitat de especies como el elefante asiático (*Elephas maximus*) rinoceronte indio (*Rhinoceros unicornis*) o el tigre de bengala (*Panthera tigris tigris*) (Wikramanayake *et al.*, 2010). El Cinturón Verde Europeo (CVE) es otro ejemplo de conservación mediante enlaces de paisaje, el cual conecta la península escandiva con el mar Negro, propiciando condiciones de conectividad entre 24 países y 40 parques nacionales, donde se han implementado redes ecológicas como un instrumento de conservación y planificación (Zmelik *et al.*, 2011).

Es en 1992, a través del "Convenio de Biodiversidad y Protección de Áreas Protegidas" cuando el término de corredor biológico entra en la corriente del conocimiento en la región y en 1995 los países centroamericanos y México deciden crear el Corredor Biológico Mesoamericano, el cual tenía como finalidad propiciar condiciones de cooperación regional para la conservación y uso sostenible de los recursos naturales (Miller *et al.*, 2001). Este enlace de paisaje tiene como principales objetivos la promoción de la conservación, uso sostenible de la biodiversidad y beneficio de la sociedad (Sistema Nacional de Áreas de Conservación [SINAC], 2018).

En el caso de la legislación costarricense, el Programa Nacional de Corredores Biológicos, Decreto Ejecutivo N°40043-MINAE (SINAC, s.f.), define un corredor biológico como un territorio cuyo fin primordial es proporcionar conectividad entre áreas silvestres protegidas, paisajes y hábitats, tanto rurales como urbanos, para promover la conservación y uso sostenible de la biodiversidad. Costa Rica se ha caracterizado por ser uno de los precursores de la temática de corredores biológicos a nivel latinoamericano, sin embargo, no se han realizado investigaciones en profundidad sobre su funcionalidad ecológica y su importancia como posibles hábitats para especies desplazadas (Morera *et al.*, 2021).

Las condiciones que poseen los corredores biológicos y sus aportes, como lo la provisión de servicios ecosistémico, la composición vegetal heterogénea, sus condiciones de humedad y temperatura con respecto a áreas adyacentes, sustenta que autores como Bennet (2004) y Primo *et al.*, (2006) consideren que las áreas de bosque asociadas a un cuerpo de agua o bosques de ribera, fungen como corredores biológicos naturales. Brown y Lomolino (1998)

mencionan que los bosques de ribera permiten rutas de dispersión natural a través del movimiento de las especies, rutas de sorteo o filtros por lo que se debe de impulsar la investigación en estos sitios.

Fundamentado en lo anterior este estudio se centra en el análisis de la abundancia y patrones de actividad de mamíferos silvestres terrestres asociados a los bosques de ribera como espacios de conectividad, así como las dinámicas de la temperatura, la intensidad de luz y la cobertura de la tierra en los espacios adyacentes que potencien el desarrollo sostenible. El Corredor Biológico Montes de Aguacate, ubicado en el occidente de la gran área metropolitana, se ha seleccionado como área de estudio, debido a que cuenta con una matriz de paisaje heterogénea, así como datos de movilidad de fauna que facilitan el desarrollo de esta investigación.

1.2. Objetivos.

Objetivo General.

Evaluar la funcionalidad de los bosques de ribera mediante la relación entre variables climáticas y la matriz del paisaje para la determinación de la abundancia y los patrones de actividad de los mamíferos silvestres en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Objetivos Específicos.

1. Caracterizar la cobertura de la tierra, la temperatura e intensidad de luz como variables ambientales en los bosques de ribera del corredor biológico Montes de Aguacate.
2. Analizar la detección, riqueza y patrones de actividad de mamíferos silvestres en los bosques de ribera en el corredor biológico.
3. Desarrollar un índice de respuesta a partir de la relación de los mamíferos silvestres con las condiciones biofísicas en bosques de ribera como indicador de la funcionalidad del corredor biológico.

1.3. Antecedentes

1.3.1. La cobertura de la tierra y su influencia sobre la presencia de fauna.

Dentro de los elementos que se consideran primordiales para un ordenamiento del territorio adecuado es la comprensión de la cobertura de la tierra y su dinámica, de esta manera se puede planificar el desarrollo en el espacio contemplando el entorno biofísico (Aguayo *et al.*, 2009). Los estudios sobre cobertura de la tierra son diversos y en materia de conservación y monitoreo biológico han tomado especial relevancia (Sepúlveda-Varas *et al.*, 2019).

El comportamiento humano y las características del territorio el cual habita, moldean las actividades sociales, ambientales y económicas (Irwin y Geoghegan, 2001). Estas condiciones, así como la transformación progresiva y exponencial en el paisaje han provocado una alta tasa de degradación de espacios naturales (Johnson *et al.*, 2017). Entender cómo el crecimiento de la población humana, la infraestructura, demanda de recursos, actividades productivas y por ende el cambio en el uso de la tierra, es esencial para conocer cómo afectará la estructura y función de los ecosistemas (Sala *et al.*, 2009). Para comprender el cambio de uso y de cobertura de la tierra se reconoce también la importancia de un análisis desde una perspectiva interdisciplinaria, ya que explicar patrones espaciales y temporales de migración, crecimiento poblacional, presencia o ausencia de biodiversidad, así como acciones gubernamentales (Irwin y Geoghegan, 2001).

El cambio de cobertura de la tierra representa un desafío a nivel mundial y se considera ampliamente perjudicial para la biodiversidad (Gibson *et al.*, 2011). Sin embargo, se necesita especial atención en el neotrópico, el cual posee aproximadamente dos tercios de complejos ecosistemas de la biodiversidad terrestre, pero ha recibido una atención relativamente baja en investigación sobre su calidad y funcionalidad (Stroud y Feeley, 2017).

Debido al vacío de información que se posee en esta temática, nace la necesidad de realizar investigaciones que permiten identificar las coberturas de la tierra las cuales pueden representar para la vida silvestre condiciones óptimas o desfavorables para los requerimientos de las especies en este espacio (Schlönvoigt, 2019). Pagiola *et al.*, (2004), realizaron una clasificación de cuáles son las coberturas que pueden contener más biodiversidad con respecto a otros, a partir de su capacidad para captura de carbono y condiciones de biodiversidad.

Se identificó que el bosque primario es el ambiente con mejores condiciones para mantener la biodiversidad nativa de la región y en contraparte, las condiciones más adversas para el ecosistema natural son los cultivos anuales o monocultivos. En este mismo estudio se clasificaron otras coberturas que pueden ser favorables para el flujo de flora y fauna como por ejemplo áreas de cultivos frutales diversificados o poco intervenidos, bosques secundarios, en recuperación, así como bosques de ribera (Pagiola *et al.*, 2004).

Otros estudios mencionan que al intensificarse el uso de la tierra y al haber cambios en la cobertura, muchas composiciones vegetales pueden adaptarse o verse menos afectadas, sin embargo, en los ecosistemas alterados, la diversidad funcional (DF) y los avistamientos de fauna disminuyen drásticamente (Flynn *et al.*, 2008). En este mismo estudio se comprobó que la DF de especies es significativamente menor en espacios de uso agrícola que en paisajes naturales, además, se obtuvo como resultado que la pérdida de DF no es paralela a la pérdida de riqueza de especies, por lo que se considera que la riqueza de especies no es un indicador de una óptima diversidad funcional.

Con respecto a la presencialidad de mamíferos, se han realizado una serie de estimaciones en la región y en el país, para conocer el estado de conservación de ciertas especies, así como abundancia, patrones y distribución en las cuales se concluye que la existencia de mamíferos se puede ver influenciada según la cobertura presente (Flynn *et al.*, 2008). Ramesh y Downs (2015) mencionan la importancia de coberturas boscosas y húmedales para la conservación del paisaje y la presencia de mastofauna, la cual se ha visto disminuida por la alteración en el hábitat debido a las actividades agropecuarias.

Los paisajes que presentan menos alteraciones en las coberturas naturales de la tierra y la existencia de extensas áreas ayudan a solventar las necesidades ecológicas de las especies y proveen mejores condiciones para contener ciertas especies de mamíferos (Pagiola *et al.*, 2004). Para la fauna, estos espacios son de vital importancia, donde es posible obtener alimento, disponibilidad de forraje y agua, sitio de reproducción y anidación, así como un nuevo nicho o un espacio de transición hacia otros fragmentos (Doyle, 1990).

Ramesh y Downs (2015), concluyeron que existen especies de mamíferos que son capaces de adaptarse a la fragmentación del paisaje y cambios de cobertura, como lo es la sustitución

de áreas de bosques o charrales por tierras para la producción agropecuaria. Especies como el chacal de lomo negro (*Canis mesomelas*), potamóquero de río (*Potamochoerus larvatus*) o el antílope (*Tragelaphus scriptus*) han mantenido sus poblaciones relativamente estables pese a estas presiones a las cuales se enfrentan sus poblaciones.

Sin embargo, muchas especies no logran adaptarse o esta adaptación no sucede lo suficientemente rápido (Radchuk, *et al*, 2019), por lo que se ha reconocido que la abundancia ha disminuido conforme aumentan las actividades antrópicas. Ramesh y Downs (2015) detectaron una menor abundancia de puercoespín crestado (*Hystrix cristata*), mangosta negra (*Atilax paludinosus*) y gato serval (*Leptailurus serval*) debido al uso de plaguicidas, fragmentación del bosque y con ello variaciones en elementos climáticos.

Entre las variaciones climáticas que se han identificado son el aumento en la temperatura y los vientos, así como disminución de la humedad, lo que podría traer consigo cambios en el clima local, regional y global (Echeverría *et al*, 2007). Asimismo, se han identificado cambios estructurales en especies vegetal producto del aumento de la irradiación y temperatura (Patten y Smith-Patten, 2012), por lo que resulta preponderante analizar las tendencias con respecto a estas variaciones para conocer su posible influencia sobre los espacios boscosos a través de distintas fuentes de información y metodologías como lo son los datos satelitales.

1.3.2. Estimación de la temperatura e irradiancia superficial con información satelital. La aplicación y avance en herramientas tecnológicas, tales como dispositivos satelitales de observación terrestre han permitido a la comunidad científica obtener datos climáticos recopilados durante muchos años a escala mundial, los cuales han demostrado variaciones en las medias generales de registros climáticos, lo que la comunidad científica ha identificado como variabilidad climática (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2010a). A partir de esta información satelital ha sido posible realizar estudios de manera más localizada y con ello identificar posibles fluctuaciones en cuanto a temperatura, radiancia, humedad a nivel regional (Quattrochi y Luvall, 2000).

Diversos estudios han empleado como fuente de información los datos obtenidos por proyectos como Landsat y WorldClim para conocer la acumulación de calor en áreas urbanas

y correlacionar con la pérdida de vegetación en estos sitios. A través de Landsat se demostró que el cambio de la cobertura de la tierra ha provocado las condiciones para la aparición de islas de calor urbano, debido principalmente por la eliminación de la cubierta vegetal, el tipo de materiales de construcción, así como la infraestructura (Soto-Soto *et al.*, 2020). Esta urbanización produce una disminución en la permeabilidad de los suelos, obstaculiza el flujo de masas de aire, reduce o suprime totalmente la evapotranspiración y por ende la capacidad de enfriamiento natural del espacio (Yuan y Bauer, 2007).

En esta investigación Soto-Soto *et al.*, (2020) utilizaron datos primarios de los sensores multiespectrales TM de Landsat 5 y OLI/TIRS de Landsat 8, adquiridas del servidor del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS); estas imágenes georreferenciadas en el sistema UTM, poseen correcciones geométricas y radiométricas. Por medio de la instalación de termómetros con sensores digitales se calculó la temperatura superficial terrestre y validación en campo, y se concluyó que los espacios con cobertura vegetal en Armenia, Colombia, poseen nivel de temperatura menores que las áreas donde se ha aumentado la urbanización (Soto-Soto *et al.*, 2020).

El uso de datos satelitales cada vez es más variado y por medio de diferentes correcciones y procesos sobre los datos “crudos” es posible llevar a cabo distintos tipos de análisis (Quattrochi y Luvall, 2000). Un ejemplo de información satelital robustecida por otras fuentes de datos es el proyecto WorldClim, el cual ha generado un compendio de información histórica desde 1960 y con proyecciones climática futura hasta 2099 (Noce *et al.*, 2020)

Los valores mensuales de Worldclim corresponden a datos compilados utilizando información satelital y reportes de más de 9000 estaciones meteorológicas, interpolados espacialmente en cuadrículas, conocidas como superficies terrestres globales, las cuales incluyen la temperatura mensual, precipitación, radiación solar, presión de vapor y velocidad del viento (Fick y Hijmansb, 2017). Worldclim es la base de datos de decenas de investigaciones, las cuales han necesitado registros fehacientes de sitios remotos o valores de tiempos pasados o futuros, ya que proporciona información de superficies climáticas mundiales de manera gratuita (Cerasoli *et al.*, 2022).

Worldclim ha proporcionado a la comunidad científica datos climatológicos detallados, donde incluso en sitios sin estaciones meteorológicas, como remotas áreas montañosas en el norte de China, proveyó información de alta resolución para la estimación de la temperatura superficial y precipitación histórica desde 1901 a 2017 (Peng *et al.*, 2019). Asimismo, datos de radiación solar y temperatura de Worldclim fue utilizada para estudios en la región, por ejemplo, en Urabá, Colombia, en donde se empleó para estimar las tendencias climáticas a lo largo de las cuencas hidrográficas en la región y con esto se concluyó que estos datos climáticos globales a largo plazo pueden ser empleados para estudiar la distribución espacial de importantes variables hidrológicas y en diversos tipos de paisajes como lo son bosques, sabanas o bosques de ribera (Bastidas *et al.*, 2019).

1.3.3. Microclimas en bosques de ribera.

Diversos estudios han demostrado que el bosque de ribera presenta condiciones distintas en cuanto a temperatura, humedad, viento y radiación solar, con respecto a espacios sin cobertura forestal (Moore *et al.*, 2005). Estas condiciones generan un microclima distinto a las áreas aledañas, con una mayor disponibilidad del recurso hídrico, promedio de temperatura menor, una composición vegetal más compleja, disponibilidad de alimento y de reproducción (Miller *et al.*, 2001; Bennett, 2004; Spittlehouse *et al.*, 2004)

Este tipo de formación vegetal también presenta parámetros de humedad en suelo diferentes a la matriz que lo circunda, ya sea por el cuerpo de agua presente o por la cobertura que provee el dosel del bosque (Spittlehouse *et al.*, 2004). Estas condiciones de humedad y evaporación ayudan a disipar el calor, creando áreas más frías y húmedas lo que puede provocar que distintas especies transiten o se asienten en estos espacios (Danehy, 2000).

Bajo el dosel del bosque, a una altura de 2 metros, se ha logrado comprobar como el rango de temperaturas es menor que en las zonas colindantes, en donde se registra en el día 3°C menos que fuera de estas y en el periodo nocturno hasta 1°C mayor que en áreas denudadas (Cadenasso *et al.*, 1997). Sin embargo, las mayores diferencias de temperatura se registraron específicamente en el suelo, con diferencias entre 10°C y 15°C en el día y de 1°C a 2°C en periodo nocturno, lo que demuestra la importancia de la cobertura boscosa para mantener este rango relativamente estable si es contrastado con las áreas sin bosque (Spittlehouse *et al.*, 2004).

1.3.4. Intensidad de luz, temperatura y agua como factores de estrés en mamíferos.

Los mamíferos emplean distintas respuestas conductuales ante la exposición a diversos elementos climatológicos, agrupadas principalmente en reacciones de comportamiento y psicológicas (Norris y Kunz, 2012). En cuanto a la radiación solar, se ha identificado que la orientación corporal con respecto a la incidencia del sol, ayuda al individuo a minimizar la superficie expuesta y pueden absorber 30% menos calor radiante, sin embargo, dicho comportamiento de orientación disminuye cuando la accesibilidad a fuente de agua es segura (Maloney *et al.*, 2005).

Un ejemplo de este comportamiento es el de la ardilla del Cabo (*Xerus inauris*), que utiliza su cola para proteger su cuerpo de la incidencia directa del sol, lo que ayuda a reducir hasta en 5°C la temperatura corporal lo cual le permite largos periodos de exposición (Bennett *et al.*, 1984). Otros mamíferos como elefantes, rinocerontes, cerdos, entre otros, utilizan arena o lodo para cubrir sus cuerpos y de esta manera repeler la radiación solar (Gambino, 2011). Asimismo, las variaciones en la temperatura repercuten directamente en el comportamiento de las especies, ya que influye en los tiempos y distancias en los que estos se movilizan (Campos y Fedigan, 2009), ya que los mamíferos pueden mantener su temperatura corporal relativamente constante, si se encuentran dentro de su zona termoneutral (ZTN) y por ello utilizan distintas estrategias y ajustes cardiovasculares para afrontar estos cambios.

De acuerdo a Stelzner y Hausfater (1986), existen distintas maneras en la que los animales regulan su temperatura corporal, por ejemplo, seleccionando espacios con microclimas más fríos o evitando el esfuerzo físico, lo que se conoce como estrategias para contrarrestar el estrés térmico. También se ha identificado la termorregulación por comportamiento como ciertas posturas corporales que facilitan el enfriamiento o exponiéndose a la radiación solar, intensificando la respiración con la finalidad de perder calor por medio de la evaporación.

Un estudio realizado en el Parque Nacional Santa Rosa (PNSR), comprobó que mamíferos como los monos cara blanca (*Cebus imitator*) en periodos con temperaturas por encima de su ZTN tienden a desplazarse menos distancias que en condiciones menos cálidas. Este comportamiento responde a la accesibilidad al agua, así como características de humedad y

temperatura que contribuye a las especies en encontrar un microclima con condiciones más favorables (Moore *et al.*, 2005).

Campos y Fedigan (2009) demostraron que conforme la disponibilidad de agua disminuye (periodo seco) el mono cara blanca aumenta su área de vida y utiliza más zonas boscosas asociadas a cuerpos de agua. Estas limitaciones en el desplazamiento responden, a lo que Stelzner y Hausfater (1986) reconocieron como estrategias para evitar el estrés térmico, a través de la disminución del esfuerzo físico para obtener el recurso.

En dicho estudio, se identificó que, durante los periodos secos, grupos de monos visitaban sectores del bosque dentro del PNSR asociados a cuerpos de agua, mientras que estos espacios no fueron visitados en el periodo lluvioso. Se demuestra entonces, que conforme disminuye la disponibilidad de agua, las fuentes permanentes de esta y la vegetación adyacente son mayormente visitadas para satisfacer los requerimientos de la población Campos y Fedigan (2009).

Debido a la diversidad de comportamientos en las especies, resulta preponderante utilizar distintas metodologías para conocer de qué manera se adaptan ciertas especies a su entorno. A través de técnicas como observación directa, análisis de fuentes secundarias, (Campos y Fedigan, 2009; Ahumada *et al.*, 2011), o bien, datos recopilados por dispositivos instalados en campo, como lo es el fototrampeo, estaciones meteorológicas, huellas, rastros, entre otros (Di Bitetti *et al.*, 2006; González *et al.*, 2009; Sánchez *et al.*, 2019).

1.3.5. Fototrampeo para conocer patrones de actividades en mamíferos.

El fototrampeo es una de las técnicas para conocer las condiciones de abundancia y patrones de ciertas poblaciones, siendo este un método no invasivo de muestreo, el cual resulta ser una herramienta confiable para conocer el movimiento y comportamiento de las especies (Monroy-Vilchis *et al.*, 2009). Esta técnica es ampliamente utilizada para conocer las condiciones de mamíferos silvestres, ya que representa menor dificultad para reconocer individuos, además, constituyen una variedad de niveles tróficos muy amplia, por lo que son de gran importancia en la dinámica y salud del ecosistema (Bolaños y Naranjo, 2001; Nakashima *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2019). Una de las ventajas de esta técnica es que la persona investigadora no influirá en los procesos naturales en el medio natural, sino que

gracias a la observación remota se puede documentar el comportamiento de la especie que se desea u especie objetivo (Bridges y Noss, 2011).

Según Bridges y Noss (2011) el uso de cámaras trampa para estudiar el comportamiento animal y patrones de actividad se puede dividir en las siguientes categorías:

1. ritmos circadianos
2. depredación de nidos
3. forrajeo
4. partición de nichos y sistemas sociales
5. hábitat de uso
6. refugios y reproducción

Los ritmos circadianos corresponden al comportamiento de una especie determinada en un ciclo de 24 horas, es decir, se puede registrar si la actividad de una especie es diurna o nocturna o si cambia en una época o estación del año, como el caso del oso negro (*Ursus americanus*) en Norteamérica, con un periodo de actividad mayor en el día, sin embargo, en el otoño aumentó la actividad en horas de la noche, posiblemente por el inicio de la temporada de cacería (Bridges *et al.*, 2004). Asimismo, se ha registrado que la actividad del ocelote (*L. pardalis*) es predominante nocturna tanto en Belice (Dillon y Kelly, 2006) como en Argentina sin existir tampoco diferencias en el periodo de actividad en hembras o machos (Di Bitetti *et al.*, 2006).

La depredación de nidos es otro de las categorías de uso de cámaras trampa, lo que permite la identificación de depredadores de huevos y polluelos en nidos naturales (Major y Gowing 1994) o la identificación de depredadores potenciales en nidos artificiales (Cain *et al.*, 2003). De esta manera se ha logrado comprobar que las aves rapaces al depredar nidos prefieren alimentarse del polluelo que de los huevos, mientras que los mamíferos pequeños no discriminaban en su presa, sino que el factor que influye es la disponibilidad de alimento (Liebezeit y Luke, 2002).

En lo que respecta al forrajeo o zonas de alimentación, provee de información relacionada con el comportamiento y patrones de actividad de las especies al satisfacer sus necesidades alimentarias (Bridges y Noss, 2011). Estos registros permiten estimar el momento, la

duración y la frecuencia de las visitas de una especie en particular, documentar comportamiento-vigilancia del grupo, así como determinar el tamaño del grupo y la sociabilidad (Altendorf *et al.*, 2010).

La partición de nichos y sistemas sociales es otro de los enfoques en los que se puede categorizar el uso de las cámaras trampa, por medio de recopilaciones sobre patrones de comportamiento y actividad, se utilizan datos para construir modelos y utilizando un solo diseño de estudio, se ha comenzado recientemente a examinar la división de la actividad temporal y las implicaciones asociadas para la superposición de nichos en especies simpátricas (Fedriani *et al.*, 2000; de Almeida *et al.*, 2004; Rivero *et al.*, 2005; Wachter y Attum 2005).

A través de esta categoría se ha logrado diferenciar tiempos de alimentación en cánidos de tamaño mediano, las cámaras fueron colocadas en senderos para estudiar la superposición de nichos en lobos de crin (*Chrysocyon brachyurus*), zorros cangrejeros (*Cerdocyon thous*) y zorros canosos (*Lycalopex vetulus*) en Brasil, y encontraron tiempos de alimentación nocturnos similares, pero tiempos de alimentación diurnos diferenciales (de Almeida *et al.*, 2004). Sequin *et al.*, (2003) logró describir la estructura social de una población de coyotes (*Canis latrans*) y caracterizar el comportamiento su nivel jerárquico, alfa, beta, residente o transitorio.

También la categoría de hábitat de uso se ha popularizado para evaluar la ocupación y uso del hábitat (Bridges y Noss, 2011), a través de la comparación de la abundancia relativa de las especies de estudio en los hábitats en función de las frecuencias de captura fotográfica. Augustine (2004) estudió el impala (*Aepyceros melampus*) en claros frente a hábitats de matorrales y utilizó el número de rebaños fotografiados por período de 24 horas para evaluar la presencia estacional y encontró que el impala seleccionaba claros ricos en nutrientes con más frecuencia que los matorrales de acacia durante las estaciones secas y húmedas.

La categoría de refugio y reproducción es otra de las aplicaciones de esta técnica de muestreo, mediante un dispositivo instalado en la madriguera, en el nido o guarida de determinada especie y por su activación remota permite una menor intervención en este proceso (Bridges *et al.*, 2004). Doody y Georges (2000) utilizaron cámaras trampa en un estudio de los nidos

de la tortuga nariz de cerdo (*Carettochelys insculpta*) para determinar el momento de inicio del nido, el tiempo de eclosión y salida de las crías y para vincular a las madres con nidos específicos.

Por medio de este tipo de técnicas se logró obtener un panorama de la abundancia de mamíferos en la cuenca del río Bitá, Vichada Colombia, a través de una investigación que se realizó en periodo seco y lluvioso. Hubo cambios en los patrones de actividad en el *L. pardalis*, en el que pasó de tener una actividad predominantemente diurna a nocturna, durante el periodo de alta precipitación, esta modificación puede responder a la actividad de sus presas (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018). Asimismo, se reconoció la importancia de conocer los patrones de actividad de los mamíferos, ya que se puede estimar la afectación de las actividades humanas en el comportamiento de la mastofauna.

González *et al.*, (2009) llevaron a cabo un estudio en la región de Cordillera de Talamanca, donde por medio del uso de cámaras trampa demostraron que hay especies de mamíferos menores que se adaptan mejor a la presencia de seres humanos, mientras que otras, su distribución resultó ser más restringida a espacios con menores perturbaciones. Se identificó que las poblaciones de especies como *Procyon lotor*, *Eira barbara* y *Nasua narica* han incrementado, posiblemente por la ausencia de depredadores debido al aumento de las comunidades humanas (Elmhagen y Rushton, 2007).

Por el contrario, especies como el *Potos flavus*, tuvo una menor frecuencia relativa durante la investigación asociado a distintas razones, como lo son los patrones de actividad generalmente nocturnos y arbóreos, degradación de hábitat, por lo que podría concluir que la presencia del ser humano si afectó su comportamiento (González *et al.*, 2009). Los resultados obtenidos dentro de este tipo de estudios pueden brindar información para plantear estrategias de conservación enfocadas a especies con patrones nocturnos (generalmente más amenazadas por cacería) y que muchas veces no son contempladas por falta de información científica, datos o de apoyo institucional (González *et al.*, 2009).

En la Reserva Alberto Manuel Brenes, Alajuela de Costa Rica se utilizó el fototrampeo para conocer la diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes; por medio de distintos índices como: Abundancia Relativa, Riqueza Específica, Margalef, de Equidad

de Pielou (IEP) y el índice de Shannon Wiener (ISW), estos últimos empleados para estimar la diversidad de especies (Sánchez *et al.*, 2019). Por medio de esta metodología y con un esfuerzo de muestreo de 1393 días-trampa se logró registrar 17 especies de mamíferos (entre ellos carnívoros mayores como *P. concolor* y *L. pardalis*) y 410 registros independientes, y según el índice de Margalef corresponde a una diversidad alta; de acuerdo con el IEP se identificó que no existe una diferencia marcada en la presencialidad según sea época lluviosa o seca, en lo que respecta al ISW mostró una diversidad moderada.

Sánchez *et al.*, (2019) mencionan que dicha investigación es una estimación y estos registros pueden ser de mucha utilidad, sin embargo, se recomienda replicarla en un área de estudio más amplia, con la finalidad de detectar más u otras especies en otros pisos altitudinales o microhábitats. A pesar de esto, se reconoce que el estado de conservación del área de estudio es bueno, al haber registro de carnívoros mayores (Cueva *et al.*, 2010). De igual manera, resulta preocupante, la ausencia de uno de los principales dispersores de semillas como lo es el chanco de monte (*Tayassu pecari*), distintos autores mencionan que esta baja puede ser ocasionada por cambios de cobertura de la tierra y la cacería (Pérez-Cortes y Reyna-Hurtado, 2008; Cartín y Carrillo, 2017).

1.4. Justificación

El proceso de expansión de la frontera agrícola y reducción de la cobertura forestal genera cambios en los patrones de desplazamiento y hábitat de la biodiversidad. Dichas presiones provocan que las especies sean confinadas a espacios cada vez más reducidos, lo que puede desencadenar en pérdida progresiva de la biota producto de espacios que no son capaces de proveer las condiciones apropiadas para cada especie (Christie y Knowles. 2015).

Este deterioro ambiental ha generado cambios en la estructura del paisaje, propiciando que las interacciones biológicas disminuyan, provoque pérdida en genotipos y de especies, además de variaciones en condiciones climáticas (Smith y Smith, 2007). Los biólogos Edward O. Wilson y Willis (1975) a partir del concepto teórico de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson, propusieron los corredores biológicos como una alternativa de enlazar estos remanentes de bosque (Alfonso *et al.*, 2017).

Estos enlaces de paisaje tienen lugar en un complejo entramado de distintas coberturas y usos, con actividades socioeconómicas y comunidades, las cuales pueden influenciar de manera positiva o negativa la conservación de biodiversidad en estos espacios de uso mixto. La gestión adecuada de estos espacios puede lograrse si se analiza y se plantean soluciones desde los objetivos del desarrollo sostenible (ODS) y agroecología, con la finalidad de mejorar la calidad ambiental y hacerle frente a la degradación de ecosistemas.

Los corredores biológicos tienen un gran aporte al desarrollo sostenible, desde sus tres principales pilares: económico, social y ambiental. El eje ambiental es el preponderante dentro de los tres pilares, ya que el principal objetivo de estos enlaces de paisaje es facilitar el flujo de especies dentro de una matriz y entre áreas protegidas o con mejores condiciones de vegetación (Bennett, 2004). La evidencia científica de las contribuciones de los corredores biológicos (CBs) para la conservación de la biodiversidad es su principal razón de ser y contribuye directamente con el desarrollo sostenible y la protección de los recursos naturales (Morera-Beita *et al.*, 2021).

Desde la perspectiva de la sostenibilidad ambiental, es posible potenciar los otros dos ejes del desarrollo sostenible, a través de prácticas ambientalmente responsables, como optimizar la productividad y técnicas de las fincas dedicadas al sector agropecuario (Altieri, 2001). El

eje económico en mención puede verse beneficiado por medio de actividades como agricultura sostenible (Arauz y Arias, 2016; Arroyave-Puerta y Marulanda-Valencia, 2019) y oferta de servicios ecoamigables que se lleven a cabo dentro de las áreas de los CBs como lo es el turismo ecológico, una de las principales fuentes de ingresos del país (Benavides-Vindas, 2020).

En lo que respecta a la dimensión social, se debe de contemplar el beneficio que conlleva a las comunidades humanas habitar espacios poco fragmentados y con condiciones de conectividad, así como la resistencia ante padecimientos de salud como afecciones respiratorias (Rook, 2013). Además, estos espacios también pueden ser aprovechados por las comunidades como lugares de esparcimiento, educación y fuente de empleo, que con la respectiva orientación es posible lograr un óptimo desarrollo sostenible (Morales-Cerdas *et al.*, 2018).

Estas condiciones de uso mixto dentro de los CBs contienen espacios con una mayor conectividad como son los remanentes de bosque primario o secundario, cultivos frutales diversificados o poco intervenidos, así como los bosques de ribera (Pagiola *et al.*, 2004). Asimismo, esta composición vegetación, la temperatura y humedad propician mejores condiciones para albergar biodiversidad en contraste con las zonas adyacentes (Bennett, 2004).

Por esta razón se plantea ahondar en el conocimiento de los corredores biológicos en nuestro país, por medio de la evaluación de la funcionalidad de los bosques de ribera mediante la relación entre la matriz de cobertura de la tierra y las variables climáticas con respecto a la abundancia y patrones de actividad de mamíferos silvestres. Por medio de esta metodología se evalúa la función de los bosques de ribera e identificar cómo y cuales especies utilizan estos espacios dentro de la dinámica del corredor biológico, además de cómo puede influir la matriz de cobertura en la biodiversidad la y con ello mejorar la gestión en los corredores biológicos, así como reducir las posibles afectaciones.

Capítulo 2

Revisión de literatura

2.1. Ecología y conservación.

A comienzos del siglo XIX distintos botánicos iniciaron sus expediciones y a trazar el mapa de la vegetación del planeta (Abel, 2020). Con importantes aportes de geógrafos como Carl Ludwig Willdenow y Alexander von Humboldt, se identificó que en las zonas con climas similares presentaban vegetación semejante en su morfología, por lo que concluían que estas responden a su medio ambiente físico, dicha relación propició investigaciones entre la geografía y biología de las plantas (Smith y Smith, 2007).

Fue en 1895 cuando aparece por primera vez la palabra *ecología* en un texto, publicado por Warming y llamado *Plantensamfund*, el cual mencionaba cómo en diferentes regiones del mundo, la naturaleza lograba resolver problemas similares con materias primas distintas (Anker, 2011). Progresivamente las investigaciones y disciplinas científicas fueron complejizando, al integrarse otros enfoques, además, el interés por la botánica y la ecología fueron ganando adeptos; lo cual generó un banco de conocimientos importantes y avances tecnológicos que a la postre se conocería como “la sociedad del conocimiento” (Federico-Núñez, 2008). Producto de investigaciones en ciencias naturales y con la finalidad de conocer y clasificar la biodiversidad, así como el interés de distintos grupos sociales como productores y tomadores se identificó un proceso acelerado de degradación de hábitats (Gudynas, 2004).

La apropiación de los recursos naturales después de la revolución industrial inició un proceso de extracción de riquezas mineras, lo cual desencadenó una presión sobre los espacios naturales, tala indiscriminada, cacería de animales silvestres, así como pérdida de suelo. Este periodo que tuvo inicio hace casi dos siglos y sigue repercutiendo sobre ecosistemas alrededor del planeta, lo que ha representado una serie de amenazas tanto para ambientes naturales como espacios urbanizados (Ceballos *et al.*, 2015).

Se reconoce la problemática en relación con la contaminación de agua, aire y suelo, escasez de recursos y pérdida de áreas boscosas, lo cual genera una disminución en la biodiversidad y vulnerabilidad del hábitat (Soulé y Sanjayan, 1998). Debido a esta crisis, el ser humano ha

intentado conocer, medir y contrarrestar el impacto de esta degradación a través de distintas teorías planteadas y muchas de estas materializadas (Primack, 1995).

Como respuesta ante la preocupación por la presión y degradación de hábitat, surgió el concepto de conservación, término que ha ido evolucionado junto a la problemática que experimenta el planeta, pero en sus distintos enfoques de conservación, busca el estado de balance y estabilidad en las acciones del ser humano, en relación con el medio ambiente (Monroy-Vilchis, 2003). Ceballos *et al.*, (2015), mencionan que la pérdida de biodiversidad actual es excepcionalmente rápida y el aspecto más significativo de esta crisis ambiental es la pérdida de hábitat, la sobreexplotación y los efectos de la variabilidad climática.

El género humano ha propiciado las condiciones de disminución, amenaza y extinción de un gran número de especies; el planeta está viéndose afectado por cambios que nunca se habían presentado con anterioridad y es por esta razón, que ha causado gran preocupación en gran parte de la comunidad científica y civil (Bennett, 2004). Tal ha sido la afectación que un ¼ de la superficie terrestre se considera degradada, principalmente por erosión, salinización y cambios en el uso del suelo, lo que se traduce en una pérdida anual de paisaje forestal de aproximadamente 0.52% a nivel mundial (Otto, 2018).

Esta presión sobre los ambientes boscosos genera una disminución en la conectividad del hábitat y por ende una problemática que incide tanto directa como indirecta en el ecosistema, debido a la fragmentación, provocada por la transformación del paisaje, con el fin de habilitar tierras para actividades agropecuarias, desarrollo urbano u otras actividades (Monroy-Vilchis, 2003). Este patrón en el paisaje genera una serie de cambios en los procesos ecológicos y, por ende, en las poblaciones de flora y fauna; además del suelo y el recurso hídrico (CONABIO, 2007), debido a esto es posible que los espacios con cobertura vegetal sean percibidos como remanentes de los requerimientos de hábitats para muchas especies.

2.2. Áreas protegidas y paisaje.

La degradación de hábitats provocada por las actividades humanas ha desencadenado dinámicas distintas en los remanentes de bosque, donde se presentan alteraciones en los ciclos biológicos, pérdida de material genético, especies y ecosistemas (Bustamante y Grez 1995, Fahrig 2007). Al reducirse la cobertura boscosa, no solo declina la diversidad de

hábitats a nivel local, sino también el área total del medio disponible para las especies, asimismo, la fragmentación confina a las poblaciones aisladas en los parches remanentes, además de mayor dificultad de desplazamiento, lo cual incrementa el riesgo de extinción, ya sea por factores demográficos (bajo nivel de individuos) o por la ocurrencia de perturbaciones naturales (Guariguata y Kattan, 2002).

Esta degradación de las condiciones habituales del ambiente ha generado preocupación dentro de la comunidad científica desde el siglo XX por lo cual diferentes autores han propuesto alternativas para conservar la biodiversidad (Alfonso *et al.*, 2017). Pese a que ya en el siglo XVIII otros espacios habían sido protegidos, estos fueron establecidos no con fines de conservación de biodiversidad, sino como sitios de abastecimiento o extracción de recursos tales como alimento y materias primas (Diegues, 2000).

Como parte de estas estrategias, a inicios del siglo XIV se instauró el área protegida Bogd Jan Uul en Mongolia en Asia o el Parque Nacional Real en Oceanía (Djossa, 2018), posteriormente, en el siglo XIX, la instauración del Parque Nacional Yellowstone en 1872, siendo la primera área protegida de Norteamérica (Shafer, 1999) y una de las primeras alternativas real con fines de preservación en el planeta como respuesta ante la pérdida de biodiversidad (Bahia de Aguiá *et al.*, 2013). Dicho parque abarca parcialmente tres estados (Wyoming, Idaho y Montana) y se extiende por 8983 km², hábitat de especies como osos pardos y negros, lobos, pumas, bisontes, alces americanos y carneros de las montañas Rocosas (NPS, 2019).

Asimismo, en países como Australia, Canadá, Nueva Zelanda, México, Sudáfrica y el resto del mundo dichas áreas se empezaron a instaurar (Costa, 2002), considerados estos espacios necesarios para preservar elementos con gran valor natural, sin embargo, generalmente se desplazaban y excluían las comunidades y residentes tradicionales (Diegues, 2000).

Autores como Costa (2002) y Bahia de Aguiá *et al.*, (2013) consideran que el método habitual y empleado desde el siglo XX, basado en un modelo de isla, para la delimitación espacial de las áreas protegidas, la cual se encuentra rodeada de un entorno ajeno y distinto es errado. Esta metodología genera un aislamiento tanto desde la perspectiva de la dinámica ecológica, así como desde la visión preservacionista de una naturaleza intocable con una nula intervención del ser humano, lo cual excluye muchas veces a los actores principales, tales

como grupos indígenas o campesinos, quienes han logrado mantener las condiciones bióticas sostenidas en el tiempo; al establecer un área protegida y ordenar la expulsión de estas personas es posible crear un ambiente de rechazo ante estas iniciativas de protección o hacia las autoridades encargadas de hacer cumplir con dicha legislación (Diegues, 2000).

2.3. Corredores Biológicos como estructura y enlace de paisaje

La fragmentación de la cobertura forestal producto de las distintas e invasivas actividades humanas, han generado cambios en la estructura del paisaje, lo que propicia que las interacciones biológicas disminuyan, provoque pérdida en genotipos y de especies entre otros. Biólogos de renombre como Edward O. Wilson y Willis (1975) se basaron en la teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson, para proponer los CBs como una alternativa de enlazar estos remanentes de bosque (Alfonso *et al.*, 2017).

La teoría de biogeografía de islas consiste en que la cantidad de especies encontradas en una isla es determinada por el tamaño de esta y la distancia a la cual se encuentra del continente. Por lo que se deduce que entre más grande sea la isla presentará mayor cantidad de especies, además, entre más cercana se ubique al continente, más cantidad de especies tienen la posibilidad de llegar a espacios (MacArthur y Wilson, 1967).

Esta teoría años después fue el principal sustento para que Wilson y Willis (1975) propusieran los corredores biológicos como una estrategia para conservar la biodiversidad. Primack *et al.*, (2001), mencionan la relación entre la teoría de islas y el concepto de corredor biológico (CB); donde identifican que las “islas” son estos espacios que, debido a sus condiciones, son capaces de contener más especies, enlazados entre sí por fragmentos favorables, lo cual puede disminuir la posibilidad de extinción de las especies, así como ayuda a la conservación de hábitats aislados. Con esta teoría, se desarrolló el concepto de equilibrio dinámico, es decir, que las fuerzas opuestas mantienen la constancia en alguna característica de un sistema a pesar de posibles cambios en el ecosistema (Brown y Lomolino, 1998).

Otra teoría que debe de ser considerada en cuanto a enlaces de paisaje, hábitats conectados y fragmentados es la de metapoblaciones, la cual intenta describir la dinámica de poblaciones en los ecosistemas, inicialmente esta fue planteada para analizar las poblaciones de insectos

en campos agrícolas (Smith y Smith, 2007). Esta teoría corresponde a un conjunto de poblaciones “vecinas” que intercambian individuos (de la misma especie), comportándose como una gran población fragmentada, dividida en fragmentos o islas, las cuales contienen *subpoblaciones*. Esto debido a que las especies se distribuyen por un espacio heterogéneo y no todo el territorio es óptimo para cada especie, de manera que los individuos se distribuyen en esos espacios del territorio con mejores condiciones (Hanski, 1994).

Sin embargo, las actividades humanas y en menor medida, los desastres naturales, son las principales causas del aumento del fenómeno de metapoblación en la naturaleza (Fahrig 2007). Expertos en biogeografía mencionan que los CBs actualmente son uno de los principales tipos de rutas de dispersión dentro de esta matriz de ambientes no favorables para la biodiversidad (Ćurčić y Đurđić, 2013). Brown y Lomolino (1998), identifican cuatro tipos básicos de rutas de dispersión en función de sus efectos sobre el intercambio biótico:

- I) Corredores biológicos (rutas de dispersión que permiten el movimiento de especies de un área a otra)
- II) Filtros (estos espacios pueden presentar condiciones adversas para ciertas especies por lo que algunos no podrían movilizarse hacia otros espacios)
- III) Rutas del sorteo (posibilidad de dispersión de una región a otra a través de una barrera principal)
- IV) Otras rutas de dispersión (se pueden formar cuando una masa de tierra se desplaza de un lugar a otro por la expansión del fondo marino).

Con respecto al primer tipo de ruta de dispersión anteriormente mencionado, Alfonso *et al.*, (2017), mencionan que el papel principal de los CBs es aumentar la conectividad entre áreas que contengan biodiversidad, rodeados de espacios degradados o con una biodiversidad disminuida producto de la fragmentación. Dicha conectividad se refiere a la facilidad de movimiento de la biota entre distintos fragmentos, esto beneficia a los ecosistemas ya que propicia las características necesarias para facilitar la interacción entre procesos de comportamiento, reproducción, forrajeo, transporte y movilidad (Crooks y Sanjayan 2006).

Según Bennett (1999) los CBs pueden ser interpretados desde dos componentes principales: el estructural y el funcional. El estructural lo determina la distribución en el espacio de diferentes hábitats en el paisaje, influye la continuidad, el tamaño y distribución de estos

hábitats, el tamaño de las brechas entre cada uno, la matriz en la cual está contenida y la distancia a atravesar por cada especie. El componente conductual de la conectividad hace referencia a la percepción y respuesta de una especie o comunidad, con respecto a la estructura física de paisaje, en donde se encuentran. Aquí influyen algunos factores: la percepción de la escala a la hora de desplazarse dentro del medio ambiente, tiempos de desplazamientos, el tipo de tolerancia de una especie a un espacio alterado, así como respuesta ante depredadores (Bennett, 2004).

Cada especie posee un componente conductual distinto a otros, aunque estos se encuentren en una misma parcela, los niveles de conectividad son diferentes entre una especie u otra. Es por esta razón que Alfonso *et al.*, (2017), menciona que es indispensable determinar la conectividad funcional en corredores biológicos para comprobar su efectividad, de esta manera establecer cual organismo o poblaciones resulta útil este espacio

Como lo mencionan los autores anteriormente citados, es posible un mejor análisis en los CBs si se es interpretado a nivel funcional. Los investigadores proponen dos alternativas:

1. La utilización de especies focales para crear redes de conectividad y seleccionar áreas prioritarias de conservación.
2. Utilizar especies sombrilla para abarcar requerimientos ecológicos de otros organismos y espacios más extensos para subsistir, las cuales, si estas necesidades son solventadas, propiciará que las condiciones adecuadas para gran variedad de organismos también sean solventadas (WWF, 2018).

Se debe de contemplar ambos enfoques (estructural y funcional) puesto que, de manera contraria, se podría sesgar o no cumplir con la intención del CB, la cual es propiciar las condiciones para el movimiento de especies. La estructura es importante tomar en cuenta, ya que es por estos espacios que las especies transitarían, si la cobertura no posee las características necesarias, no se utilizará este enlace. Por su parte, la funcionalidad nos indicará basado en los requerimientos de determinará especie si es capaz de usar estos espacios de conectividad para su movilización.

Existen una serie de beneficios en relación con los CBs, los cuales siendo estos gestionados de una manera adecuada pueden propiciar condiciones para un desarrollo sostenible. Este espacio podría fungir tanto para uso de vida silvestre como para el beneficio del ser humano, llevar a cabo sus actividades económicas, de una manera responsable con el medio ambiente y sin influir en los procesos ecológicos que tengan lugar en este espacio (Arauz y Arias, 2016).

Morera *et al.*, (2007), mencionan otros beneficios que proveen estos enlaces de paisaje y cómo favorecen en la conservación, por ejemplo, una disminución de la escorrentía superficial, aumento en la recarga acuífera, mayor capacidad para la fijación temporal de carbono, así como un aumento en la humedad del aire y disminución de la temperatura. Bennett (1999) menciona también que al existir estos espacios de conectividad facilita el flujo y resistencia genética y contrarresta la pérdida de alelos que puede provocar la fragmentación del hábitat.

Según Feoli (2009) los CBs presentan diferentes aportes en materia de conservación, pero aclara que puede ser, además, una alternativa bastante eficiente para el manejo de cuencas hidrográficas y servir como filtro y poder disminuir posibles efectos negativos para flora y fauna. Smith y Smith (2007), comentan que, estos espacios pueden facilitar el flujo de genes entre las subpoblaciones y ayudar a repoblar ciertos hábitats que habían sido afectadas por extinciones locales producto del detrimento en la calidad de hábitat.

Asimismo, Schlönvoigt (2019) asegura que a pesar de que la estructura de los CBs no es tan extensa, estas áreas presentan mayor resistencia genética. De igual manera se determinó que los espacios conectados con cobertura boscosa dentro de un CB, puede contener poblaciones más resistentes al aumento de la mortalidad fuera de esta área, además, las interacciones entre especies también pueden desempeñar un papel importante en la configuración de las respuestas genéticas de las poblaciones a estos corredores. Por el contrario, una fragmentación del paisaje puede provocar endogamia o mayor deriva genética, lo que puede desencadenar en la disminución del tamaño efectivo de la población y la diversidad genética (Aló y Turner, 2005).

Por medio de un estudio realizado por Christie y Knowles (2015) quienes analizaron cuatro especies distintas (salamandra, árbol de haya (*Fagus sylvatica*, lobo y una especie de grillo) en relación con el tamaño de la población, el intercambio de individuos entre parches y la reducción de la deriva genética. Se considera que la estructura de paisaje es un elemento de gran importancia para la conservación, donde mencionan que el hecho de aumentar el área de un CB va a mejorar las condiciones de mayores tamaños absolutos de población y facilita el intercambio de individuos.

Las investigaciones realizadas por Peng *et al.*, (2018) y Christie y Knowles. (2015), obtuvieron resultados similares, se concluyó que la diversidad genética aumenta conforme el tamaño del parche lo hace también, cuanto más grande sea el fragmento conector o corredor, la capacidad de mantener biodiversidad incrementa. Además, ambos documentos mencionan los beneficios que posee diseñar los CBs considerando enlazar el paisaje para facilitar la movilidad de múltiples especies, lo cual propiciaría un ambiente ecológico más favorable.

Es por esta razón y como se ha mencionado con anterioridad, el diseño de este tipo de enlaces de paisaje debe de ser propuesto a partir de la funcionalidad y estructura del área. Si estas dos variables son integradas, se puede lograr un mayor éxito y alcance en los objetivos para los CBs, además, al ser diseñados para comunidades enteras y no solo una en específica, puede generar mayores beneficios a las especies que se pretender conservar (Christie y Knowles, 2015).

Peng *et al.*, (2018), se basa en la misma línea de proponer diseños para un CB con el objetivo de proteger una serie de organismos o comunidades y no solamente centrarse en una especie focal. En este documento se explicó dos métodos utilizados para determinar el diseño y función de un CB como lo es la teoría de circuitos y las rutas de menor costo; la primera consiste en percibir el paisaje como una superficie bidimensional el cual presentan diferentes niveles de conectividad, es decir, supone que los animales tienen un conocimiento del espacio y seleccionan su desplazamiento óptimo. Por su parte, la teoría de ruta de menor costo, como su nombre lo indica, hace referencia al “costo” acumulativo más sencillo para el organismo, por lo que se considera un desplazamiento aleatorio (Peng *et al.*, 2018).

Arauz y Arias (2016) mencionan que, para el diseño de un CB, se debe de tomar en consideración elementos como cobertura vegetal existente, los servicios ecosistémicos que el área provee y tenencia de tierra. La tenencia de la tierra es un elemento primordial, puesto que las áreas pueden ser de propiedad privada u estatal y podrían presentarse intereses opuestos a la conservación (Arauz y Arias, 2016). Asimismo, la vegetación y red hídrica, debe ser considerada para planificar y crear los enlaces para beneficiar la mayor cantidad de especies según sus requerimientos de hábitat, lo cual puede beneficiar no solo a nivel de flora y fauna, sino también propiciar una mejora en el ambiente acuático y reducir la erosión (Morera *et al.*, 2007).

De igual manera, autores como Simberloff *et al.*, (1992) Fernández (2008) y Haddad *et al.*, (2014), mencionan que esta misma condición de conectividad entre fragmentos, la cual permite una serie de beneficios, puede representar posibles efectos negativos. La propagación especies invasoras, exponer a especies o comunidades que se esperan proteger a riesgos externos como depredadores o cazadores, aumentar la propagación de perturbaciones no deseadas, como incendios, así como introducción de patógenos a los ecosistemas son parte de las posibles amenazas (Haddad *et al.*, 2014).

Sin embargo, tras casi 30 años del surgimiento de estas preocupaciones no se ha realizado una revisión sintética de la investigación que evalúe su validez, como consecuencia de los pocos estudios científicos sobre los efectos negativos en general, ya que las publicaciones exhaustivas sobre CB sólo han especulado sobre los efectos negativos y ofrecen poca orientación sobre otras alternativas o soluciones (Hilty *et al.*, 2006; Rudnick *et al.*, 2012).

Haddad *et al.*, (2014) mencionan que para identificar concretamente los efectos negativos de estos espacios se deben de realizar investigaciones a mayor escala, no solamente a “escala experimental”. Además, se debe de contemplar cuándo los efectos de los CBs sobre las especies invasoras o las perturbaciones pueden ser negativos para las especies de interés por la cual fue diseñado el CB, asimismo, estas posibles afectaciones podrían representar un efecto menor en comparación con los efectos positivos que se han logrado documentar en materia de dispersión, movimiento y conservación de la biodiversidad (Hilty *et al.*, 2006).

La prioridad para cada CB y su relación con la planificación regional variará de múltiples factores, según los valores ecológicos, el interés en la conservación por parte de las políticas de estado o la sociedad civil, así como los recursos que este posea. Algunos CBs propuestos también pueden ser más prioritarios que otros, según su alto valor de conservación a una red regional o una alta factibilidad (Bennett, 2004).

2.4. Relación de los corredores biológicos con los Objetivos del Desarrollo Sostenible.

El Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), planteó en la Agenda 2030, 17 Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS), los cuales adoptan medidas para mejorar las condiciones a nivel económico, social y ambiental, dentro de un marco de cooperación internacional y articulación entre instituciones (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2018). Considerando lo anterior esta investigación relaciona los CBs como estrategia de conservación para el cumplimiento de las metas en los ODS planteados.

Gudynas (2004), menciona que se debe de construir una sociedad sostenible para que el desarrollo que se realice aporte mejoras reales en la calidad de vida de las personas, atendiendo las necesidades sin perjudicar la vitalidad y diversidad de los ecosistemas. Las tres dimensiones del desarrollo sostenible (DS) (ambiental, social y económico) pueden ser líneas orientadoras para analizar los CBs y los aportes que estos, si son gestionados de manera adecuada, pueden generar alternativas y soluciones de desarrollo para las comunidades, sin olvidar el principal objetivo de estos enlaces, conectar espacios boscosos para facilitar el movimiento de biodiversidad (Simberloff *et al.*, 1992).

Las comunidades que habitan dentro de los CBs deberían de hacer un uso sostenible de los recursos, prácticas ecológicamente sostenibles y producción responsable, lo cual proveería beneficios directos e indirectos para las personas y así, impactar de mejor manera los ecosistemas (Arauz y Arias, 2016). Altieri (2001) menciona que se ha promovido desde hace unos años, la necesidad de proponer ajustes en la producción convencional, especialmente desde el sistema agropecuario, el cual debe de ser ambientalmente, socialmente y económicamente más viable y compatible.

De esta manera, es posible identificar similitudes entre algunos objetivos y metas del DS, con los beneficios y actividades que se pueden llevar a cabo en los CB. Dentro de los ODS

planteados, el número 6. Agua Limpia y Saneamiento, plantea en una de sus metas mejorar la calidad del agua, eliminando el vertido, reduciendo la contaminación y la emisión de productos químicos, así como proteger y restablecer los ecosistemas acuáticos o relacionados al agua, incluyendo bosques, montañas, humedales (PNUD, 2018). Hawes, E., y Smith, M. (2005) mencionan que los ecosistemas naturales representan una de las mejores coberturas para optimizar el rendimiento hidrológico, regular caudales, así como garantizar una alta calidad del agua, por ello, que los bosques riparios y la conectividad de fragmentos en el paisaje de los CB puede ser un elemento que contribuya a alcanzar las metas propuestas en el ODS 6.

Asimismo, Ciudades y Comunidades Sostenibles, ODS 11 menciona la importancia de desarrollar los asentamientos de manera sostenible, cumpliendo un ordenamiento territorial y sin propiciar mayor vulnerabilidad sobre espacios naturales, generando la degradación del hábitat (PNUD, 2018). Como se ha mencionado, las actividades productivas e infraestructuras deberían de realizarse de manera sostenible y utilizando técnicas amigables con el ambiente, de lo contrario puede generar aislamiento de poblaciones y cambios en patrones reproductivos (Arauz y Arias, 2016; Arroyave-Puerta y Marulanda-Valencia, 2019).

El ODS 12, Producción y Consumo Responsable, el cual tiene como meta la gestión sostenible y el uso eficiente de los recursos naturales, así como prácticas agroproductivas sostenibles (PNUD, 2018). De igual manera, autores como Crespín y García (2014), mencionan que las actividades productivas dentro de los CBs deben realizarse de manera sostenible para propiciar un mejor tránsito y condiciones de conectividad óptimas para el movimiento de especies por medio coberturas de la tierra que puedan representar condiciones óptimas para los requerimientos de las especies (Schlönvoigt, 2019).

Asimismo, de acuerdo a Altieri (2001), una de las alternativas que orientan esta producción responsable y la relación entre la producción agropecuaria sostenible y la conservación de los recursos biológicos es la agroecología, la cual a través de principios ecológicos básicos sobre cómo estudiar, diseñar y manejar agroecosistemas productivos, potencia la protección de los recursos naturales. Reinjntjes *et al.*, 1992 mencionan que el diseño de estos agrosistemas debe de asegurar condiciones del suelo favorables para el crecimiento de las plantas, particularmente a través del manejo de la materia orgánica, aumentando la actividad

biótica del suelo, minimizar las pérdidas debidas a alta intensidad de radiación solar, aire y agua mediante el manejo distintas técnicas, cosecha de agua y el manejo de suelo a través del aumento en la cobertura.

Es posible identificar aportes similares de un CB y el ODS 13, Acción por el Clima. Según Smith *et al.*, (2023), la degradación del hábitat puede generar importantes cambios en la temperatura, precipitaciones y otros factores climáticos de un área, por lo que, al relacionarlo con este objetivo, contienen entre sus metas fortalecer los mecanismos de resiliencia y adaptación a los riesgos asociados al clima, así como medidas relativas al cambio climático. Al disminuir la cobertura boscosa puede provocar cambios irreversibles en cuanto a la dinámica del clima local y regional, así como en el desplazamiento y comportamiento de la biodiversidad, producto de fluctuaciones de temperaturas (Campos y Fedigan, 2009).

Asimismo, el objetivo 15 que corresponde a Ecosistemas Terrestres, respectivamente, tienen entre sus metas la protección de vida silvestre, meta compartida con el objetivo principal de los CBs, de igual manera si se logra una articulación entre instituciones y comunidades es posible que la afectación a ambientes naturales y cobertura vegetal sea menor (Arroyave *et al.*, 2006). La degradación del hábitat afecta a todas las formas de vida, por lo que las actividades que se desarrollen deben de ser planificadas y con la menor afectación a los ecosistemas a través de prácticas sostenibles (Arauz y Arias, 2016).

Entre los objetivos y metas en común del DS y los CBs, es el ODS 17, Alianza para lograr los Objetivos, el cual se podría considerar como uno de los ODS trascendentales para la gestión. Se podrían considerar decenas de posibles soluciones de esta estrategia de conservación y sus alcances, sin embargo, de estas alianzas va a depender el éxito o el fracaso de un CB. Buscar las maneras de articular el conocimiento y esfuerzos entre políticas de Estado, gobiernos locales, sociedad civil, sector privado-productivo y ONG para una integración óptima de todos los sectores.

2.5. Corredores Biológicos en Costa Rica.

Fue a partir de congresos, estrategias e interés de distintos grupos para mejorar las condiciones del ambiente natural y su conectividad, que se logró la implementación de CB en Costa Rica y Centroamérica. En 1992, los presidentes centroamericanos firmaron el

Convenio de Biodiversidad y Protección de Áreas Protegidas, en este documento la temática de CB entra a la corriente de conocimiento y objetivos de los países miembro (Miller *et al.*, 2001)

Con la finalidad de propiciar condiciones de cooperación regional para la conservación y uso sostenible de los recursos naturales, en 1995, los países centroamericanos y el gobierno de México firmaron el acuerdo que creaba el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) (Miller *et al.*, 2001). En 1997 en la XIX Cumbre de presidentes Centroamericanos, cada país ratificó su apoyo a esta iniciativa para la consolidación del CBM firmando el documento denominado "Creación de la iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano: Concepto, Compromisos y Orientaciones Generales, CCAD-CCAP".

Esta iniciativa consistió en un sistema de ordenamiento territorial compuesto por áreas naturales bajo administración especial, zonas núcleo, de amortiguamiento, así como usos múltiples, mediante la organización y consolidación, los cuales brindan bienes y servicios ambientales a la sociedad de América Central y mundial, proporcionando espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y uso sostenible de los recursos naturales (CBM, 2006). Además, en dicho programa de consolidación del CBM, se estipula que, por parte de los Gobiernos, se debía establecer un Plan Estratégico y de Implementación para los ministerios de ambiente de los países miembro, además que se debía incluir el CBM dentro de sus presupuestos (Brenes, 2004).

Es en el 2006, mediante el decreto ejecutivo No. 33106-MINAE, que se crea el Programa Nacional de Corredores Biológicos de Costa Rica (PNCB), como una estrategia para la promoción de la conservación, uso sostenible de la biodiversidad y beneficio de la sociedad (SINAC, 2018). Fue en 2009 que se diseñó e implementó el primer Plan Estratégico del PNCB 2009-2014, el cual sus alcances y productos fueron alcanzados y por esta razón fueron sometidos a actualización en el segundo plan estratégico (SINAC, 2016).

En el 2017, por medio de un trabajo conjunto entre el SINAC y la Agencia de Cooperación Alemana para el Desarrollo, GIZ, se elaboró el Plan estratégico 2018-2025 (SINAC, 2018). Este documento fue realizado con base en el Convenio de Diversidad Biológica (CDB) y sus

Metas Aich, también conocidas como Plan Estratégico para la Biodiversidad Biológica, cuyo principal objetivo es detener la pérdida de diversidad biológica (UICN, 2016).

Dentro de la jurisprudencia nacional, en el Reglamento a la Ley de Biodiversidad, 2008, artículo 3, define un corredor biológico como:

“el territorio cuyo fin es proporcionar conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitat (naturales o modificados) para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad y de los procesos ecológicos y evolutivos”. Está integrado por áreas naturales bajo regímenes de administración especial, zonas núcleo, de amortiguamiento, o de usos múltiples, proporcionando espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en los territorios”.

Costa Rica cuenta con un total de 54 CBs, representado en el mapa adjunto (figura 1), que corresponden aproximadamente con el 36% de la extensión del país, con un total de 1 963 722 ha (SNIT, 2022).

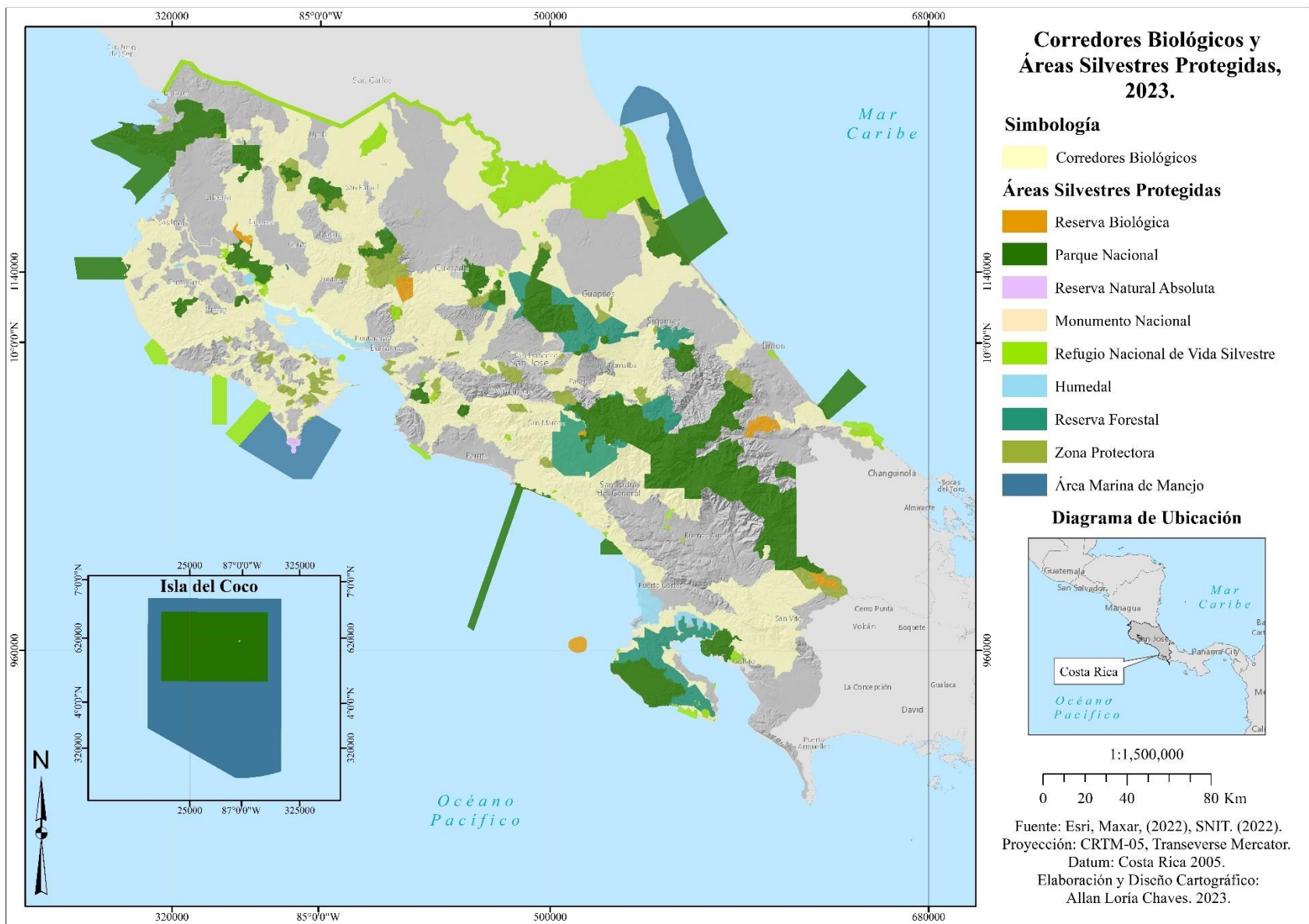


Figura 1. Corredores biológicos y áreas silvestres protegidas, Costa Rica. Fuente: SNIT 2023.

Los CBs en el país poseen una cobertura de la tierra heterogénea, donde predomina el bosque a continuación, se describe de mejor manera (cuadro 1):

Cuadro 1. Porcentajes según el tipo de cobertura de la tierra en los corredores biológicos de Costa Rica (2014).

Cobertura	Área (ha)	Porcentaje de Cobertura
Bosque	875.424	51.72
Manglar	11.567	0.68
Páramo	150	0.01
Plantación Forestal	31.146	1.84
No Bosque	208.301	12.31
Nube	36.307	2.14
Sombra	17.115	1.01
Total	1.692.727	100

Fuente: SINAC, 2016.

Se reconoce por parte del SINAC que a nivel mesoamericano y, por ende, en nuestro país, el monitoreo dentro de los CBs, que, a pesar de ser una actividad de gran utilidad, no se lleva a cabo, principalmente por la carencia de recursos económicos (SINAC, 2018). Uno de los ejes de trabajo más destacables descrito en este plan es la participación ciudadana, el fortalecer la gobernanza, la educación y fomentar prácticas culturales y sostenibles, las cuales autores como Arauz y Arias (2016) y Arroyave-Puerta & Marulanda-Valencia, (2019) mencionan pueden favorecer en el interés y uso racional por parte de las comunidades en los CBs. Asimismo, existen otras estructuras de paisaje que debido a sus características pueden ser empleadas como estrategias de conservación en territorio costarricense, como lo son las zonas de protección de los ríos, que se podrían considerar en gran parte bosques asociados a cuerpos de agua o de ribera (Simon *et al.*, 2004).

2.6. Bosques de ribera.

El bosque de ribera es un tipo de estructura vegetal conocida también como bosque ripario (del inglés *riparian forest*), ripariano o ribereño (Kellman *et al.*, 1994). Smith y Smith (2007), lo describe como el bosque que se sitúa a lo largo de la ribera de un río. De acuerdo a Fajardo *et al.*, (2000) esta vegetación, las cuales se disponen a lo largo de cursos de agua, puede tener un ancho de escasos metros hasta los 300 metros.

Hawes y Smith (2005) a partir de una recopilación de publicaciones científicas y distintos análisis identificaron los anchos necesarios recomendados de los bosques de ribera según sus funciones particulares:

- Control de erosión/sedimentos de 9 a 30 metros
- Calidad del agua:
 - Protección ante nutrientes de 15 a 50 metros.
 - Protección ante plaguicidas de 15 a 100 metros.
 - Protección ante biocontaminantes de 10 metros o más (por ejemplo, materia fecal)
- Hábitat acuático:
 - Protección de Vida silvestre de 10 a 50 metros.
 - Protección ante residuos/escombros de 15 a 30 metros.
 - Mantenimiento de temperatura de 6 a 70 metros.

Echeverría (2015), menciona que esta cobertura es una importante estrategia para el resguardo de ecosistemas, ya que funcionan como áreas de amortiguamiento y transición entre las actividades antrópicas y los cuerpos de agua. De acuerdo a Simon *et al.*, (2004), estos espacios son trascendentales para la protección tanto de ríos y quebradas, como para los procesos ecológicos que se dan en ellos, como mejoramiento de la calidad del agua, alimentación y refugio para distintas especies.

Son varios factores que potencian la riqueza en estos espacios, Bennett (2004) cita tres de los principales motivos en donde:

- Debido a los suelos fértiles de aluvión, producto del arrastre de material (incluyendo semillas y nutrientes), estas áreas poseen características estructurales y florísticas distintas a los hábitats aledaños. Se reconoce una productividad mayor y continua, así como condiciones bioclimáticas influenciadas por el cuerpo de agua, esto genera nichos para alimentación y microhábitats para distintas especies.
- Se reconoce que la diversidad en estos hábitats se ve fuertemente influenciada por el recurso hídrico, ya que los niveles fluctuantes de agua y humedad dinamizan los ciclos y procesos que suceden dentro de esta cobertura.

- Distintas especies requieren de un ambiente acuático y terrestre para su ciclo vital, así como niveles de humedad y temperatura, ejemplos de ellos son los reptiles, anfibios, aves, mamíferos e insectos como libélulas y moscas efímeras.

Primo *et al.*, (2006), reconocen que estos bosques evitan la erosión de la ribera, la cual, producto de la actividad hídrica y desgaste de los flancos del río, puede ir degradando la estructura y ensanchado el cauce. Asimismo, estos sitios pueden amortiguar el efecto de los ríos, corrientes y avenidas sobre asentamientos y cultivos, además, durante la época de déficit hídrico estos proveen un microclima distinto a las zonas aledañas, absorben el calor, también enfría y enriquecen las aguas (Williams, 1990).

Este déficit hídrico genera que los espacios con agua disponible sean potencialmente visitados por distintas especies, ya que las fuentes permanentes de agua resultan fundamentales para la vida silvestre y aún más necesario en ambientes semiáridos (James *et al.*, 1990). Además, muchas comunidades vegetales en época seca se desprenden de sus hojas y los fragmentos que conservan su follaje, están relacionados con estos sitios con recurso hídrico permanente (Campos y Fedigan, 2009).

El producto de la degradación y disminución de hábitats por causa de las presiones humanas provoca que la biodiversidad sea confinada a espacios reducidos, en los cuales, la flora y fauna deben de ser utilizar estos espacios como refugio para encontrar comida, agua, sitios de anidación, reproducción y hábitat (Miller *et al.*, 2001). Hannah *et al.*, (2014), identifican a partir de proyecciones climáticas, tres posibles formas en la que las condiciones diferenciadas de variables bioclimáticas en los bosques de ribera, conocido también como microclimas, influyen en la redistribución de las especies producto de la variabilidad climática:

1. Micro-refugios: sitios que las poblaciones pueden habitar hasta que las condiciones vuelvan a sus características originales.
2. Áreas de retención: sitios en los que las poblaciones son capaces de persistir en estos microclimas por períodos limitados.
3. Áreas trampolín: una serie de fragmentos sucesivos con microclimas que puedan facilitar el movimiento de especies.

Estos modelos pueden aplicarse para proyectar cómo y de qué manera se podrían movilizar y distribuir las especies, tanto de flora y fauna, según los factores ambientales, incluido el aire, la temperatura de la superficie, precipitación, radiación y velocidad del viento y cómo estos cambian para crear complejos mosaicos de temperatura y equilibrio hídrico (Hannah *et al.*, 2014). Además, es importante recordar que estos bosques adyacentes a cuerpos de agua dentro del marco de la legislación nacional, se consideran áreas de protección.

De acuerdo a la Ley Forestal No. 7575 (1996), específicamente en el artículo 33 inciso b), se mencionan que las zonas adyacentes a un flujo de agua corresponderán a las áreas de protección y se definen como: *“Una franja de quince metros en zona rural y de diez metros en zona urbana, medidas horizontalmente a ambos lados, en las riberas de los ríos, quebradas o arroyos, si el terreno es plano, y de cincuenta metros horizontales, si el terreno es quebrado”*. En este concepto se contemplan las áreas de protección y aledañas a un cauce, así como la relevancia de estos para el ecosistema en general. Actualmente existe una metodología para la delimitación digital de las áreas de protección, de conformidad con la ley anteriormente expuesta, llevada a cabo por el Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo (INVU) (PNUD, 2019).

2.7. Fauna vinculada a bosques de ribera.

Los bosques de ribera proporcionan un ambiente óptimo para distintos tipos de fauna, debido a sus comunidades vegetales diversas y productivas, su compleja estructura y su proximidad a fuentes de agua (Bennett, 2004). La vida silvestre puede ser residentes permanentes del área ribereña o visitantes ocasionales que usan el área para comida, agua o refugio temporal (Klapproth y Johnson, 2009), además de potenciar procesos ecológicos (Simon *et al.*, 2004). Bennett (2004) atribuye la posibilidad de que estos espacios sean visitados por una amplia gama de especies, debido a la diversidad vegetal que componen estos espacios, potenciada especialmente por los aluviones y bancos naturales de semillas.

La disponibilidad de alimentos varía según el tipo de vegetación en el área ribereña, la cual puede incluir frutas, semillas, follaje, ramitas, brotes e insectos y otros invertebrados. Los árboles y arbustos producen una variedad de alimentos que consumen muchos animales y pueden ser fuentes de nutrición especialmente importantes durante los meses donde escasea el alimento en las áreas circundantes (Klapproth y Johnson, 2009).

Entre más complejo y diverso sea un hábitat este puede albergar más biodiversidad, ya que dispone de mayor cantidad de recursos para satisfacer los requerimientos de las especies como lo es la alimentación y refugio dentro de un mismo hábitat.

Por ejemplo, en los bosques de ribera en noroeste del Pacífico costarricense, la presencia de pequeños mamíferos se correlacionó con características de hábitat muy específicas como la cobertura vegetal baja a moderada, mientras que otras prefirieron matorrales cubiertos de maleza; algunos mamíferos prefieren los ambientes cubiertos de hojarasca, otros con cobertura perenne; y mamíferos como roedores sólo se encuentran donde hubo abundantes grietas y troncos en descomposición (Doyle, 1990).

Los mamíferos excavadores prefieren áreas con suelos ricos en materia orgánica y otros pequeños mamíferos se asociaron más con la presencia de una especie de presa en particular que con una vegetación específica (Pais *et al.*, 1988). Otros mamíferos comúnmente asociados a estos espacios son pizotes (*N. narica*), nutrias (*Lutrinae spp.*) y mapaches (*Procyon spp.*) (Klapproth y Johnson, 2009).

Los mamíferos pequeños también son atraídos por estas áreas ya que proporcionan un hábitat más favorable debido a una mayor disponibilidad de agua, forraje e invertebrados; suelos que facilitan la excavación; y temperaturas más estables (Doyle, 1990). Existen registros en Costa Rica que demuestran que, en época seca estos espacios con cuerpos de agua se vuelven vitales para la supervivencia de ciertas especies como los monos *C. imitator* los cuales disminuyen sus desplazamientos y se mantienen cercanos a estos sitios con la finalidad estratégica de satisfacer las necesidades de la población (Campos y Fedigan, 2009).

En lo que respecta a mamíferos grandes, los bosques de ribera maduros pueden propiciar refugio, especialmente si estos están rodeados de espacios intensamente degradados. Igualmente, la presencia de otras especies de menor tamaño, las cuales visitan o habitan estos espacios, pueden atraer mamíferos más grandes en busca de alimento, como es el caso del *Puma concolor*, el cual se ha observado en bosques de ribera (Castilho *et al.*, 2015), además, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) hace uso de este tipo de bosques por su disponibilidad de alimento (Compton *et al.*, 1988, Castilho *et al.*, 2015).

Los anfibios y reptiles también hacen uso de los bosques de ribera, debido a las condiciones de humedad y disponibilidad de agua que existe. Rudolph y Dickson (1990) encontraron una mayor

diversidad en espacios más anchos de 30 metros y disminuye considerablemente la variedad en espacios más angostos de 25 metros. También se han realizado investigaciones sobre las comunidades animales, que viven en el interior de las bromelias, las cuales han aportado altos valores de diversidad. Por ejemplo, Beuteispacher y Rommel (1999) encontraron 47 familias de insectos pertenecientes a 14 órdenes en una única especie, *Aechmea bracteata*.

Varios estudios han examinado cómo las aves utilizan las áreas ribereñas, tanto en entornos agrícolas como forestales (Klapproth y Johnson, 2009). Se concluyó que los bosques de ribera con una extensión de cobertura relativamente estrecha, 2 metros, es capaz de ser visitada por distintos tipos de aves, sin embargo, entre más amplia sea esta franja, mayor capacidad tendrán las aves de anidar y encontrar alimento, por lo que se recomiendan que estos tengan una extensión mínima de 25 metros (Croonquist y Brooks, 1991) y siendo lo ideal un ancho de 121 metros (Hodges y Krementz 1996).

Es por medio de distintas técnicas, como observación directa, identificación de huellas, rastros y fototrampeo se ha logrado identificar las especies que habitan estos espacios, así como su comportamiento y patrones (Nakashima *et al.*, 2010). Se reconoce la importancia del fototrampeo como metodología para registrar las especies *in situ* al considerarse de bajo impacto, o no invasivas y así tener conocimiento sobre los individuos o especies que recurren a estos sitios (Ahumada *et al.*, 2011).

2.8. Fototrampeo y monitoreo de mamíferos.

Los primeros intentos para lograr activar una cámara fotográfica de manera remota o sin intervención humana data de 1878, cuando Muybridge obtuvo el primer registro por medio de unas cámaras disparadas por el mismo animal, un caballo que rompía una cuerda al pasar frente al dispositivo y este era activado (Kucera y Barrett, 2011). En 1890 George Shiras III creó las primeras cámaras con iluminación activadas por animales salvajes, los cuales, al pasar por el área de captura, movían los cables que activaban las linternas y cámaras, de ahí proviene el nombre de cámaras trampa (Champion, 1927).

A través de esta técnica se lograron capturas de distintas especies como visones (*Neovison vison*), mapaches (*P. lotor*), venados (*O. virginianus*), puercoespines americanos (*Erethizon dorsatum*), liebre americana (*Lepus americanus*), mofeta listada (*Mephitis mephitis*), zopilote negro (*Coragyps atratus*), zopilote cabecirrojo (*Cathartes aura*), entre otros (Champion, 1927). De esta manera, este método de registro se fue extendiendo por el mundo y en 1927 Frederick Champion

obtuvo el primer registro de un tigre salvaje por medio de esta técnica, además, dedujo que es posible diferenciar un individuo de otro por medio de la diferenciación en el patrón de sus rayas (Corbett, 2000).

El primer uso científico en el que fue empleando el fototrampeo fue en Barro Colorado, Panamá en 1927, cuando Frank Chapman, quiso elaborar un inventario de mamíferos del sitio en el cual se registraron felinos como pumas y ocelotes (Hance, 2011). A mediados del siglo XX se reemplazó el polvo flash por bombillos de flash, además de un equipo fotográfico más compacto; Gysel y Davies en 1956 diseñaron un dispositivo con baterías de seis voltios las cuales se activaban cuando el animal jalaba una cuerda atada a un cebo, de esta manera lograron documentar zorros, roedores y ciertas aves (Kucera y Barrett, 2011).

En 1965, Cowardin y Ashe, incorporan un temporizador que fotografiaba cada 15 minutos, con la finalidad de estimar el uso de aves acuáticas en un pantano, progresivamente, conforme los avances tecnológicos a nivel mundial fueron en aumento así el uso de los dispositivos, con empleo de baterías más eficientes, mejor calidad de imagen y mayor resistencia a la intemperie (Seydack, 1984). Fue hasta la década de 1990 que dicho método empezó a ser ampliamente utilizado en procesos de monitoreo y conservación de fauna, así como una mayor distribución del conocimiento en cuanto a la capacidad y facilidades del uso de esta técnica (Díaz-Pulido y Payán, 2012).

En 1991 fue elaborado un sistema fotográfico automático que empleó un rayo infrarrojo pulsado como dispositivo de activación, cuando esta señal es interceptada, la cámara se activa y en cada fotografía se registraba la fecha y hora (Carthew y Slater, 1991), siendo este el inicio de las cámaras trampa activadas por movimiento actuales. Se reconocen como las primeras investigaciones científicas usando el fototrampeo las efectuadas por Griffiths y van Schaik (1993) y van Schaik y Griffiths (1996) quienes emplearon dicha técnica como método para el monitoreo de patrones de actividad de mamíferos silvestres (Kucera y Barrett, 2011).

Es a partir del 2000, con la finalidad de conocer las condiciones de abundancia y patrones de ciertas poblaciones, que se ha aplicado la técnica del fototrampeo, reconociéndose este como una de las técnicas más versátiles para la investigación biológica con fines de conservación (Trolle y Kéry, 2003), además no es invasivo, lo cual resulta en una herramienta confiable para conocer el movimiento y comportamiento de las especies (Monroy-Vilchis *et al.*, 2009). Srbeek y Garcia

(2005), mencionan que el emplear este tipo de técnicas permite la obtención de registros de especies que podrían presentar bajas densidades, así como especies con hábitos diurnos y nocturnos.

En lo que respecta a esta investigación se decide enfocarse específicamente en el registro de mamíferos terrestres silvestres, siendo esta técnica una de las más eficientes en los últimos años para el estudio de estos (Nakashima *et al.*, 2010). Maffei *et al.*, (2002), mencionan que los mamíferos son una clase dentro del reino animal, menos compleja de identificar por medio de videos, a diferencia de aves o anfibios, los cuales, dependiendo de la calidad de imagen de la cámara, la identificación puede tornarse compleja. Igualmente, los mamíferos constituyen una variedad de niveles tróficos muy amplia, por lo que son de gran importancia en la dinámica y salud del ecosistema, fungen como controladores biológicos de otras especies de flora o fauna, así como ser dispersores de semillas (Bolaños y Naranjo, 2001; Nakashima *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2019).

Pese a los beneficios que aporta para monitoreo e investigación, esta técnica de muestreo no se realiza azarosamente, hay factores que se deben de tomar en cuenta para aumentar las posibilidades de obtener registros efectivos. Ahumada *et al.*, (2011), mencionan que para tener éxito en las capturas se tiene que tener conocimiento del sitio donde es colocado el equipo, puesto que depende de la abundancia de la especie, la diversidad del área donde se coloque y la época del año, el éxito en la toma de datos, para ello se deben de buscar pasos de fauna, sitios de anidación o reproducción, cuerpos de agua, así como especies vegetales atractivas para la fauna.

Otro factor que se debe de considerar es la definición y luminosidad de imagen, así como la amplitud del sensor y campo de visión de este, puesto que de esto depende la calidad de registro se vaya a obtener y simplifica la identificación del individuo detectado (Hurtado y Soto, 2017). La vegetación también podría afectar la periodicidad en la cual se toman los registros, elementos como el viento o el agua pueden mover las ramas u hojas y activar la cámara trampa por lo que se pueden obtener avistamientos no efectivos, por lo que es recomendable despejar ligeramente la zona en la que se coloca el dispositivo y contemplar las posibles variables climáticas que pueden afectar el dispositivo (Díaz-Pulido y Payán, 2012).

2.9. Variables climáticas que influyen en la biodiversidad.

Las condiciones climáticas determinan la vida en los distintos ecosistemas del planeta, Razola *et al.*, (2006) mencionan que la estructura de los ecosistemas terrestres está influenciada en mayor medida por las condiciones físicas dominantes, entre ellas el clima, en donde la cobertura vegetal responderá a esta. La temperatura y las precipitaciones son dos de las principales variaciones geográficas del clima y esto influye directamente en la biodiversidad que se encuentra en determinado sitio (Smith y Smith 2007).

La radiación solar es interceptada por la atmósfera terrestre, esto genera calor y patrones térmicos, los cuales, junto al movimiento de la Tierra generan los vientos y corrientes oceánicas (Vargas, 2009). Estos movimientos influyen directamente en las oscilaciones de temperaturas alrededor del planeta, así como el grado y la duración de la exposición a esta radiación solar; asimismo, al aumentar la elevación sobre el nivel del mar la presión del aire, la densidad y la temperatura tiende a disminuir (Linacre, 1982).

Debido al fenómeno anteriormente descrito, la región ecuatorial es la zona que recibe la mayor cantidad de radiación solar anual; conforme la incidencia de los rayos solares se aleja del ecuador y de manera más oblicua, las regiones se tornan templadas y frías (Meléndez, 2015). De esta manera, se considera que esta energía proveniente del sol funciona como el dinamizador de todos los procesos físicos que se generan en la atmósfera (Vargas, 2009).

Como lo mencionan Biggs, von Fumetti y Kelly-Quinn (2017), el agua es uno de los principales elementos y más necesarios para la biodiversidad, las variaciones en la temperatura y las precipitaciones ejercen un efecto a corto plazo en los procesos metabólicos y a largo plazo en la evolución y distribución de flora y fauna en el planeta. Estas características generan patrones únicos de ecosistemas terrestres en distintos gradientes geográficos o pisos altitudinales, de temperatura y precipitación (Vargas, 2009).

Las condiciones favorables de temperatura y precipitación propician las condiciones para el desarrollo de vegetación o la ausencia de esta, además, este crecimiento vegetal genera una mayor diversidad de plantas en el tiempo evolutivo (Currie y Paquin, 1987). La diversidad de fauna está estrechamente relacionada con la diversidad de flora, puesto que proporciona fuentes de

alimentación más variadas, por ello a cuanta mayor pluralidad de comunidades vegetales, se genera un amplio rango de microhábitats (Klapproth y Johnson, 2009).

Asimismo, esta diversidad depende también de la altitud (Smith y Smith, 2007). Esta relación entre altura, vegetación y diversidad de fauna autores como Rahbek *et al.*, (2019) lo han conocido como el *enigma de Humboldt*. Humboldt buscaba explicar por qué la biodiversidad aumentaba conforme se ascendía en las montañas, pero no logró explicar el porqué.

Posteriormente Myers *et al.*, (2000) concluyeron que las zonas más ricas del planeta son las regiones montañosas, incluyendo laderas y los valles con sus zonas adyacentes. Por esta razón en las regiones montañosas se ha logrado identificar que el 87% de la población mundial de especies de anfibios, aves y mamíferos habitan en un 25% de la superficie terrestre (Rahbek *et al.*, 2019).

Myers *et al.*, (2000) hacen la salvedad que no todas las regiones montañosas poseen la misma biodiversidad que en otros, por ejemplo, conforme las montañas posean mayor altura y se encuentren más alejados del ecuador, la biodiversidad irá en disminución. Es por esta razón que el clima (poca variación entre valores máximos y mínimos), la posición geográfica y la topografía provee de características sobresalientes en los trópicos y por ende la biodiversidad en esta franja es mucho mayor que en cualquier otra parte del planeta (Smith y Smith, 2007).

A través de fuentes secundarias es posible obtener datos de variables climáticas que pueden influenciar en la biodiversidad de distintas regiones e identificarlos, sin necesidad de generar la información *in situ* (Quattrochi y Luvall, 2000). Los avances tecnológicos han propiciado investigaciones y proyección a nivel global, por medio de información satelital y su continua recopilación de datos, lo que robustece otras bases de datos y aplicarlo en distintas partes del mundo (Cerasoli *et al.*, 2022).

2.10. Información satelital y sus aplicaciones.

El uso de imágenes satelitales se ha intensificado en los últimos años; la teledetección a partir del empleo de sensores y plataformas ha brindado la posibilidad de obtener variables a nivel global de distintas temáticas geofísicas (Martínez-Barbáchano, 2019). Esta información puede ser analizada por medio de bandas multispectrales y su combinación a partir de las propiedades de reflectancia permite modelar dicha información, entre ellos, índices de vegetación, cobertura de la tierra,

tendencias de temperatura, incidencia de luz, evapotranspiración (Viña *et al.*, 2011; Ke *et al.*, 2015; Soto-Soto *et al.*, 2020).

Entre los proyectos de mayor relevancia en dicha temática, tuvo inicio en 1982, cuando se puso en órbita el sensor TM (*Thematic Mapper*) del programa LandSat-4 (EROS, 2015). En 1984, con la plataforma LandSat-5 se conformó una base de datos más completa, en el 1999, con el proyecto LandSat-7 se dio inicio al registro histórico de imágenes térmicas (Ariza, 2013) y a partir del 2013, en el proyecto de LandSat-8 se emplearon dos nuevos instrumentos de barrido, OLI (*Operational Land Imager*) y un sensor térmico TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) los cuales mejoraron de manera significativa la capacidad para detectar cambios en la superficie terrestre (Ridwan *et al.*, 2018). Con estos sensores ha permitido analizar la teledetección térmica, el cual por medio de un sensor ubicado en la plataforma (avión, satélite, drones) capta la radiación electromagnética emitida por la superficie terrestre (Sobrino *et al.*, 2000).

De igual manera, bases de datos como *Worldclim*, ha utilizado como fuente de información estos datos satelitales, además de datos climáticos con más de 9000 estaciones meteorológicas, ha generado un compendio de información histórica desde 1960 y con proyecciones climáticas futuras hasta 2099 (Noce *et al.*, 2020). *Worldclim* es el insumo de cientos de investigaciones, las cuales, a partir de cuadrículas interpoladas han generado registros fehacientes de sitios remotos o valores de tiempos pasados o futuros, ya que proporciona información de superficies climáticas mundiales y de manera gratuita (Cerasoli *et al.*, 2022), tales como temperatura mensual, precipitación, radiación solar, presión de vapor y velocidad del viento (Fick y Hijmansb, 2017).

La aplicación de datos satelitales ha permitido conocer e identificar patrones de procesos a nivel superficial con respecto a radiancia y temperatura para posteriormente ser analizadas y modeladas (Quattrochi y Luvall, 2000). Asimismo, a partir de interpretaciones de información obtenida de las bandas multispectrales de las imágenes satelitales ha permitido visualizar la cobertura de la tierra presente, extensiones y tonalidades (Viña *et al.*, 2011; Soto-Soto *et al.*, 2020).

El análisis de estas variables ha permitido determinar características específicas en cobertura vegetal, así como cambios en los patrones de vegetación (Glenn *et al.*, 2008) aunado a la facilidad y amplitud de análisis (Broge y Mortensen, 2002). Además, es posible generar índices de cobertura, con lo cual se puede determinar la calidad de ecosistemas presentes, así como su nivel

de conectividad y fragmentación para conocer las condiciones estructurales presentes en el espacio y de esta manera plantear posibles soluciones o estrategias de manejo (Morera *et al.*, 2021).

Actualmente uno de los principales retos para la conservación de la biodiversidad es la restauración de la conectividad de paisaje, así como la identificación de áreas prioritarias para la protección (Ersoy *et al.*, 2018). Es por esta razón que estas fuentes de información son un importante insumo para el análisis del territorio y a partir de estas bases de datos asociadas, se pueden identificar problemáticas, generar recomendaciones y posibles soluciones desde una perspectiva sostenible (Broge y Mortensen, 2002; Morera *et al.*, 2021).

2.11. Cobertura de la tierra.

El planeta se ha visto afectado por una serie de eventos que ha transformado la superficie terrestre y se ha intensificado aún más por la acción humana para suplir sus necesidades (Hooke *et al.*, 2012). Entre 1700 y 1992, el cambio en la cobertura de la tierra para agricultura fue de 1621 millones de hectáreas, 885 millones correspondieron a bosques arrasados, 565 millones fueron estepa, pradera o sabana, 150 millones de hectáreas de matorrales y 21 millones entre tundras y desiertos (Ramankutty y Foley 1999). Por esta razón, se reconoce al ser humano y las actividades antrópicas como las responsables de los cambios en la cobertura y por ende su impacto directo en los ecosistemas (Marín *et al.*, 2011; Carmona y Nahuelhual, 2012).

Se considera que el conocer la cobertura de la tierra y el uso del suelo representa uno de los pilares dentro del análisis biofísico para el ordenamiento territorial y una relación óptima con el entorno (Aguayo *et al.*, 2009). Con el transcurso de los años y ampliándose las investigaciones en esta área se ha logrado realizar una separación entre ambos términos, los cuales han sin empleados sin distinción alguna (IDEAM, 2010b).

El uso del suelo se refiere a la utilidad o servicio que provee determinado tipo de cobertura al ser humano (CORTOLIMA, 2014). CENIGA (2020) lo describe como el uso funcional de un sitio el cual requiere del análisis e inferencia de este desde una perspectiva humana, por ejemplo: uso forestal, agropecuario, residencial. Este se relaciona con las actividades socioeconómicas desarrolladas en un área y por ende se considera que la humanidad es causante de los cambios contemporáneos del uso del suelo (Sepúlveda-Varas *et al.*, 2019). La cobertura de la tierra corresponde a la cubierta de elementos bióticos y abióticos presente sobre la superficie terrestre,

por ejemplo, bosque primario o secundario, agua, cultivos específicos como palma, café, piña, entre otras (Di Gregorio, 2005; Rosales, 2015).

Por décadas, distintas instituciones en Costa Rica y la región han creado sus propias categorías para definir las coberturas de la tierra, lo que ha complicado el proceso de análisis, homologación, comparación y monitoreo de la información, puesto que se han empleado diferentes metodologías de clasificación de las coberturas de la tierra, es por esta razón que en el 2015 el Instituto Nacional De Innovación y Transferencia en Tecnología Agropecuaria (INTA) desarrolló el documento “Leyenda Corine Land Cover – CR para la Generación de Mapas de Uso y Cobertura de la Tierra de Costa Rica”, donde participaron representantes de 40 instituciones del sector ambiental, agrícola y universidades estatales (CENIGA, 2020).

La metodología Corine (*Coordination of Information on the Environment*) Land Cover (CLC), es una base de datos homologada, creada y utilizada principalmente en la Unión Europea y fue en Colombia donde se “tropicalizó” dicha técnica, para el análisis la cobertura de la tierra de la Cuenca Magdalena-Cauca (IDEAM, IGAC y Cormagdalena, 2008). Esta adaptación colombiana fue la base para la creación de la Leyenda para la clasificación a nivel de Costa Rica, cuya homologación con las coberturas y usos del país son similares en cuanto a ecosistemas, sin embargo, se debió validar para una adaptación confiable (Rosales, 2015).

Se recomienda también que en los procesos de levantamiento y análisis de cobertura se apliquen métodos para comprobar la precisión de los datos, por ejemplo, a través de una matriz de confusión, la cual se reconoce como la forma más efectiva de informar sobre la exactitud temática de productos derivados de la clasificación de datos procedentes de imágenes satelitales o aéreas (Ariza-López *et al.*, 2018). Este método consiste en ubicar una serie de puntos de control dentro del límite del área y realizar la debida verificación de campo para corroborar si lo realizado de manera remota es conforme a la realidad o debe de ser ajustado a la cobertura actual (Chuvieco, 2010).

Al plantear estos puntos de control y realizar las visitas a campo es posible clasificar la cobertura de la tierra presente e identificar unidades de la cobertura biofísica observable sobre la superficie, la extensión de estas y la tonalidad (Viña *et al.*, 2011; Soto-Soto *et al.*, 2020).

Es preponderante el análisis y control del cambio de cobertura de la tierra, puesto que es posible visualizar afectaciones a distintas escalas, como deterioro de los ecosistemas y nichos ecológicos (Oehl *et al.*, 2010), alteración de los ciclos hídricos de las cuencas, temperaturas y captura de dióxido de carbono (Nájera *et al.*, 2010) y a escala global puede influir directamente en el cambio climático (Foley *et al.*, 2005). Es por esta razón que la aplicación de instrumentos para la clasificación de cobertura y uso es una herramienta de gran utilidad para el desarrollo sostenible, con la finalidad de afectar en menor medida los ecosistemas y logrando un uso racional de los recursos presentes en estos (Sepúlveda-Varas *et al.*, 2019).

Capítulo 3.

Área de Estudio.

3.1. Descripción biofísica del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

El Corredor Biológico Montes del Aguacate (CBMA), fue establecido en el año 2001; el cual debe su nombre a la serranía que separa el Valle Central del país, con el Pacífico Central, formación conocida como Montes del Aguacate (SINAC, 2015a), o únicamente Formación Aguacate, es constituida principalmente por rocas ígneas del periodo terciario (Quesada, 2016). El CBMA posee una extensión de 55220.5 ha (SNIT, 2021), y 57706 ha si se contempla la extensión de las ASP que se encuentran inmersas en él (Zona Protectora (ZP) Río Grande, 1499 ha; ZP Cerros de Atenas, 899.9 ha y ZP Cerro El Chompipe, 88.6 ha). El CBMA posee como coordenada media es 84°30'38.575"O, 10°3'28.319"N y se localiza parcialmente en las áreas de Conservación Central (ACC) y Pacífico Central (ACOPAC) (SINAC, 2015b).

El objetivo de dicho corredor es propiciar condiciones de conectividad entre las áreas silvestres protegidas (ASP) (figura 2) Reserva biológica Alberto Manuel Brenes, Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Peñas Blancas y las ZP Cerro Chompipe, Montes de Oro, Cerros de Atenas y Río Grande de Atenas (SINAC, 2021) las cuales en su mayoría corresponden a propiedades estatales y heterogéneas extensiones (Anexo 2). Además, el CBMA se encuentra relacionado indirectamente a través de los corredores biológicos adyacentes: Pájaro Campana, Paso de las Nubes, OSREO y Paso de la Lapas con la ZP Arenal Monteverde, Río Toro, El Chayote, Reserva Forestal Grecia y el Parque Nacional Juan Castro Blanco, por medio (figura 2).

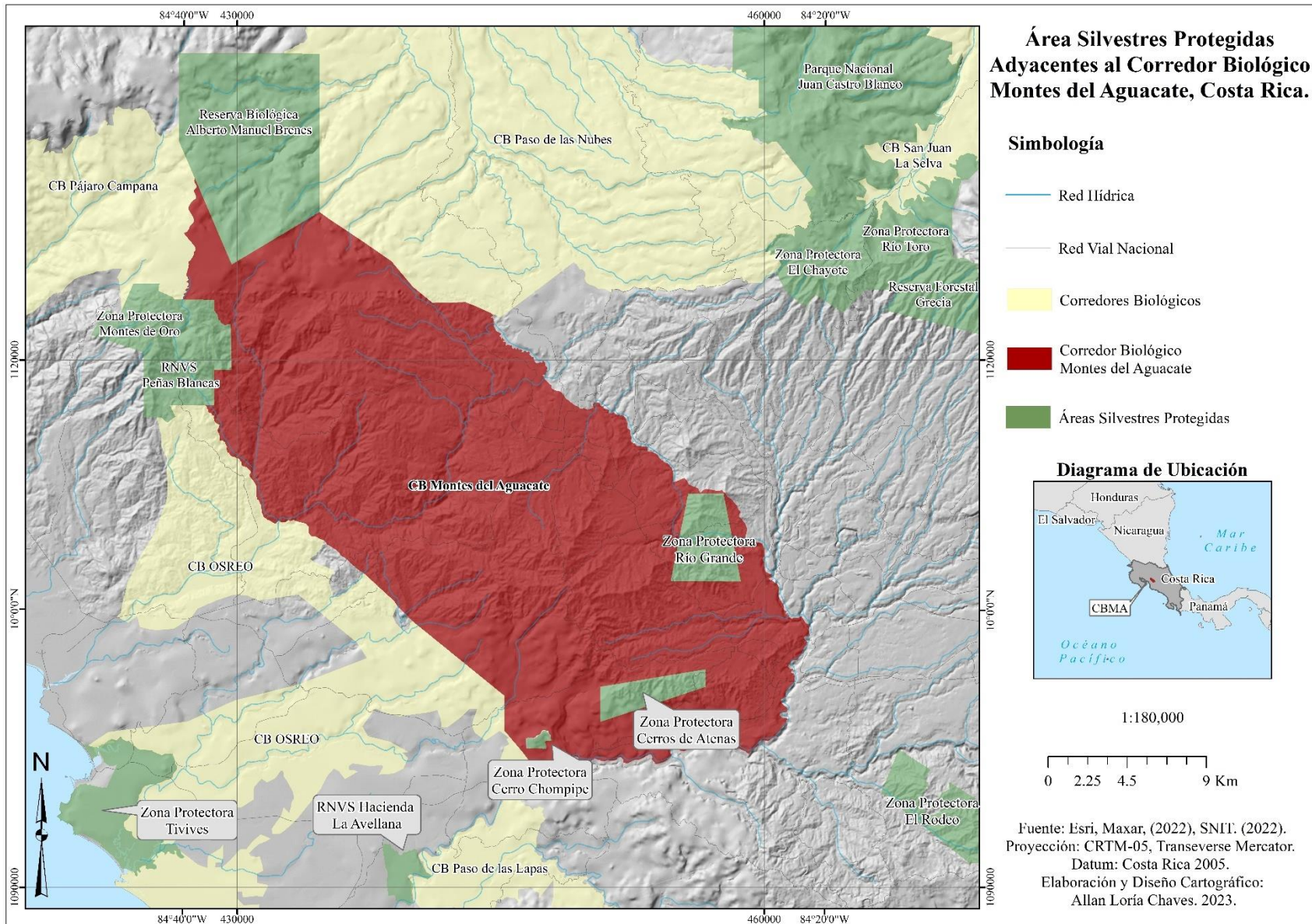


Figura 2. Áreas silvestres protegidas adyacentes al Corredor Biológico Montes del Aguacate. Fuente: SNIT, 2022.

Por medio de la colaboración del Consejo Local, organizaciones locales, empresas privadas, ASADAS e instituciones del Estado; que se elaboró en el 2015 el Plan para la Gestión Estratégica del CBMA 2015-2021. Dicho documento tiene como objetivo representar la riqueza de flora y fauna, priorizar las inversiones en la gestión, focalizar las acciones de manejo, así como ordenar y planificar el territorio de manera sostenible, fueron seleccionados cuatro elementos focales de manejo (EFM):

- Bosque nuboso
- Bosque de galería
- Agropaisaje
- Recurso hídrico

Estos elementos son la prioridad de conservación dentro del CBMA para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que representan para las comunidades (SINAC, 2015a) y se encuentran estrechamente ligada con los objetivos para los cuales son establecidos los corredores biológicos (Morera-Beita *et al.*, 2021).

De igual manera, cada EFM posee amenazas que atentan contra la integridad de este, por ejemplo: expansión agropecuaria y urbana aunado a una nula o inadecuada planificación urbana, extracción y comercialización de flora y fauna silvestre, ausencia de buenas prácticas agrícolas, carencia de planes reguladores y falta de control gubernamental (SINAC, 2015a). Estas amenazas identificadas responden a una inadecuada gestión y ordenamiento territorial lo que se traduce como mayor presión sobre ambientes naturales y propicia la degradación del ambiente (Masciadri, 2018).

Asimismo, desde el 2019 se estableció la Red de Reservas Naturales del CBMA, con la finalidad de coadyuvar en el fortalecimiento de la gestión en los espacios naturales asociados a las rutas de conectividad identificadas en el perfil técnico del CBMA. Esta Red funciona como una estrategia de promoción, la cual se encuentra ligada a las Rutas Turísticas Cantonales Municipales y a la Red de Turismo Rural Comunitario (FUBONO, 2019). La Fundación Bosque Nuboso de Occidente (2019) como coordinadora de dicho proyecto, clasificó 23 reservas de acuerdo con sus fines y objetivos de gestión:

- Reservas de ASADAS cuyo objetivo es la protección del recurso hídrico y la educación ambiental:
 1. ASADA Piedades Sur.
 2. ASADA Rincón de Zaragoza, Reserva Ecológica La Tinajita.
 3. ASADA San Rafael.
 4. Reserva Ambiental Peña Bruja Santiago de Palmares.
 5. ASADA Santiago, San Ramón, Reserva Natural Río Grande.
 6. ASADA San Miguel de Piedades Sur, Reserva Natural La Laguna (Co-manejo con el Estado).

- Reservas Naturales Patrimonio del Estado o de Instituciones Públicas, cuya principal finalidad es la conservación, investigación y educación ambiental;
 7. Bosque Municipal de San Ramón.
 8. Monumento Natural Histórico La Paz.
 9. Reserva Natural la Candelaria.
 10. Reserva Natural Río Grande, Atenas.
 11. Reserva Natural El Quizarrá.
 12. El Laguito.
 13. Bosque Demostrativo de la Universidad de Costa Rica, Humedal El Laguito / UCR.
 14. Bosque del Colegio Técnico Profesional de Piedades Sur.

- Reservas Naturales Privadas con el objetivo de conservación y turismo:
 15. Reserva Natural Finca Camino Verde.
 16. Reserva Natural Las Musas.
 17. Reserva Natural Valle los Quetzales.
 18. Reserva Natural La Danta.
 19. Reserva Natural Roca de la Paz.
 20. Reserva Natural Los Alpes.
 21. Reserva Natural La Calera.

22. Reserva Natural Cerro La Tinajita.

23. Reserva Natural Madre Verde.

En lo que respecta a la clasificación elaborada por el Dr. Leslie Holdridge (1967), mediante las variables de altitud, biotemperatura y precipitación, se ubican once zonas de vida dentro del CBMA (Cuadro 2), algunas con una amplia extensión dentro del corredor y otros con áreas bastante reducidas (figura 3).

Cuadro 2. Zonas de Vida dentro del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Nombre de Zona de Vida	Piso	Precipitación	Área (Ha.)	Porcentaje en CBMA
B. Muy Húmedo Premontano	Premontano	2000-4000	27792.90	50.33
B. Muy Húmedo Premontano Transición a Basal	Premontano	2000-4000	7684	13.92
B. Húmedo Premontano	Premontano	1000-2000	5578.47	10.10
B. Húmedo Tropical	Basal	2000-4000	3969.60	7.19
B. Húmedo Tropical Transición a Premontano	Basal	2000-4000	3469.55	6.28
B. Pluvial Montano Bajo	Montano Bajo	4000-8000	2617.55	4.74
B. Húmedo Premontano Transición Basal	Premontano	1000-2000	1680.58	3.04
B. Pluvial Premontano	Premontano	4000-8000	1207.42	2.19
B. Muy Húmedo Montano Bajo	Montano Bajo	2000-4000	690.32	1.25
B. Húmedo Tropical Transición a Perhúmedo	Basal	2000-4000	524.52	0.95
B. Muy Húmedo Premontano Transición a Pluvial	Premontano	4000-8000	5.55	0.01

Fuente: (Holdridge, 1967) (MAG, 2010).

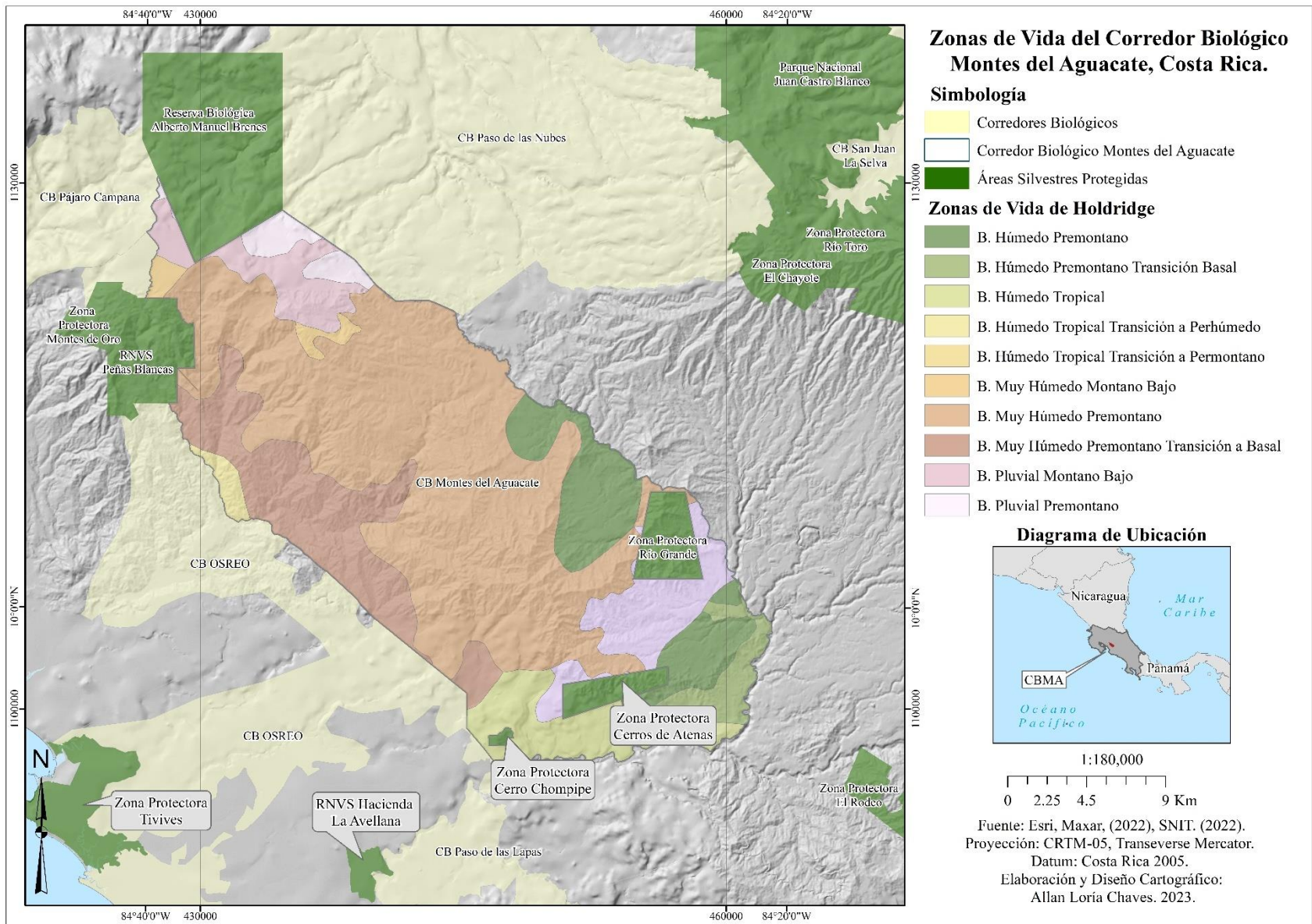


Figura 3. Zonas de vida del Corredor Biológico Montes del Aguacate. Fuente: SNIT, 2022.

El 50.3% del área del CBMA corresponde a la zona de vida de Bosque Muy Húmedo Premontano la cual posee un rango de precipitación alto, pero no excesivo, entre 2000-4000 milímetros (mm) de promedio anual y un rango de temperatura entre los 17°C-24°C, además, se ubica entre los 1400-2700 msnm (Holdridge, 1967). Este bosque se considera semiperennifolio, con algunas pocas especies del dosel caducifolias durante la época seca, los árboles del dosel generalmente son de 30 a 40 m de altura, con las copas redondas anchas, además abundantes bejucos trepadores (Hartshom, 1991). Esta zona se caracteriza por cultivos permanentes y pastizales (Quesada, 2007).

La segunda zona de vida más extensa es Bosque Muy Húmedo Premontano Transición a Basal, correspondiente al 13.9% del área en estudio, con una precipitación promedio entre 2000-4000 mm, esta zona de vida se ubica entre los 500-1700 msnm y temperaturas que van de los 18°C-24°C (García y Gálvez, 2003). El Bosque Húmedo Premontano, el cual se extiende sobre el 10.1% del CBMA, es la tercera zona de vida más amplia, tiene como precipitación media anual de 1500 mm, un periodo seco de cinco meses y temperaturas entre los 18°C y 24°C (MAG, 2010).

En lo que respecta al Bosque Húmedo Tropical corresponde al 7.2% del CBMA, con una precipitación entre 2000-4000 mm anuales, temperatura media entre 24-27°C como promedio anual, condiciones semi-caducifolios o perennifolios y una estructura vegetal con estratos hasta de 50 metros (Hartshom, 1991). El Bosque Húmedo Tropical Transición a Premontano representa el 6.3% del territorio, es el cuarto tipo de bosque más extenso en este corredor biológico. Esta zona de vida posee condiciones de precipitación entre los 2000-4000, con temperaturas relativamente altas con respecto a los demás tipos de bosque, entre los 24°C-30°C, además esta se ubica desde los 600 msnm hasta aproximadamente los 900 msnm (CCT, 2005).

Con un 4.7% de la superficie del CBMA, se ubica el Bosque Pluvial Montano Bajo, con una estructura vegetal de menor altura, entre 25 a 30 m, sin embargo, algunos *Quercus* pueden alcanzar hasta 50 m (Hartshom, 1991). Este tipo de bosque recibe un promedio alto de precipitación, que comprende un rango entre los 4000-8000 mm y con un periodo seco nulo o máximo de tres meses anuales (MAG, 2010), también es una de las regiones más templadas del CBMA con temperaturas entre los 12° C y 17° C (CCT, 2005).

El 3% del territorio es cubierto por Bosque Húmedo Premontano con Transición Basal, cuya precipitación es menor con respecto a las demás zonas de vida, entre los 1000 y 2000 mm anuales,

además de una temperatura promedio de 18°-24° C (Ortiz, 2008). Este tipo de bosque presenta poca cantidad de epifitas debido a su bajo nivel de humedad, además predominan los fustes densos y cortos, aproximadamente los 30 metros de altura. (Holdridge, 1967). El Bosque Pluvial Premontano, comprende el 2.2% del total del área, el cual consiste en un bosque perennifolio, con árboles generalmente altos (entre 30 y 40 metros de altura) (Hartshom, 1991). Esta zona de vida registra altos niveles de precipitación, comprendidos entre 4000 y 8000 mm anuales y temperaturas entre los 18°C y 24°C (Ortiz, 2008).

El Bosque Muy Húmedo Montano Bajo comprende el 1.3% del CBMA, cuenta con temperaturas relativamente más bajas que el promedio del corredor, entre 12°C y 18°C y una precipitación promedio de 3000 mm anuales. Presenta una vegetación densa con un dosel dividido de 15 a 30 metros de altura, las epifitas forman densas aglomeraciones que cubren los troncos y el suelo cubierto de helechos, aráceas y begonias (MAG, 2010). El Bosque Húmedo Tropical Transición a Perhúmedo cubre el 1% del CBMA, con una precipitación promedio de 3000 mm y entre 24°C y 30°C (Ortiz, 2008). Y por último el Bosque Muy Húmedo Premontano Transición a Pluvial con solamente 0.01% de extensión dentro del corredor biológico, con un registro de precipitación entre los 4000 y 8000 mm anuales y una temperatura promedio entre 18°C y 24°C (Holdridge, 1967).

El CBMA posee una heterogeneidad de ecosistemas sobresalientes, además de características hídricas destacables; cuenta con las nacientes de los ríos La Paz, San Lorenzo, Barranquilla, Río Grande de San Ramón, Jesús María (SNIT, 2022), además, otras nacientes son captadas para el suministro de agua como lo son las seis ASADAS anteriormente descritas. El CBMA posee características de flora y fauna que son prioritarias de conservar, por ejemplo, se han registrado 75 especies (Anexo 1) de mamíferos silvestres terrestre, algunas de ellas en peligro de extinción como tepezcuintle (*Cuniculus paca*), coyote (*Canis latrans*), tejón (*Galictis vittata*) o puma (*P. concolor*) (FUBONO, 2019).

3.2. Características socioeconómicas del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

El CBMA es habitado por 124 023 personas (SINAC, 2015b) las cuales se distribuyen en seis cantones (figura 4) y 31 distritos, en el cantón de San Ramón los distritos de: Alfaro, Ángeles, Piedades Norte, Piedades Sur, San Isidro, San Juan, San Rafael, San Ramón, Santiago y Zapotal; del cantón de Palmare: Buenos Aires, Candelaria, Esquipulas, Granja, Palmare, Santiago y

Zaragoza. Con respecto al cantón de Atenas, se encuentran los distritos de: Atenas, Concepción, Escobal, Jesús, Mercedes, San Isidro, San José y Santa Eulalia. Del cantón de Naranjo los distritos de Hacienda Vieja, Rosario y San Miguel; San Mateo y Desmonte del cantón de San Mateo y distrito San Rafael de Esparza (IGN, 2021).

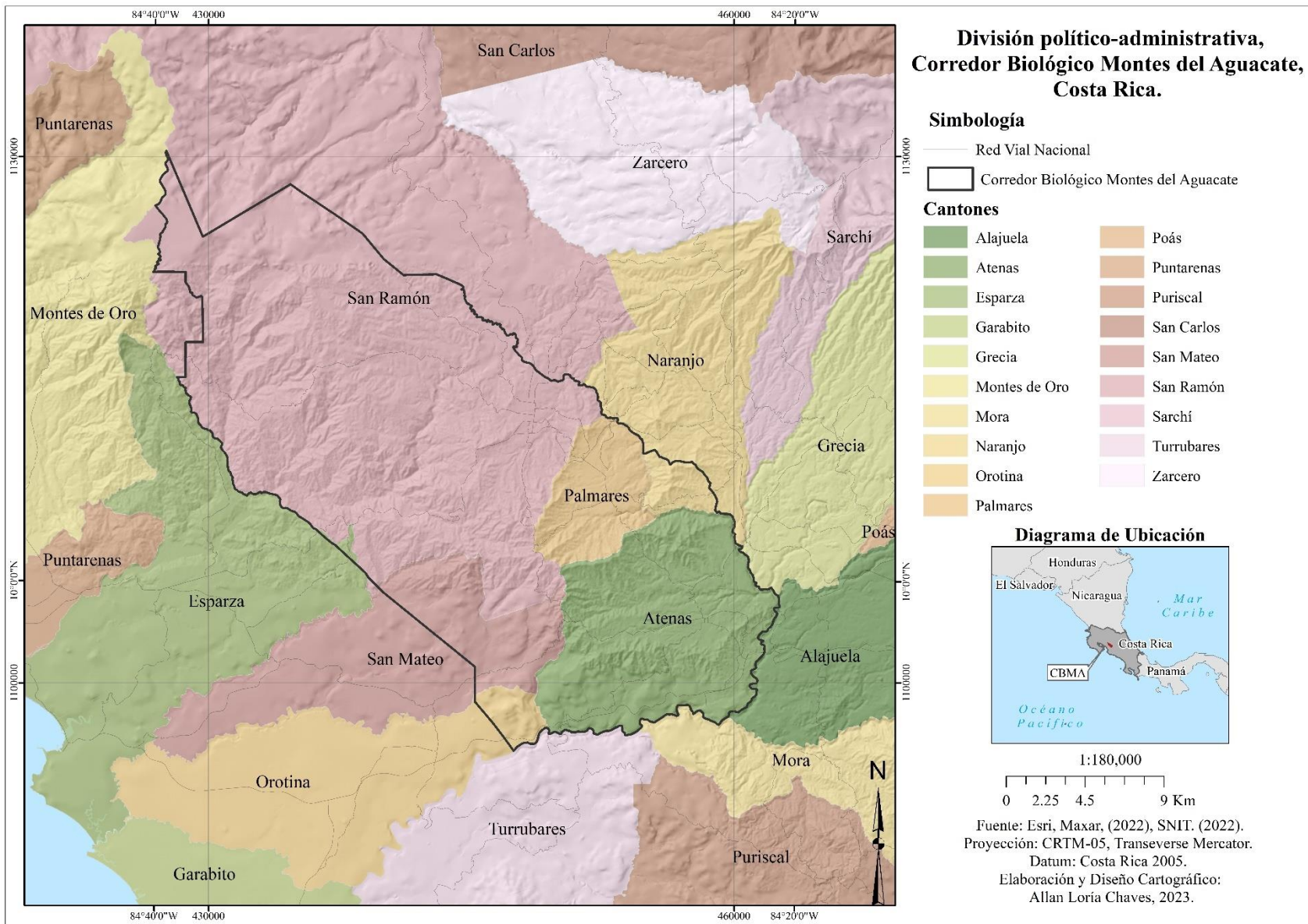


Figura 4. División político-administrativo del Corredor Biológico Montes del Aguacate, Costa Rica. Fuente: SNIT 2023.

Las actividades socioeconómicas en el CBMA son variadas, caracterizadas por “ciclos productivos”, iniciando con el ciclo tabacalero en 1940 y 1950, posteriormente el cafetalero, que tuvo su apogeo en 1951 hasta 1980, asimismo, el ciclo actual o de la diversificación agrícola, el cual comprende de 1981 a la actualidad y consiste en la producción agrícola no tradicional, como alternativa para los productores de la región (Badilla, 2013). Históricamente la región ha estado vinculada al sector agropecuario, principalmente el café, hortalizas, ganadería y en menor escala, el cultivo de caña, además, en los últimos años debido a la crisis económica y al proceso de urbanización, se ha presentado un cambio en las actividades, como el desarrollo de infraestructura, prestación de bienes y servicios (Arroyo y Rodríguez, 2014).

En el VI Censo Nacional Agropecuario, elaborado por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC, 2015), el cantón de San Ramón posee 3412 fincas, 13.3 % de estas corresponden a fincas de mujeres productoras. Las fincas de este cantón, principalmente son dedicadas a cafetales, las cuales, junto al cantón Coto Brus y Pérez Zeledón concentran el 34.3% de fincas dedicadas a esta actividad (MAG, 2017). Asimismo, San Ramón posee una producción pecuaria de aves de corral bastante alta, que junto a San Carlos y Alajuela desarrollan el 54.7% de esta actividad en el territorio nacional (INEC, 2015). El cantón de Atenas cuenta con 924 fincas agropecuarias, 14.6% en manos de mujeres productoras; los cultivos predominantes en este sector corresponden a café, caña y árboles frutales (MAG, 2017). Naranjo posee 1472 fincas, de las cuales el 27.3% pertenecen a mujeres productoras, siendo este el segundo cantón a nivel nacional con mayor cantidad de fincas productoras en propiedad de mujeres (INEC, 2015). Palmares cuenta con 670 fincas, 15% corresponde a mujeres productoras, el café, el cultivo de plantas ornamentales y chile dulce son las actividades principales en el cantón (MAG, 2017). San Mateo posee 460 propiedades productoras, el 10.8% en tenencia de mujeres; Orotina tiene 405 fincas y el 9.5% de estas en propiedad de mujeres productoras (INEC, 2015).

Con respecto al Índice de Desarrollo Humano (IDH), integrado por salud, educación e ingreso per cápita, refleja la calidad de vida del ser humano (PNUD, 2011). De los 83 cantones que conforman el país, los cantones dentro del CBMA se encuentran en posiciones medias, Orotina 21; San Ramón 24, Atenas,28; Palmares 32, Naranjo, 37 y San Mateo 51(PNUD, 2021).

Capítulo 4.

Metodología

4.1. Tipo de investigación

Debido a los objetivos y la metodología, así como las características de la investigación realizada, este estudio se define bajo un enfoque cuantitativo, principalmente, por su énfasis en la relación multivariable (Pineda y Alvarado, 2008). Como lo describe Sampieri *et al.*, (2014), este enfoque describe, comprueba y predice fenómenos; donde la teoría fue fundamental para plantear el tema, hipótesis, el diseño y la metodología para desarrollar dicho estudio.

Asimismo, dicha investigación posee un alcance de tipo correlacional, puesto que, además de generar y recopilar información de variables biofísicas, fue generada y analizada sin manipular las variables (Pineda y Alvarado, 2008). Este tipo de investigaciones informa de que manera un cambio de un dato puede modificar un resultado, en este caso como variables biofísicas podrían afectar la riqueza o la probabilidad de captura dentro de los bosques de ribera del CBMA. Igualmente, la metodología planteada fue un diseño de investigación no experimental, al centrarse en el análisis de variables y su relación en un momento dado del tiempo sobre aquellas que no se posee control ni se puede influir sobre ellas ni en sus efectos (Sampieri *et al.*, 2014).

4.2. Origen de los datos.

Para cumplir con los objetivos propuestos uno y dos, en este documento se realizó un estudio de datos de fuentes secundarias como WorldClim, reportes y registros meteorológicos, imágenes aéreas y satelitales, así como la base de datos generada en el proyecto “Análisis de los Corredores Biológicos como estrategia para la conservación y el desarrollo local en Costa Rica”, implementados por la Escuela de Ciencias Geográficas, el Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS) y la División de Educación Rural de la Universidad Nacional (ECG-ICOMVIS-DER, 2020).

Este proyecto en conjunto tuvo como finalidad conocer la situación de vida silvestre dentro del CBMA y por medio del uso de sistemas de información geográfica (SIG), se

determinaron siete sitios de muestreo (figura 5), los cuales corresponden a las zonas de vida más representativas que comprende dicho CB. En cada uno de estos sitios se instaló una estación de muestreo (figura 6) compuesto por un dispositivo *DataLogger Hobo Pendant* y una cámara trampa de detección de movimiento colocadas a nivel del estrato herbáceo, aproximadamente entre 40-60 centímetros del suelo (Sánchez *et al.*, 2019); (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018) y en cuatro sitios de muestreo se instalaron en el dosel del bosque (colocadas a una altura promedio de 17 metros).

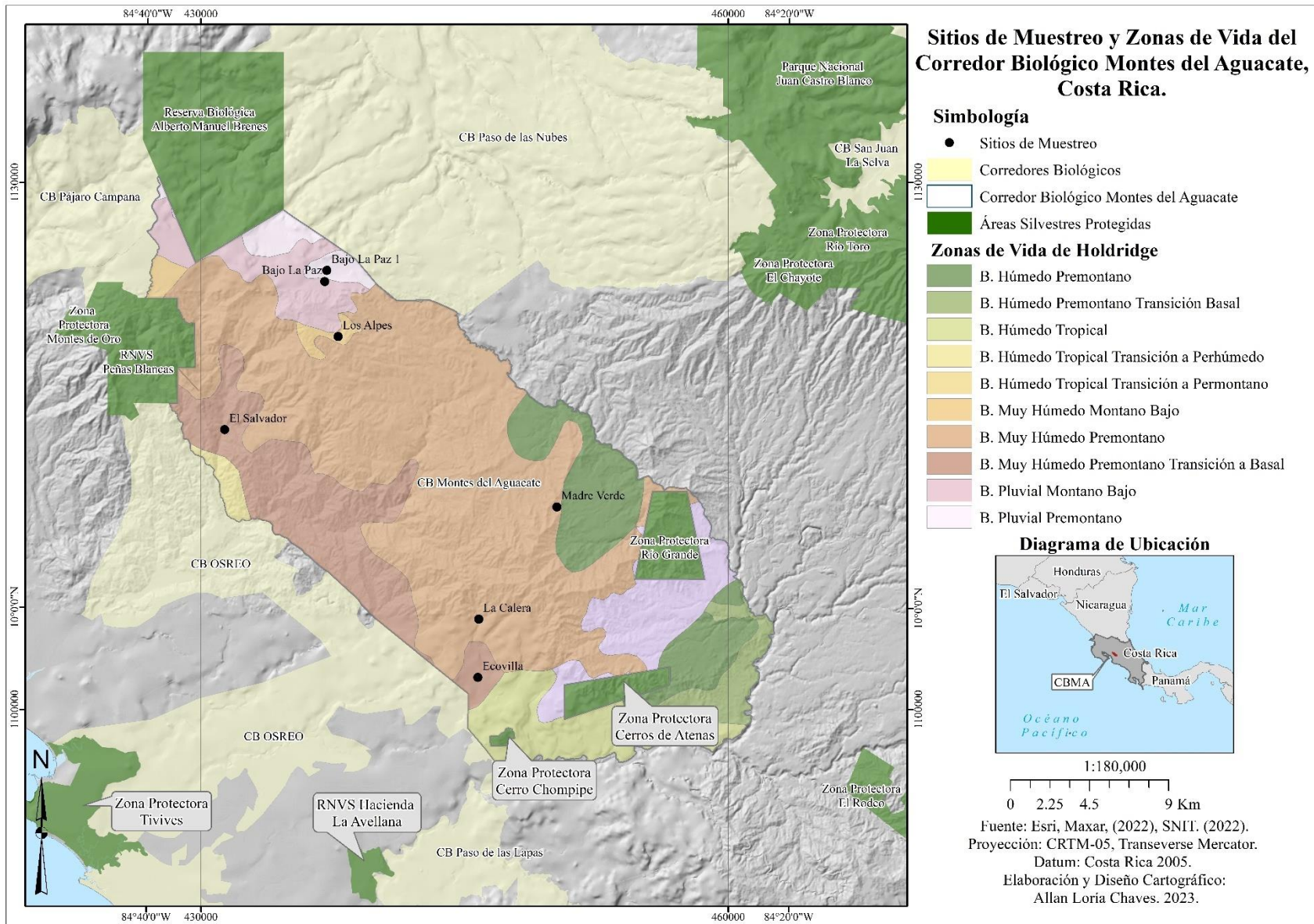


Figura 5. Sitios de muestreo y zonas de vida, Corredor Biológico Montes del Aguacate, Costa Rica. Fuente: Ortiz, 2008 y SNIT 2023.



Figura 6. Equipo instalado en los sitios de muestreo.
A) Cámaras trampa instaladas B) dispositivo *DataLogger Hobo Pendant*,
C) Instalación de cámaras trampa en el sotobosque, D) proceso de instalación
de cámaras trampa en el dosel.

4.3. Caracterización de la cobertura de la tierra, la temperatura e intensidad de luz en los bosques de ribera del CBMA.

4.3.1. Cobertura de la tierra.

Con la finalidad de obtener las características de la cobertura de la tierra para el CBMA se utilizaron las capas temáticas generadas en el proyecto antes mencionado, las cuales fueron desarrolladas usando como información base las ortofotos a la escala 1:5000 disponibles en la plataforma SNIT. La capa del 2017 se basó en la producción de ortoimágenes diferenciales producidas entre los años 2015 y 2018, cuyo vuelo formal inició operaciones el 5 de febrero de 2015 y finalizó el 7 de abril de 2018 contiene en formato TIFF y con tamaño de píxel de 0.5cm x 0.5cm, la imagen aérea de la superficie terrestre del país (IGN, 2019), posteriormente se rectificaron límites y se editaron las entidades relacionadas a coberturas de la tierra.

4.3.2 Actualización y levantamiento de la cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2017-2022.

De acuerdo a Ariza-López *et al.*, (2018) y Chuvieco (2010), una manera efectiva para comprobar la precisión de datos de cobertura de la tierra, es aplicar una matriz de confusión, puesto que informa sobre la exactitud en la generación de estos productos. Es por ello que, para actualizar la información disponible y actualizarla de acuerdo al 2022, fue elaborado un muestreo estratificado proporcional al tamaño de la cobertura, ya que en el archivo de cobertura del suelo del 2017 posee la extensión de superficie para cada atributo en la tabla de información del *shapefile*. La fórmula para calcular el tamaño de la muestra cuando se conoce el tamaño de la población (García-García *et al.*, 2013) es la siguiente:

$$n_{opt} = \frac{N \times Z^2 \times p \times q}{d^2 \times (N - 1) + Z^2 \times p \times q}$$

En donde:

- N= tamaño de la población
- Z= nivel de confianza
- P= probabilidad de éxito o proporción esperada
- q= probabilidad de fracaso
- d^2 = precisión (error máximo admisible en términos de proporción)

De igual manera, se recomienda que cuando se desconoce la proporción esperada, se debe de utilizar el criterio conservador de 0.5, es decir, p y $q= 0.5$ (Torres *et al.*, 2006). Al aplicar dicha fórmula dio como resultado 100, lo que correspondería a la cantidad de muestras para verificar en campo. Por medio del SIG se generó una red de 100 puntos aleatorios para comprobación en campo y a través de la matriz de confusión determinar la conformidad del levantamiento 2017 con la cobertura para el 2022 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Matriz de confusión.

<i>Condición</i>	Puntos de control	Área (ha)	Área (%)
<i>Conforme</i>	76	57691.3	99.9
<i>No Conforme</i>	24	28.2	0.05
<i>Total</i>	100	57719.5	100

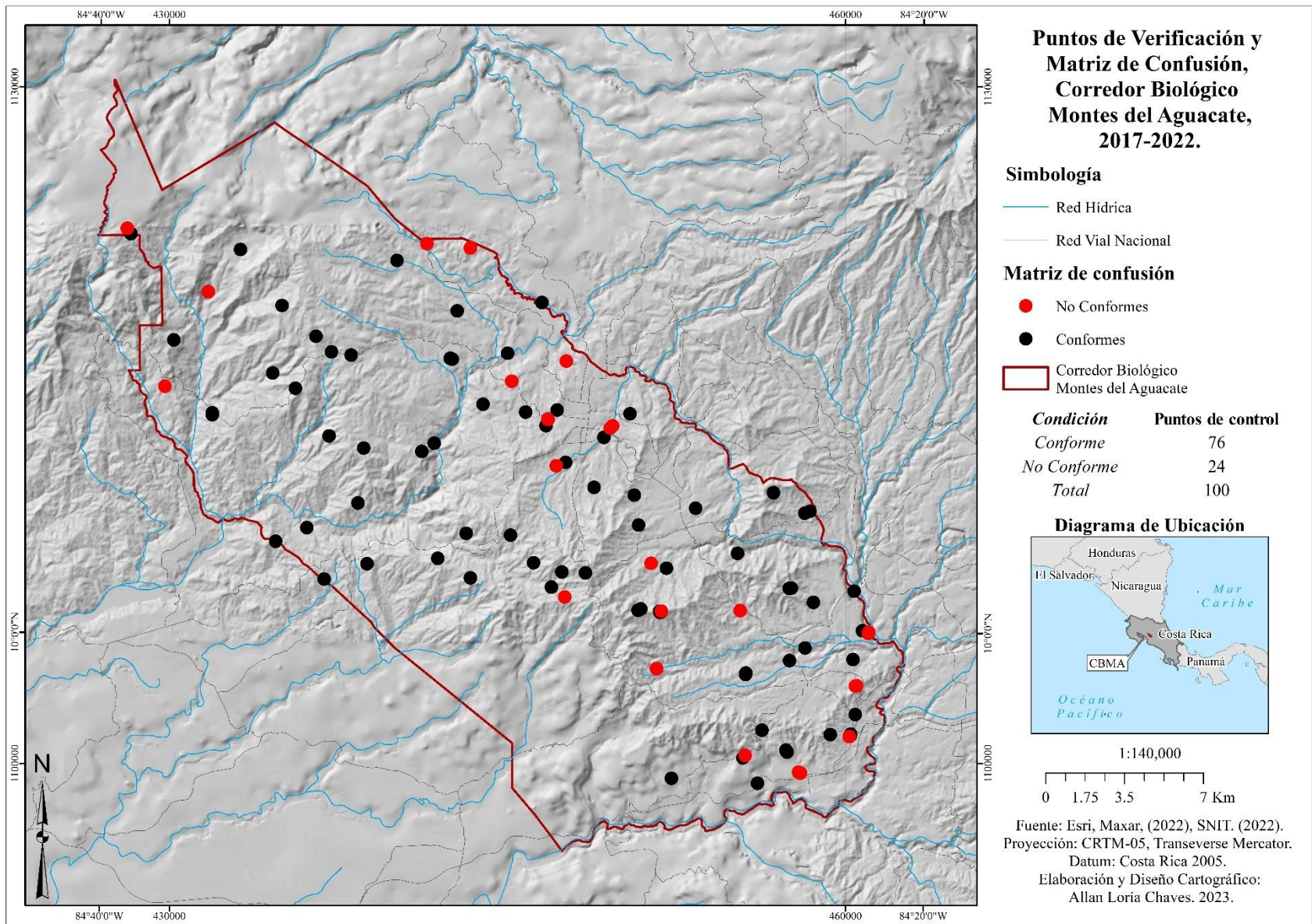


Figura 7. Puntos del verificación y matriz de confusión.

Como resultado, hubo una concordancia en 76 puntos, lo cual significa una conformidad de 76% (figura 7). De los 24 puntos discrepantes, 18 correspondían a bosques que actualmente poseen otro tipo de cobertura, principalmente pastos con árboles. Otro de los cambios identificados fue de áreas con pastos a pastos con árboles (cuadro 4).





Cuadro 4. Puntos no conformes en el Corredor Biológico de acuerdo a la verificación de campo 2022.






Cobertura 2017	Verificación en campo 2022
Bosque	Café
Bosque	Pastos con árboles
Bosque	Pastos con árboles
Bosque	Áreas antropizadas
Bosque	Pastos con árboles
Bosque	Pastos
Bosque	Pastos con árboles
Bosque	Café
Bosque	Pastos con árboles
Café	Pastos
Cultivos	Pastos
Cultivos	Pastos con árboles
Pastos	Zonas urbanizadas
Pastos	Café
Pastos	Bosque
Pastos	Pastos con árboles
Pastos	Pastos con árboles
Pastos	Pastos con árboles
Pastos	Pastos con árboles
Pastos	Café con sombra
Pastos con árboles	Café con sombra
Pastos con árboles	Pastos
Pastos con árboles	Pastos
Ríos, quebradas y arroyos	Café



Posterior a los resultados obtenidos fue posible identificar las unidades de la cobertura biofísica observable sobre la superficie que presentaron alguna variación. A través del SIG, fueron editadas las áreas no conformes y de esta manera contar con datos actualizados sobre la condición de cobertura de la tierra en el CBMA para el año 2022 (Chuvieco, 2010).

Además, fue utilizado como lineamiento para la identificación y diferenciación de unidades biofísicas y su correspondiente clase de cobertura terrestre, el manual “Leyenda CLC-CR para la Generación de Mapas de Uso y Cobertura de la Tierra de Costa Rica” (INTA, 2015). Por lo que una vez homologadas las categorías se procede a realizar la descripción de ambas capas, exponiendo los resultados de manera jerárquica, de acuerdo al nivel de naturalidad e índice de biodiversidad de las coberturas (Pagiola *et al.*, (2004) y adaptado de acuerdo al manual anteriormente descrito.

Cuadro 5. Categorías de digitalización de cobertura terrestre.

Cobertura	Definición	Vista en la imagen
Bosque	Cobertura vegetal dominada por árboles y elementos arbustivos, presenta continuidad vegetal. Se contemplan tanto bosque primario, como secundario.	
Plantación Forestal	Vegetación arbórea, realizada por la intervención antrópica con fines de manejo forestal.	
Charral/Tacotal	Primer estado de regeneración natural, domina la vegetación arbustiva con presencia de pastos y matorrales.	
Pastos	Tierras ocupadas por un mayor de 85% de pastos, la presencia de árboles, arbustos o malezas no sobrepasan el 15% del terreno.	

<p>Pastos con árboles</p>	<p>Tierras cubiertas por pastos con un porcentaje de presencia mayor de 15% de árboles y menor a 30%.</p>	
<p>Cultivos</p>	<p>Cultivos permanentes, como palma, banano/plátano, piña, caña de azúcar, palmito, plantas ornamentales, entre otros.</p>	
<p>Frutales</p>	<p>Cultivos diferenciados como mango y naranja</p>	
<p>Café</p>	<p>Cobertura dominante compuesta por áreas dedicadas al cultivo de café (<i>Coffea sp</i>).</p>	
<p>Café con sombra</p>	<p>Cobertura dominante compuesta por áreas dedicadas al cultivo de café (<i>Coffea sp</i>), cultivado a la sombra de los árboles de mayor porte.</p>	

<p>Cultivos Temporales</p>	<p>Cultivos anuales como arroz, hortalizas, raíces y tubérculos, frijol, maíz, melón, sandía y otros.</p>	
<p>Tierra desnuda</p>	<p>Cobertura de tierra sin vegetación.</p>	
<p>Cuerpos de agua</p>	<p>Son corrientes naturales de agua, permanentes o intermitentes. Pueden ser ríos, quebradas o arroyos.</p>	
<p>Infraestructura y residencias</p>	<p>Espacios conformados por edificaciones y zonas verdes. La infraestructura construida cubre el terreno de manera dispersa y discontinua. Se nota un crecimiento lineal a lo largo de una vía de comunicación.</p>	
<p>Red Vial</p>	<p>Es toda la superficie terrestre, pública o privada, por donde circulan peatones y vehículos.</p>	

Fuente: Elaboración propia, adaptado del Manual de Definición de Clases de la Leyenda CLC-CR para la Generación de Mapas de Uso y Cobertura de la Tierra del Instituto de Innovación y Transferencia de Tecnología Agropecuaria (2015).

A partir de la información generada y actualizada, se aplicó una intersección en SIG de dicha capa de cobertura de la tierra, junto a una zona de retiro de 15 metros de la red de drenaje del CBMA, obtenida desde el SNIT. Estos 15 metros fueron utilizados como punto de referencia, de acuerdo a lo establecido en el artículo 33, inciso b. de acuerdo a la Ley Forestal No. 7575 (1996), que se establece como área de protección medidos horizontalmente a ambos lados, en las riberas de los ríos, quebradas o arroyos, si el terreno es plano. Asimismo, Hawes y Smith (2005) mencionan que estos 15 metros es un ancho adecuado para proteger el cuerpo de agua de posibles contaminantes o nutrientes.

4.3.3. Caracterización de la variable de temperatura.

Por medio del *software* HOBOWare se configuró el dispositivo *DataLogger Hobo Pendant* (a partir de ahora *DataLogger*), con la finalidad de registrar la temperatura en grados Celsius cada 15 minutos. La metodología que se empleó fue la utilizada por Cadenasso *et al.*, (1997), en donde recomienda colocar el dispositivo en el sotobosque, a una altura promedio entre 170 y 200 cm del suelo, dentro de la sombra del bosque de ribera. Finalizado el periodo de muestreo, los datos fueron depurados en Excel, unificando la información registrada en una sola base de datos, la cual contiene el código del sitio de muestreo, un identificador para cada registro, fecha y hora exacta, así como el valor de temperatura correspondiente. Posteriormente, los registros mensuales fueron promediados, de acuerdo a los valores máximos, mínimos y media aritmética, a los cuales se aplicó un intervalo de confianza del 95%, y se graficaron en el programa Python para determinar las oscilaciones entre sitios de muestreo dentro del sotobosque de los bosques de ribera del CBMA.

4.3.4. Caracterización de la radiación solar.

Con respecto a la radiación solar, también conocida como irradiancia (Nieto, *et al.*, 2001) registrada dentro del bosque de ribera, se analizó la base de datos obtenida por medio del dispositivo *DataLogger*. Este registrador de datos fue configurado para que grabara cada 15 minutos (misma configuración y metodología empleada para el registro de la temperatura) Cadenasso *et al.*, (1997).

Debido a la frecuencia en el registro de los valores, se recopilaron más de 34500 datos por sitio de muestreo, lo cual se sistematizó, para obtener un promedio mensual de los registros

máximos, mínimos, medios e intervalos de confianza de 95%, esto por cada sitio de muestreo, de esta manera se hace un mejor manejo de datos. Asimismo, serán representados en gráficos, por sitio de muestreo en el programa Python y de esta manera conocer las variaciones de la intensidad de luz dentro del bosque de ribera.

Resulta importante hacer una conversión de los valores proveniente del Datalogger, debido a que la unidad de medida del dispositivo registra los datos de iluminancia (*lux*), una unidad de medida de flujo luminoso entre metro cuadrado, *lumen x m²* (Nieto, *et al.*, 2001). Nouman, *et al.*, (2019) mencionan que el valor estimado para la conversión de iluminancia a irradiancia en el espectro visible es 0.0079, es decir, la conversión por medio de la fórmula es:

$$R (m^2) = I \times 0.0079$$

Donde:

R= Irradiancia

I= *lux*= intensidad de luz o luminosidad.

Unidad de medida resultante= *watts/m²*

4.3.5. Variables climáticas en los bosques de ribera y fuera de ellos.

Para conocer las diferencias de las variables climáticas dentro y fuera del sotobosque se realizó una comparación con las tendencias históricas fuera de los bosques de ribera, por medio del conjunto de datos climáticos históricos de WorldClim 2, que comprende de 1970 a 2000. Estos valores mensuales interpolados espacialmente para superficies terrestres globales, incluye la temperatura mensual, precipitación, radiación solar, presión de vapor y velocidad del viento (Fick y Hijmansb, 2017).

Los datos obtenidos de este proyecto fueron agrupados por mes y sitio de muestreo según el valor mínimo, máximo y medio aritmético (de acuerdo a disponibilidad de datos). Posteriormente se realizó la conversión, ya que los datos de WorldClim 2 se encuentran disponibles en *lux* por lo que se convirtieron a *watts/m²* por medio de la fórmula sugerida

por Nouman, *et al.*, (2019) y de esta manera realizar un contraste con valores con la misma unidad de medida.

4.4. Detección, riqueza y patrones de actividad de mamíferos silvestres en los bosques de ribera.

4.4.1. Sistematización de la base de datos.

Los datos multimedia recolectados por las cámaras trampa fueron extraídos de los dispositivos y organizados según el sitio de muestreo y la fecha de la recopilación. Posteriormente, los videos fueron revisados y se suprimieron los videos catalogados como falsos registros, o videos vacíos, provocados principalmente por factores como el viento o la lluvia lo cual activó el sensor de la cámara automáticamente.

En cuanto a los archivos que corresponden a avistamientos exitosos, fueron tabulados (Anexo 3) conforme el ID o número de identificador del registro, este fue asignado por el dispositivo, posteriormente se le asignó el sitio de avistamiento, fecha y hora, familia y especie del individuo registrado, esto por medio de literatura especializada como guías de identificación de fauna como “Mamíferos de Costa Rica” de Mark Wainwright (2007) y “Vida Silvestre de Costa Rica” de Reid *et al.*, (2010), así como artículos científicos de Ortíz *et al.*, (1991), Rodríguez y Chinchilla, (1998); Rodríguez-Herrera *et al.*, (2014), Sánchez y Moya, (2018) y FUBONO, (2019), así como la base de datos de Mastozoología del Museo Nacional, (2021).

4.4.2 Análisis de la probabilidad de detección y riqueza de mamíferos terrestres.

La deducción acerca de la presencia o abundancia de animales silvestres puede ser sesgada cuando la probabilidad de detección no está incorporada en la estimación de estos dos parámetros (Williams *et al.*, 2002; Royle *et al.*, 2007). De acuerdo con Mackenzie *et al.*, (2006) es necesario basarse en distintos periodos de muestreo para estimar la distribución espacial de ciertos individuos, por lo que se identificarán las tasas de presencia como la probabilidad que una especie esté presente en un sitio, mientras la detectabilidad es la probabilidad que la especie sea detectada durante el muestreo en un sitio ocupado por esta (MacKenzie *et al.*, 2002; 2006).

Debido a que la detección es un proceso estocástico puesto que implica una probabilidad de detección, lo que se traduce en una Expectativa Estadística, o $E(C)$, es decir el promedio del

conteo de C sobre los muestreos repetidos, siendo C , la variabilidad en los conteos. Es conveniente utilizar una ecuación simple para conceptualizar esta detección imperfecta (Schmidt y Pellet, 2009) por medio de la fórmula:

$$E(C) = Np$$

Donde:

- N = es el valor real del parámetro de interés (por ejemplo, número de individuos, densidad, número de poblaciones en un área o riqueza de especies).
- p = es la probabilidad de detección de un individuo.

Con la finalidad de evitar posibles errores en el muestreo y con el conocimiento de que tales inferencias dependen de suposiciones no probadas se recomienda calcular N . Williams *et al.*, (2002) menciona que la forma estándar para ser estimada es:

$$N = \frac{C}{\hat{p}}$$

Donde:

- \hat{p} = es la probabilidad de detección de un individuo.
- C = el recuento de individuos detectados.

Es preponderante conocer el valor de \hat{p} para efectos de esta investigación y se utilizará el método de Detectabilidad, en el cual, a partir de una única detección es posible conocer esta probabilidad. Es decir, la detectabilidad $P_{d|s}$ corresponde a la probabilidad de que un individuo sea detectado *al menos una vez* durante los periodos de muestreo, por lo tanto:

$$P_{d|s} = 1 - (1 - p_{1d})^s$$

Donde:

- p_{1d} = es la probabilidad promedio de detectar un individuo.
- s = número de señales o acciones detectables (avistamientos registrados en las cámaras trampa).

Resultó conveniente por la cantidad de cámaras trampa instaladas, así como los datos disponibles, realizar los cálculos de probabilidad de detección por medio del software

Presence. Este programa permite determinar las tendencias de ocupación de las especies con respecto a los valores de detección/no detección.

Uno de los factores que se debe de tomar en cuenta es realizar el diseño del modelo, contemplando las épocas del año en la que los individuos de cada especie pudieron ser detectados, en donde se reconocen estos intervalos como periodos K de muestreo primarios. La especie puede o no ser detectada durante un muestreo y no se detecta falsamente cuando está ausente; este programa por medio del historial de detección resultante para cada sitio puede expresarse como vectores T de 1 y 0, lo que indica detección y no detección de la especie, respectivamente (MacKenzie *et al.*, 2003).

Modelos utilizados con el software *Presence*.

Para efectos de esta investigación se realizó el método de muestreo, a partir de un modelo estándar de varias sesiones, es decir, dividiendo los avistamientos en cuatro periodos de muestreo o temporadas K , lo que permitirá conocer las estimaciones de probabilidad de detección en cuatro periodos climáticos (Meléndez, 2015):

1. época seca (diciembre a marzo)
2. Transición de seca a lluviosa (abril)
3. época lluviosa (mayo a octubre)
4. Transición de lluviosa a seca (noviembre)

El proceso para modelar estos datos dentro del *Presence*, resulta sencillo a través de una base de datos sistematizada, en donde la información correspondiente al sitio y el periodo de muestreo permitieron el análisis en los periodos climáticos anteriormente descritos, dividido en los siete sitios de muestreo (MacKenzie *et al.*, 2003). Los datos para ser reconocidos por el software debían tener un formato csv. y posteriormente, la columna A, corresponde a los números de sitios con cámaras trampa (siete), y B, correspondiente al número de ocasiones que se registró la especie durante toda la investigación, dividida en cuatro (de acuerdo al modelo estándar de varias temporadas).

La base de datos de los avistamientos de mamíferos silvestres terrestres categorizada en los siete sitios de muestreo permitió realizar el análisis para conocer la detección, riqueza y

patrones de actividad dentro de los bosques de ribera en el CBMA. Estos valores serán agrupados por número de detecciones (nd) por especie, por sitio de muestreo, probabilidad de detección de las especies de acuerdo a los distintos periodos climáticos, tipo de hábitat (dosel, sotobosque, o mixto, es decir subdosel y sotobosque). Además, la probabilidad se representará como p , la media entre los periodos climáticos (M) y la desviación estándar (SD).

4.2.3. Analizar patrones de actividad de mamíferos terrestres.

Para conocer los patrones de actividad de mamíferos terrestres silvestres se seleccionaron las especies con mayor cantidad de registros, en este caso, se decidió aplicar la metodología empleada por Sánchez *et al.*, (2019) en la que se toman en cuenta aquellas especies que fueron detectadas once o más veces, esto con el propósito de clasificar mediante intervalos, descritos en cuatro grupos y adaptado de la metodología de Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Hernández *et al.*, 2018:

1. Diurnos (de 8:00am a 5:59pm)
2. Crepuscular Vespertino (de 6:00pm y 7:59 pm)
3. Nocturnos (de 8:00pm a 5:59am)
4. Crepuscular Matutino (de 6:00am a 7:59am)

Una vez aplicados los procesos anteriormente descritos se tuvo una perspectiva de cuáles especies de mamíferos silvestres terrestres fueron detectadas en los sitios de muestreo en los bosques de ribera en el CBMA. Así mismo, se podrá conocer los patrones en la que estas especies visitan los cuerpos de agua, con lo que se espera robustecer las bases de datos existentes para la fauna detectada, o bien, identificar variaciones en los patrones de actividad o posiblemente amplitud de hábitat para ciertas especies (Hernández *et al.*, 2018).

4.5. Valorar el nivel de amenaza de mamíferos silvestres detectados en bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Con la finalidad de evaluar la respuesta de los mamíferos silvestres terrestres dentro del CBMA según las condiciones biofísicas dentro del bosque de ribera, se elaboró un Índice de amenaza para los mamíferos terrestres detectados. Este índice fue aplicado únicamente para

las especies a las que se les calculó la probabilidad de detección. Se estableció una categorización con valores de 1 a 3 de acuerdo al promedio registrado (cuadro 6) entre los cuatro periodos de muestreo (época seca, transición de seca a lluviosa, época lluviosa y transición de lluviosa a seca), esto para cada especie.

Cuadro 6. Categorías de Valor de Probabilidad de Detección.

Valor	Categorías	Promedio P detección
3	Alta	≥ 0.60
2	Media	Entre 0.30 y 0.59
1	Baja	≤ 0.29

Asimismo, se realizó una categorización para calcular el Valor de Amenaza (cuadro 7) de acuerdo al nivel de vulnerabilidad de la especie en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, el Listado de Especies de Fauna Silvestre en Peligro de Extinción (SINAC, 2017) y la talla media de la especie detectada (Mora, 2000; Myers *et al.*, 2022), ya que autores como Cardillo *et al.*, (2005), Ripple *et al.*, (2017) y Ritchie (2022), mencionan que entre más grande sea el individuo, mayor amenazada se podría encontrar sus poblaciones.

Cuadro 7. Categorización del Valor de Amenaza.

Valor	Intensidad	Promedio de talla	Nivel de Amenaza UICN	Nivel de Amenaza MINAE
3	Alta	≥ 4	En Peligro	Peligro de Extinción
2	Mediana	Entre 3.5 y 3.9	Vulnerable	Población Reducida/Amenazada
1	Baja	≤ 3.4 C	Preocupación Menor	Preocupación Menor

Una vez realizada la categorización del Valor de la Probabilidad de Detección y el Valor de la Amenaza, se sumaron ambos datos para de esta manera obtener el valor correspondiente al Índice de Amenaza para cada especie.

4.6. Evaluar la respuesta de mamíferos silvestres ante condiciones biofísicas en bosques de ribera como indicador de la funcionalidad del corredor biológico.

Debido a la heterogeneidad del espacio dentro del CBMA, los sitios de muestreo poseen características distintas en cuanto a temperatura e intensidad de luz, por lo que se correlacionaron dichas variables en cada sitio de muestreo, con respecto a las tendencias en el momento de los avistamientos. Esto permitió caracterizar cuales son las condiciones ambientales durante los avistamientos de cada una de las especies.

Se evaluaron los datos obtenidos por los Datalogger y WorldClim, para cada sitio y cada avistamiento, los cuales se clasificaron en una escala de 1 a 3 (cuadro 8) y de esta manera obtener el Valor de las Condiciones Climáticas para las especies que se pudo determinar su probabilidad de detección.

Cuadro 8. Categorización de Variables Climáticas.

Valor	Categorías	Categorías datos de Datalogger		Categorías datos de WorldClim	
		Temperatura promedio mensual (°C)	Radiación Solar promedio mensual ($\frac{W}{m^2}$)	Temperatura promedio mensual (°C)	Radiación Solar promedio mensual ($\frac{W}{m^2}$)
3	Alta	≥ 25	≥ 37	≥ 26	≥ 164
2	Media	Entre 22 y 24.9	Entre 18 y 36.9	Entre 20 y 25.9	Entre 142 y 163.9
1	Baja	≤ 21.9	≤ 17.9	≤ 19.9	≤ 141.9

Posteriormente, con el valor obtenido para cada especie se sumó el Índice de Amenaza con la finalidad de traslapar los valores y obtener el Índice de Respuesta ante Variables Climáticas. Autores como Van Schaik y Griffiths (1996) y Mosquera-Guerra *et al.*, (2018), mencionan que conforme la radiación solar y la temperatura aumentan, el movimiento de ciertas especies puede disminuir. Asimismo, para cada especie se graficaron las variables climáticas promediadas del momento en el cual fueron detectadas con respecto a los promedios anuales del sitio, con la finalidad de visualizar las diferencias existentes.

4.7. Mamíferos terrestres silvestres y cobertura de la tierra en los sitios de muestreo.

Se realizó un proceso de clasificación de la cobertura de la tierra en el área circundante al sitio de muestreo. Para determinar la cobertura se elaboró en un radio de 2.9 km, la cual corresponde al área de acción media del *L. pardalis* en la región (Dillon y Kelly, 2008), partiendo del hecho que fue la especie con el área de acción más amplia a la cual se le determinó su probabilidad de detección.

Por medio del SIG, se determinó la zona de amortiguamiento de 2.9 km en cada sitio de muestreo. Posteriormente se interceptó con la cobertura de la tierra 2022 y de esta manera identificar cuáles son las superficies dominantes en cada uno de los sitios y si las coberturas influyen la probabilidad de detección y riqueza.

Capítulo 5

Resultados

5.1. Cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.

Por medio de la información disponible y generada se caracterizó la cobertura de la tierra en el CBMA del año 2005 (figura 8) y 2022 (figura 9). Asimismo, se realizó una descripción de los datos para ambos años y de qué manera fueron modificadas las coberturas (cuadro 9). En el CBMA la cobertura dominante en el 2005 y 2022 fue bosque, con casi la mitad de la superficie del corredor. La segunda cobertura más extensa para ambos años fue pastos (cuadro 5) con el 30.2% en 2005 y 29.9% en 2022, dividido en dos categorías (pastos con árboles y pastos). La actividad agrícola con mayor superficie dentro del CBMA fue el café en sus dos modalidades de siembra (con sombra y sin sombra), las cuales constituyeron en el 2005 14.5% y en 2022 12.5% (cuadro 5). Otras coberturas como charral, frutales, áreas antropizadas y otros cultivos representan el 10.7% en 2005 y 10.3% en 2022.

Las coberturas entre el 2005 y 2022 presentaron diferencias significativas, en ciertos sectores hubo aumento de la cobertura boscosa y en otros las áreas antropizadas se extendieron, mientras que se dieron disminuciones en las áreas dedicadas al café y pastos (figura 10)

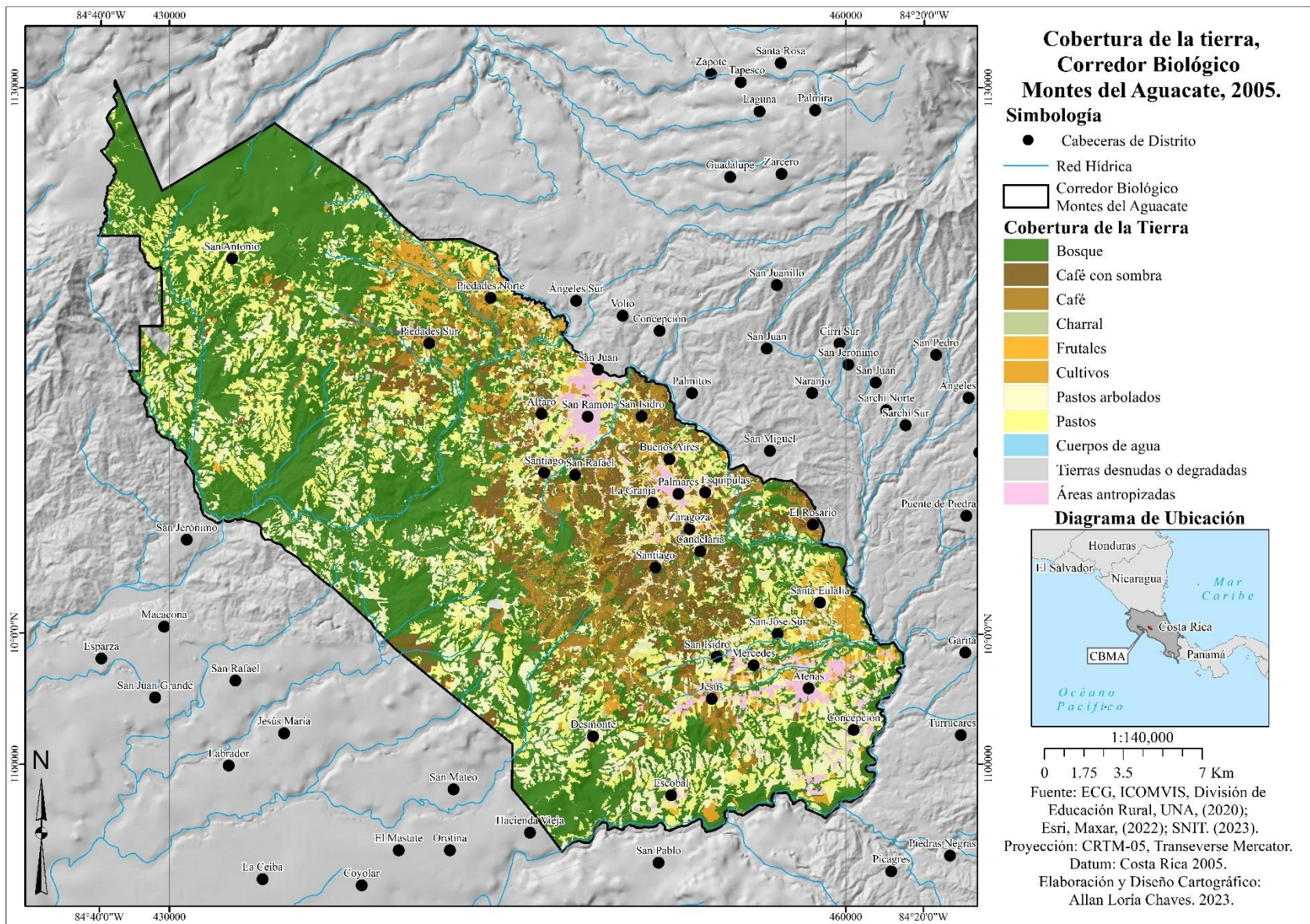


Figura 8. Cobertura de la tierra, Corredor Biológico, Montes del Aguacate, 2005.

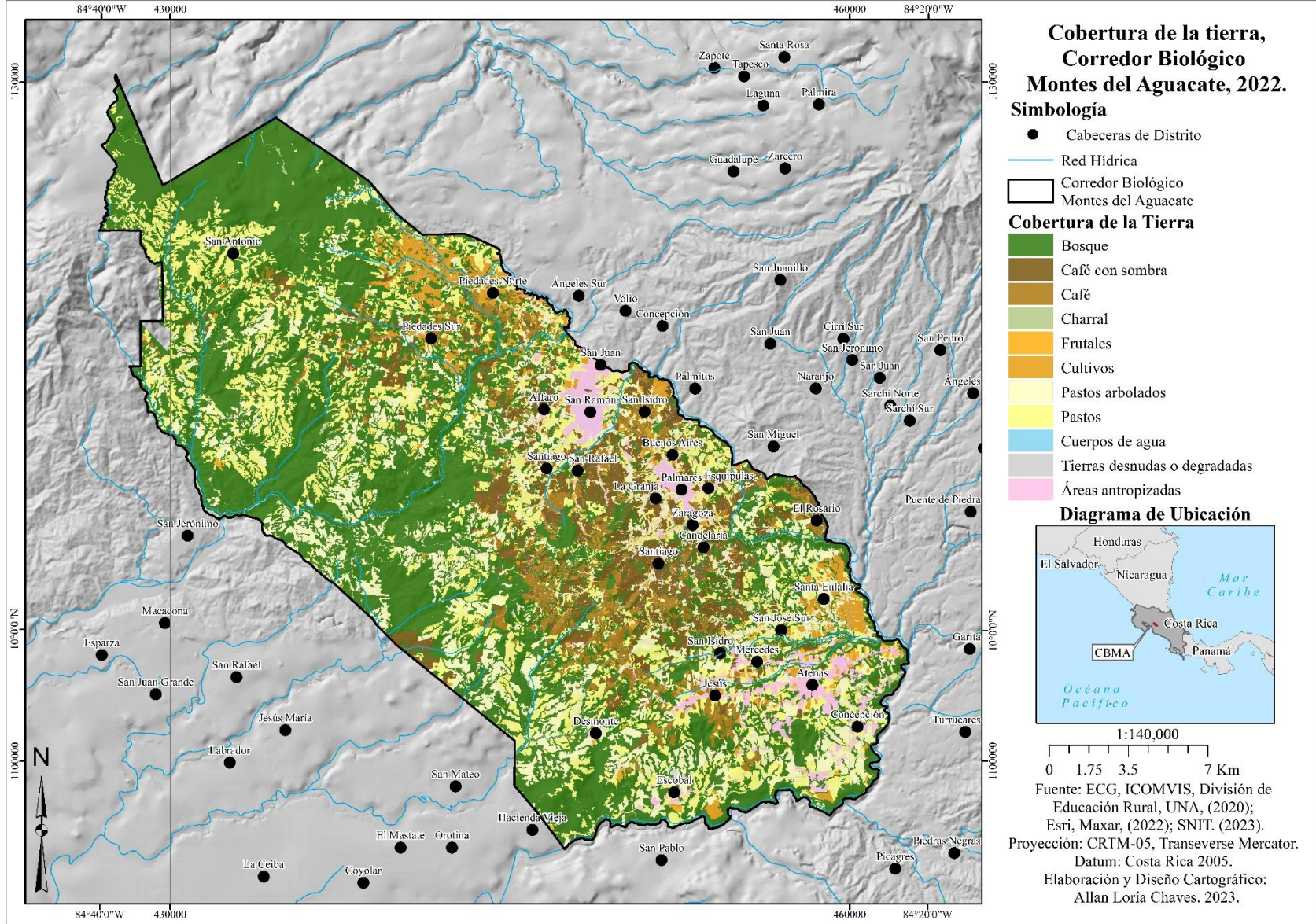


Figura 9. Cobertura de la tierra, Corredor Biológico, Montes del Aguacate, 2022.

Cuadro 9. Cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2005-2022.

Cobertura	2005, Área (ha)	2022, Área (ha)	Diferencia entre 2005-2022	Porcentaje en CBMA, 2005	Porcentaje en CBMA, 2022	N fragmentos, 2005	N fragmentos, 2022	X fragmento, 2005	DE	X fragmento, 2022	DE
Bosque	25973.7	27273.3	1317.0	45.0	47.2	2291	2359	11.3	104.8	11.6	111.6
Charral	82.0	90.2	8.2	0.1	0.2	50	32	1.6	1.9	2.8	2.8
Café con sombra	5137.0	4484.2	-652.8	8.9	7.8	1002	997	5.1	9.8	4.5	8.9
Pastos con árboles	6919.8	6882.4	-37.4	12.0	11.9	1244	1227	5.6	9.3	5.6	9.2
Frutales	300.1	255.8	-44.3	0.5	0.4	147	171	2.0	2.2	1.5	1.9
Café	3231.1	2716.0	-515.1	5.6	4.7	861	791	3.8	6.7	3.4	5.7
Pastos	10552.8	10390.8	-162.0	18.3	18.0	5427	5548	1.9	6.0	1.9	5.7
Cultivos	2443.9	2322.6	-121.4	4.2	4.0	1934	1946	1.3	2.8	1.2	2.7
Cuerpos de Agua	186.7	190.8	4.0	0.3	0.3	270	280	0.7	2.0	0.6	1.9
Tierras desnudas	68.7	69.4	0.7	0.1	0.1	116	114	0.6	1.0	0.6	1.0
Áreas antropizadas	1853.5	2057.1	203.6	3.2	3.6	27532	28099	0.1	1.7	0.1	1.96
Otros	1016.3	1015.7	-	1.8	1.8	-	-	-	-	-	-

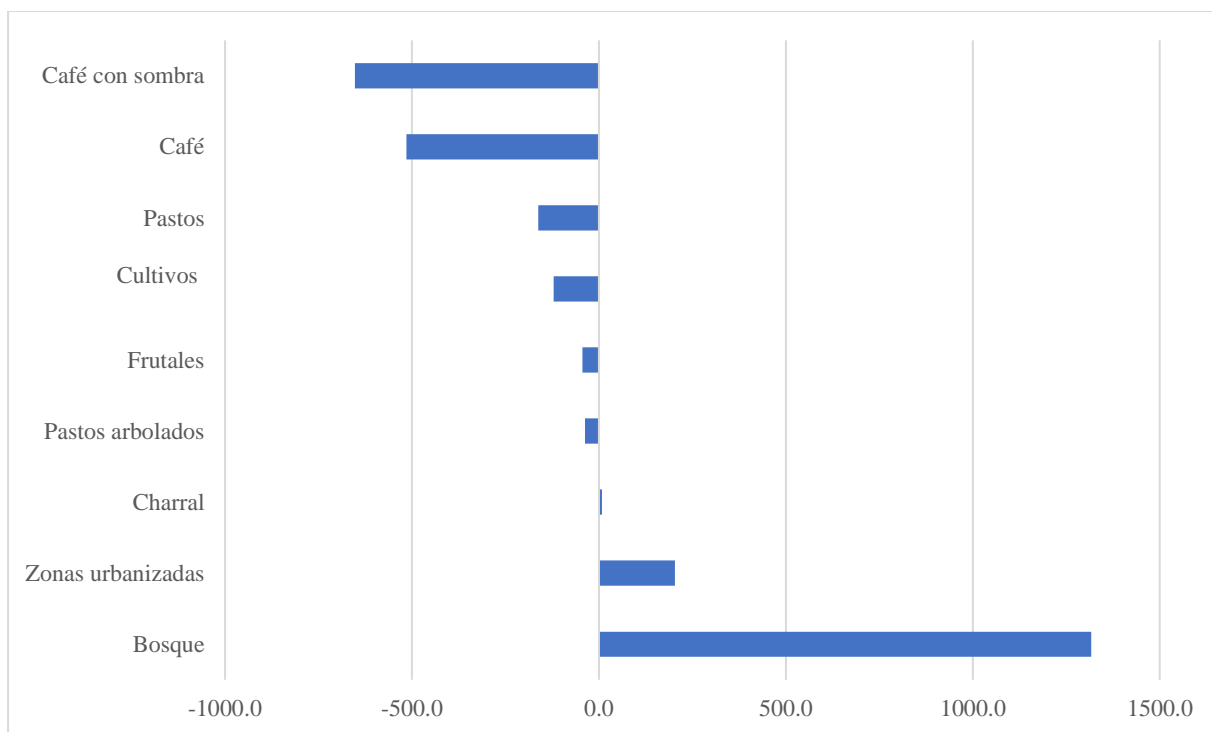


Figura 10. Diferencias de cobertura, 2005-2022 (ha).

5.2 Caracterización de los bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.

Los bosques de ribera en el CBMA, abarca 4231 ha, la cual se encuentra ocupada por distintas categorías, sin embargo, las áreas boscosas fueron predominantes en ambos años de análisis (cuadro 10). La segunda cobertura más abundante en el CBMA en el 2005 fueron los pastos en sus dos clasificaciones, con el 12.9% (547.7 ha) (cuadro 10).

Cuadro 10. Cobertura en los bosques de ribera (15 m), Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2005-2022.

Cobertura	2005, Área (ha)	2022, Área (ha)	Porcentaje en CBMA, 2005	Porcentaje en CBMA, 2022	Diferencia (ha)	Diferencia (%)
Bosque	2922.9	2996.5	69.1	70.6	73.6	1.52
Charral	2.2	6.3	0.1	0.1	4.2	0.10
Café con sombra	279.9	230.0	6.6	5.4	-49.9	-1.19
Pastos arbolados	247.7	238.2	5.9	5.6	-9.6	-0.24
Frutales	6.5	5.1	0.2	0.1	-1.5	-0.03

Cobertura	2005, Área (ha)	2022, Área (ha)	Porcentaje en CBMA, 2005	Porcentaje en CBMA, 2022	Diferencia (ha)	Diferencia (%)
Café	154.4	125.7	3.7	3.0	-28.8	-0.69
Pastos	300.2	295.7	7.1	7.0	-4.5	-0.12
Cultivos	53.7	0.0	1.3	0.0	-53.7	-1.27
Cuerpos de Agua	162.0	164.3	3.8	3.9	2.2	0.04
Tierras desnudas	10.6	19.5	0.3	0.5	8.9	0.21
Áreas antropizadas	54.1	113.6	1.3	2.7	59.5	1.40
Otros	36.5	36.2	0.9	0.9	-0.4	-0.01

En el 2005, las coberturas de café y café con sombra representaron los cultivos de mayor extensión, con 434.3 ha (10.3%). En el 2022, el 8.4% (355.7 ha) de la superficie posee cafetales en ambas modalidades (cuadro 10). Otro aspecto a resaltar es que las áreas de cultivos en el 2005, cubrieron el 1.3% (53.7 ha) dentro de los bosques de ribera, mientras que en el 2022 no se identificó áreas con este tipo de cobertura.

5.3. Tendencias de temperatura en el sotobosque en los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

A partir de los siete dispositivos *DataLogger*, se recolectaron un total de 238 566 registros de temperatura durante el periodo de muestreo, comprendido desde el 11 de junio de 2018 al 26 de setiembre de 2019. Se identificó que en diciembre 2018 y enero 2019 se registraron los promedios de temperatura más bajos de todo el periodo de muestreo.

A nivel general del CBMA, hubo una disminución significativa de las temperaturas entre los meses de noviembre y diciembre. A mediados de enero, se registró un aumento exponencial hasta alcanzar en los meses marzo y abril, los valores más altos.

Los Alpes (17.4°C), Bajo La Paz 2 (18°C) y Bajo La Paz 1 (18.1°C), son los sitios con los promedios mensuales más bajos. Por su parte, La Ecovilla (25.5°C) y El Salvador (25.2°C) registraron los promedios mensuales más altos (figura 11). La Ecovilla (figura 11) presentó la temperatura promedio más alta con 25.5°C. Además, en este sitio se registró el promedio mensual más alto de todo el CBMA en abril 2019 (28.4°C), precedido de dos meses con altas temperaturas mensuales de 27.2°C y 27.3°C en febrero 2019 y marzo 2019, respectivamente.

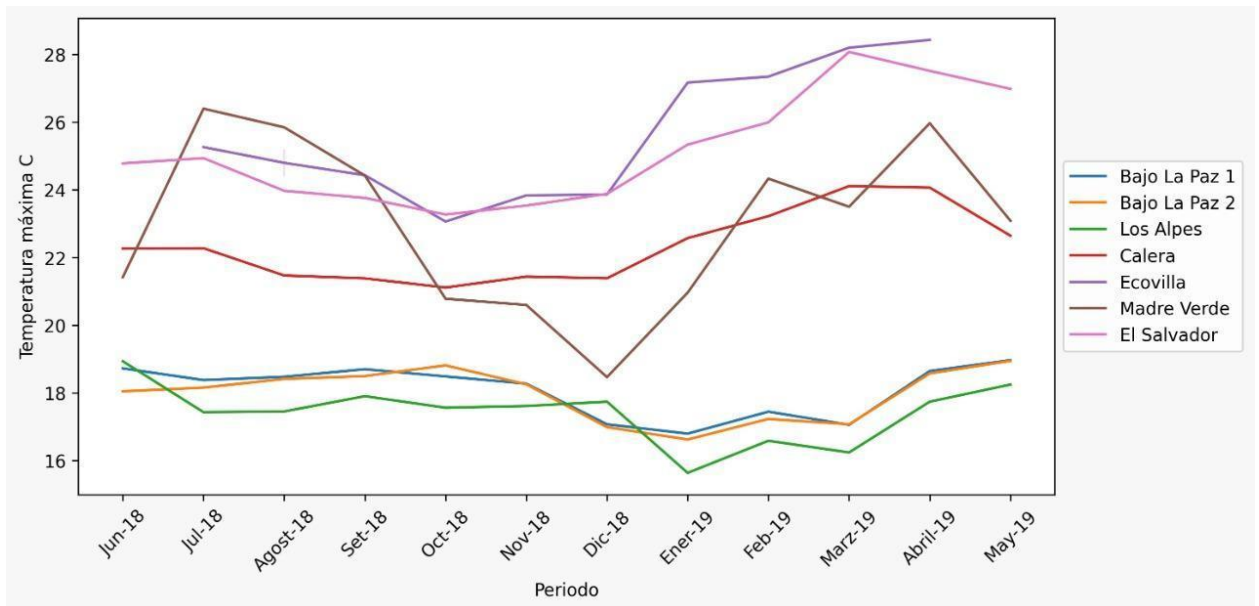


Figura 11. Promedio mensual de temperaturas Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Al clasificar y graficar los valores máximos mensuales registrados por el dispositivo en cada sitio de muestreo, Madre Verde registró el valor máximo durante todo el periodo de muestreo con 38.3°C en el mes de julio 2018. Asimismo, en los meses de agosto 2018 (37.3°C), febrero 2019 (36.8°C) y abril 2019 (36.8°C), fue el sitio con los valores más altos por mes en todo el CBMA (figura 12).

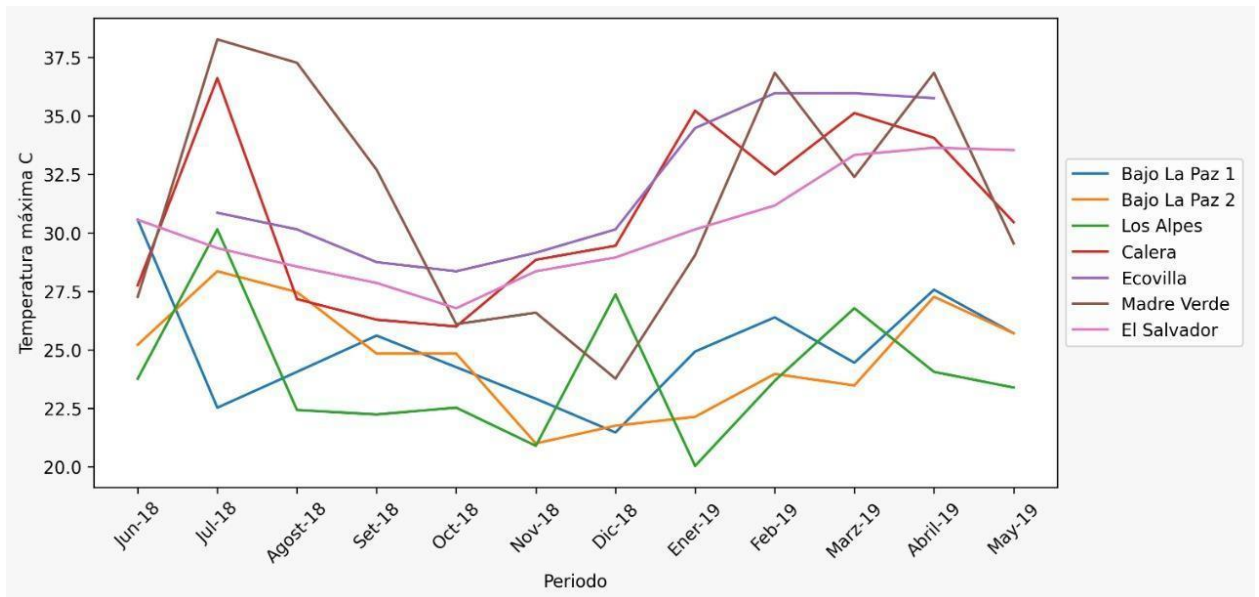


Figura 12. Valores máximos mensuales de temperatura por sitio, Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Bajo La Paz 1 fue el sitio que presentó la temperatura más baja (10.8°C) registrada durante el muestreo, en febrero del 2019. Es importante mencionar que el dispositivo no logró registrar valores del 25 de setiembre al 7 de noviembre, debido a la caída del árbol en el cual estaba instalado el dispositivo. En Los Alpes, diciembre 2018 (11.7°C) fue el segundo valor más bajo registrado en el CBMA (figura 13).

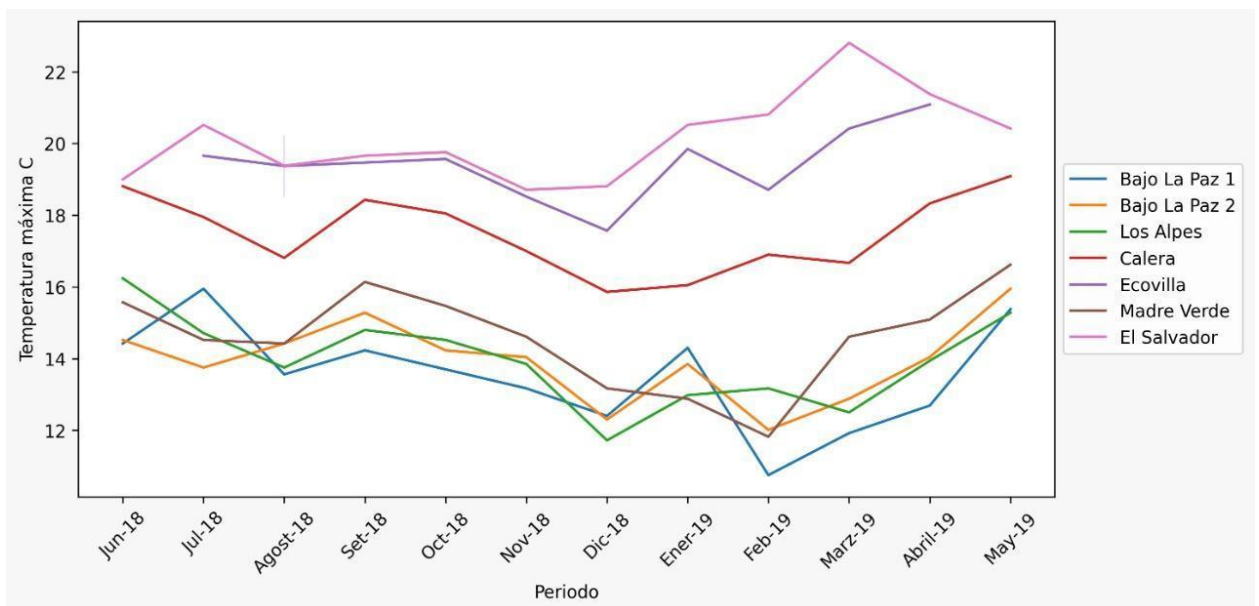


Figura 13. Valores mínimos mensuales de temperatura por sitio, Corredor Biológico Montes del Aguacate.

5.4. Tendencias de radiación solar en el sotobosque en los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Los siete DataLogger recolectaron un total de 238 659 datos de radiación solar. Se suprimieron los valores igual a 0, para un total de 113 303 registros, desde el 11 de junio de 2018 al 26 de setiembre de 2019 (figura 14).

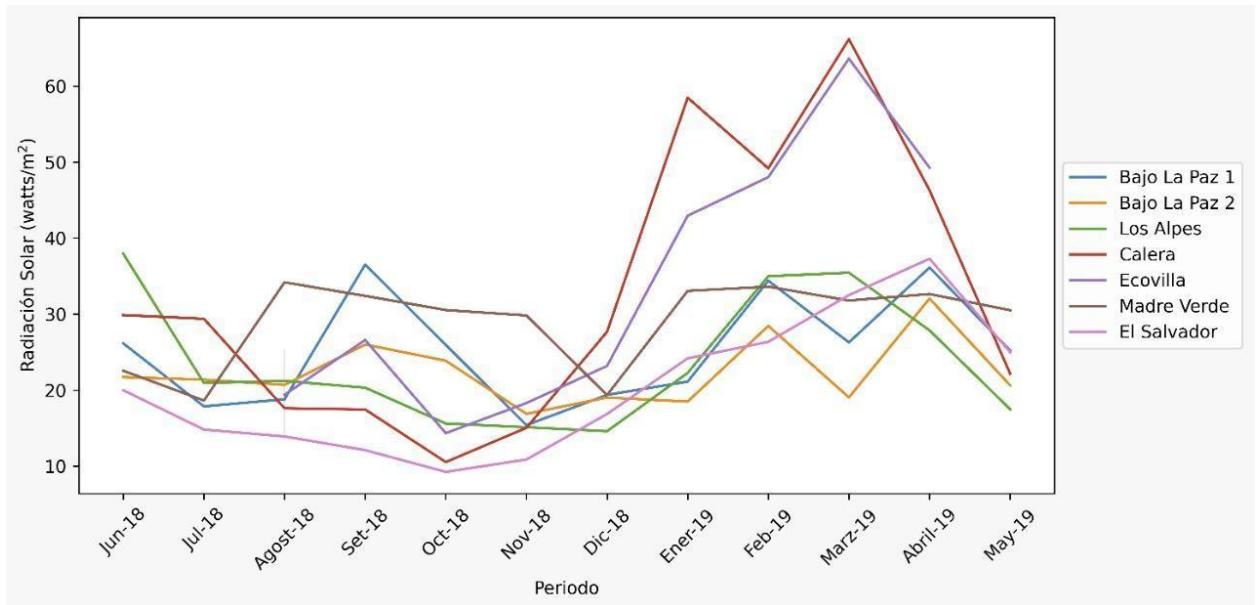


Figura 14. Tendencias de radiación solar en el sotobosque en bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

El promedio de radiación solar en los bosques de ribera muestreados en el CBMA es de $16.7 \frac{W}{m^2}$. El sitio con el promedio más alto fue Madre Verde con $22.1 \frac{W}{m^2}$ (SD=71). El promedio más bajo se presentó en El Salvador con $12.9 \frac{W}{m^2}$ (SD=16.8). A nivel general, el mes con los promedios más bajos en todos los sitios fue octubre 2018 con $10.09 \frac{W}{m^2}$. A partir del diciembre 2018 ($13.17 \frac{W}{m^2}$) hasta abril 2019 ($27.6 \frac{W}{m^2}$) se detectó un aumento progresivo de radiación solar en los bosques de ribera, siendo febrero el mes con el registro más alto con $28.1 \frac{W}{m^2}$.

5.5 Tendencias de las variables climáticas de temperatura y radiación solar fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Al realizar una comparación de las variables detectadas en el sotobosque, con respecto a las variables ambientales fuera de los bosques de ribera, hubo variaciones significativas, principalmente detectadas con respecto a radiación solar (figura 15).

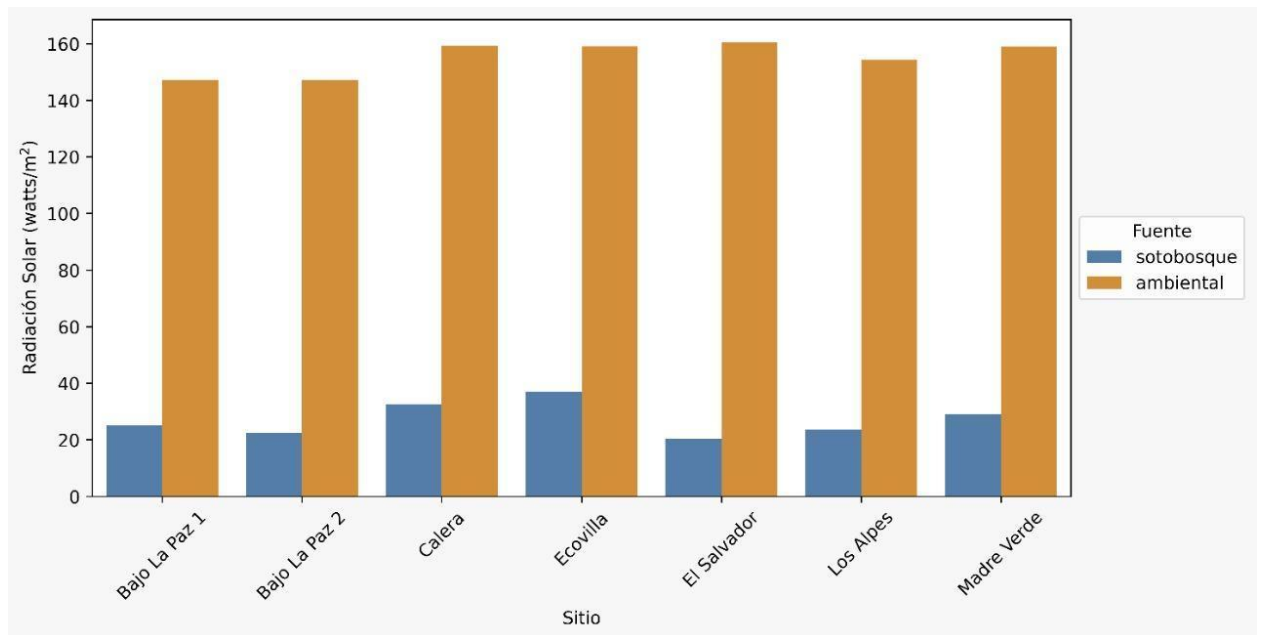


Figura 15. Radiación solar en el sotobosque del bosque de ribera con respecto a la radiación solar ambiental.

La diferencia más significativa, en cuanto a radiación solar fue en El Salvador, donde se registró dentro del bosque de ribera un promedio de $20.3 \frac{W}{m^2}$, mientras que la tendencia ambiental fue de $160.5 \frac{W}{m^2}$ (figura 14). Bajo La Paz 1 fue el sitio con la menor diferencia, en el sotobosque se registraron $22.2 \frac{W}{m^2}$ y la radiación solar ambiental fue de $147.2 \frac{W}{m^2}$.

En el caso de la radiación solar, la intensidad en el sotobosque fue mucho menor en el sotobosque del bosque de ribera que fuera de este. En el sotobosque la radiación solar ronda oscila entre los 0 y $50 \frac{W}{m^2}$, mientras que fuera del bosque de ribera se encuentra entre los 147 y $161 \frac{W}{m^2}$. La radiación solar interceptada por la vegetación de dosel hasta el sotobosque es

del 82.5%. En promedio la radiación solar ambiental es de $155.3 \frac{W}{m^2}$ mientras que en el bosque de ribera es de $27 \frac{W}{m^2}$ (figura 16).

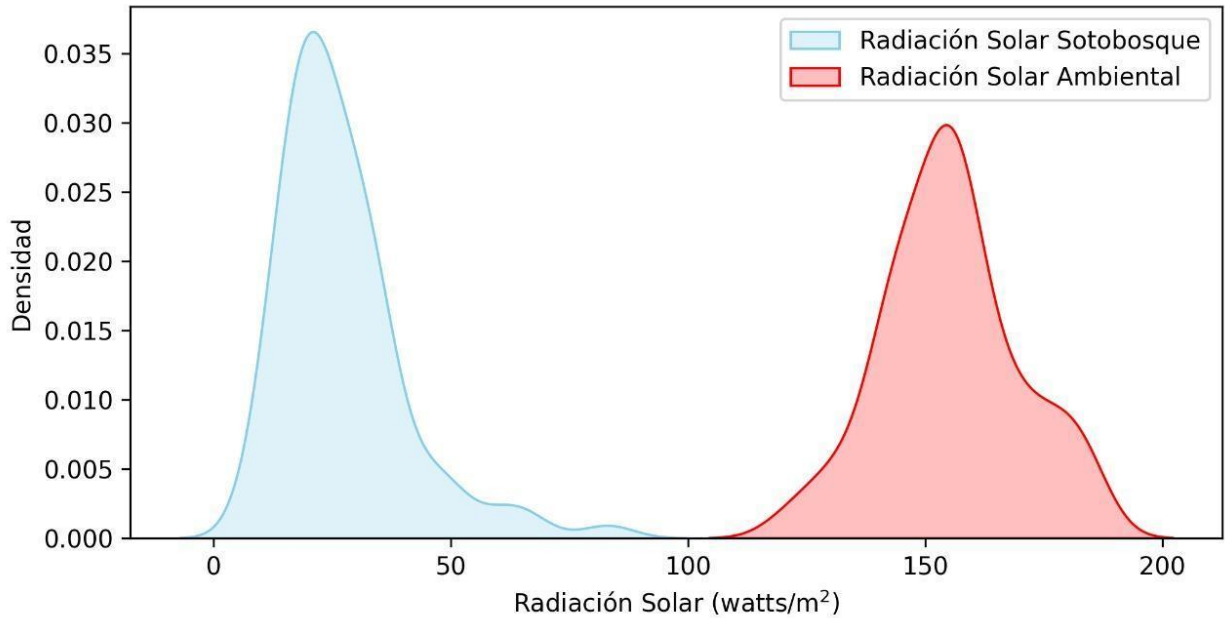


Figura 16. Radiación solar dentro y fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

En el caso de la temperatura, las diferencias fueron menores, incluso en algunos sitios la temperatura promedio fue superior dentro del bosque de ribera que fuera de este (figura 17). Los Alpes fue el sitio en el que la diferencia de temperatura dentro del bosque de ribera fue menor con respecto a la temperatura ambiental, con 1.9°C menos; en Bajo La Paz 1 fue 1.6°C menor, Bajo La Paz 2 1.5°C .

En los sitios El Salvador, Ecovilla y Madre Verde la temperatura dentro del sotobosque de ribera fue mayor. En Madre Verde, el sitio con la diferencia más significativa, la temperatura ambiental fue de 20.6°C , mientras que dentro del bosque de ribera fue 2.4°C más alta.

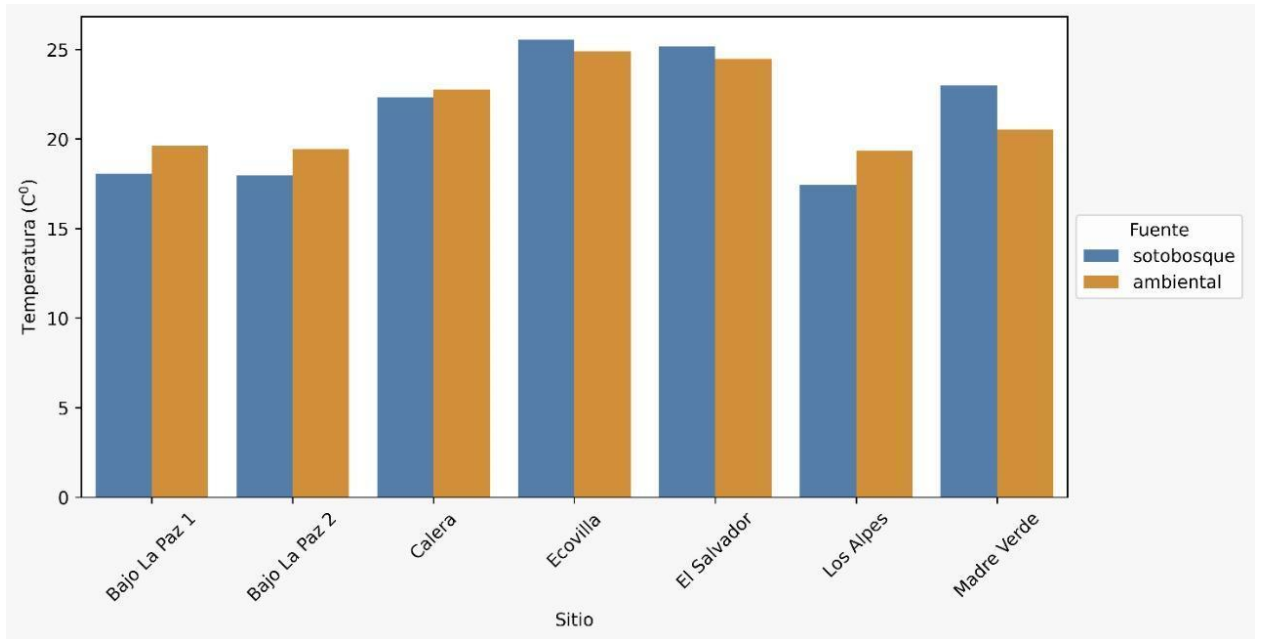


Figura 17. Temperatura dentro y fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

5.6 Detección y patrones de actividad de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Posterior a la sistematización de los avistamientos, se obtuvo un total de 1 926 capturas efectivas y 70 especies de fauna silvestre fueron detectadas. Además, hubo 676 registros de 24 especies de mamíferos silvestres medianos (cuadro 11).

Cuadro 11. Avistamientos de mamíferos silvestres medianos por sitio de muestreo en bosques de ribera, Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2018-2019.

Especie	Sitio de Muestreo.							Total avistamientos por spp.
	Bajo La Paz 1	Bajo La Paz 2	Ecovilla	El Salvador	La Calera	Los Alpes	Madre Verde	
<i>Alouatta palliata</i>			1					1
<i>Caluromys derbianus</i>			11			11		22
<i>Canis latrans</i>	2						1	3
<i>Cebus imitator</i>			2		3	1		6
<i>Conepatus semistriatus</i>		2		3	1		2	8
<i>Cuniculus paca</i>	1	1	15		8		3	28
<i>Dasyprocta punctata</i>			6	48	12	12	16	94
<i>Dasypus novemcinctus</i>	8	11	18		14		55	106
<i>Didelphis marsupialis</i>		1	20	2		4	8	35
<i>Eira Barbara</i>					3	2	18	23
<i>Galictis vittata</i>						1	2	3
<i>Leopardus pardalis</i>	3	12			3		3	21
<i>Marmosa zeledoni</i>		2						2
<i>Nasua narica</i>		1		13	12	13	20	59
<i>Dicotyles tajacu</i>	4					14		18
<i>Philander melanurus</i>	52	9		14	7		85	167
<i>Potos flavus</i>			1	3	11			15
<i>Procyon lotor</i>				1			19	20
<i>Proechimys semispinosus</i>					7			7
<i>Puma concolor</i>	1							1
<i>Sciurus granatensis</i>		1						1
<i>Sciurus variegatoides</i>	1	1	2	7		1	1	13
<i>Coendou mexicanus</i>			4	3				7
<i>Tamandua mexicana</i>			8	1	1			10
<i>Tapirus bairdii</i>		5		1				6
Total spp. por sitio	72	46	88	96	82	59	233	676

Las especies con mayor número de detecciones (*Nd*) fueron *Philander melanurus* y *Dasyopus novemcinctus*, con 167 y 106 registros respectivamente. Se detectaron una única vez las especies *P. concolor*, *Alouatta palliata* y *Sciurus granatensis*.

Se reconoce mediante la clasificación por sitios de muestreo que Reserva Natural Madre Verde, el sitio ubicado más al este del CBMA, fue el bosque de ribera con mayor riqueza de especies en el área de estudio (figura 18), con un total de 13 especies de mamíferos silvestres medianos, asimismo es el punto con más avistamientos efectivos con un total de 233, mediante 400 días/trampa de esfuerzo de muestreo. La especie con mayor cantidad de registros en Reserva Natural Madre Verde fue *P. melanurus* (*nd*=85), seguido del *D. novemcinctus* (*nd* = 55), *P. lotor* (*nd* = 19) y *E. Barbara* (*nd* =18) (figura 18).

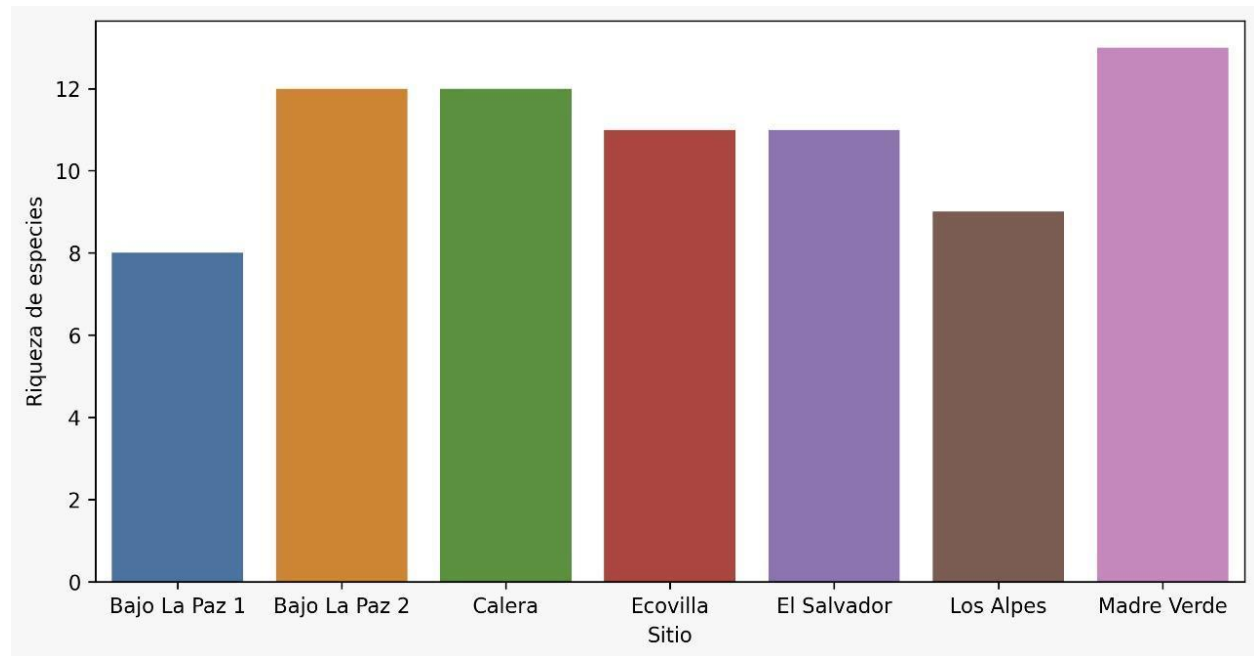


Figura 18. Riqueza de mamíferos silvestres en los bosques de ribera en Corredor Biológico Montes del Aguacate, 2018-2019.

En contraparte, Bajo La Paz 1 fue donde se obtuvo la menor riqueza de especies con 8 registradas (figura 18) en 72 capturas efectivas y un esfuerzo de muestreo de 387 días/trampa. En este sitio la especie más recurrente fue *P. melanurus* (*nd* =52), seguido de *D. novemcinctus* (*nd* =8). Cabe mencionar que los sitios de muestreo ubicados en el sector norte y noroeste del CBMA, Bajo La

Paz 1, Bajo La Paz 2 y Los Alpes, fueron los que menos capturas efectivas obtuvieron con 72, 46 y 59 respectivamente.

De acuerdo al tipo de hábitat en el que fue instalada la cámara trampa, en el dosel se alcanzaron 73 capturas efectivas y 10 especies de mamíferos silvestres mediante un esfuerzo de muestreo de 847 días/trampa. *Caluromys derbianus* ($nd=22$) y *P. flavus* ($nd=15$) fueron las especies con mayor recurrencia en el dosel de los bosques de ribera. En el sotobosque se obtuvieron 603 capturas efectivas, fueron registradas 20 especies y se realizó un esfuerzo de muestreo de 2764 días/trampa. En las cámaras trampa instaladas en el sotobosque *P. melanurus* ($nd= 158$) y *D. novemcinctus* ($nd= 106$) fueron las especies más recurrentes.

5.7. Probabilidad de detección diferenciada por sesiones.

Mediante la agrupación de las especies según tipo de hábitat en el cual son más recurrentes, así como la probabilidad de detección definida por el modelo con p específica de la muestra, fue posible determinar las tendencias con respecto a la probabilidad de detección de las especies en el CBMA. Las especies predominantemente de dosel presentaron una p mayor en el tercer periodo de análisis (figura 19), es decir en la época lluviosa, comprendida entre los meses de mayo y octubre. Las sesiones 2 y 3 presentaron una menor detectabilidad de especies, asimismo, p fue inferior.

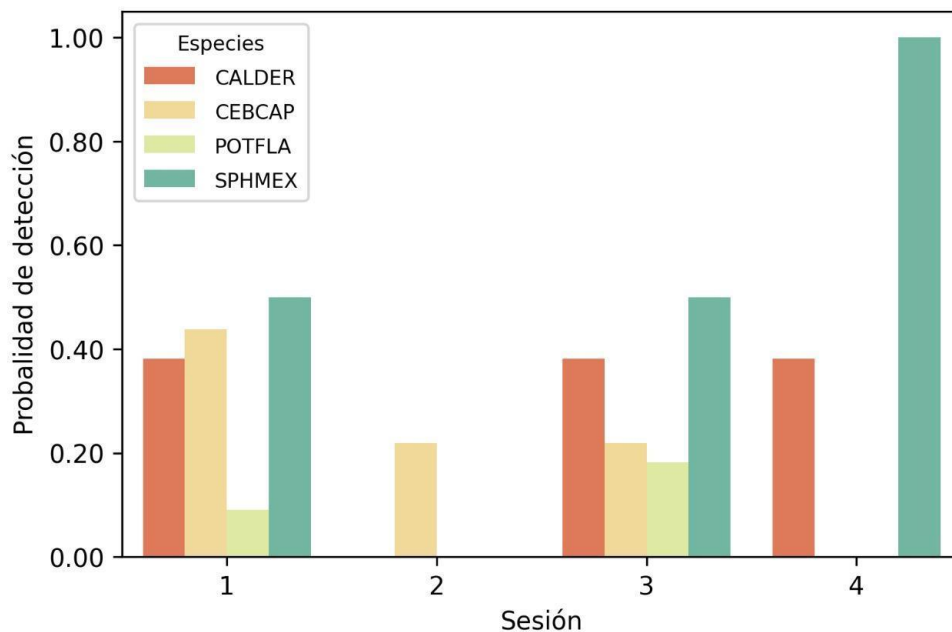


Figura 19. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres predominantemente de dosel

Sin embargo, en el cuarto periodo se identificó una probabilidad de detección para el *Coendou mexicanus* igual a 1. En la segunda sesión fue el periodo con menos especies detectadas (únicamente *C. imitator*) y por ende la p es relativamente baja o nula para el resto de especies detectadas en este hábitat durante el periodo de muestreo.

La mayor cantidad de especies detectadas en ambos hábitats (dosel y el sotobosque) o hábitat mixto, fue en la tercera sesión (figura 20), además estos valores p son superiores al resto de la probabilidad en los demás intervalos. En promedio el *P. melanurus* fue la especie con la probabilidad de detección más alta ($p= 0.75$) seguido de *E. Barbara* ($p= 0.67$) y *P. lotor* ($p= 0.63$). A pesar de haber sido detectada en los cuatro periodos, *Sciurus. variegatoides* fue la especie con el promedio de probabilidad de detección más baja (0.2).

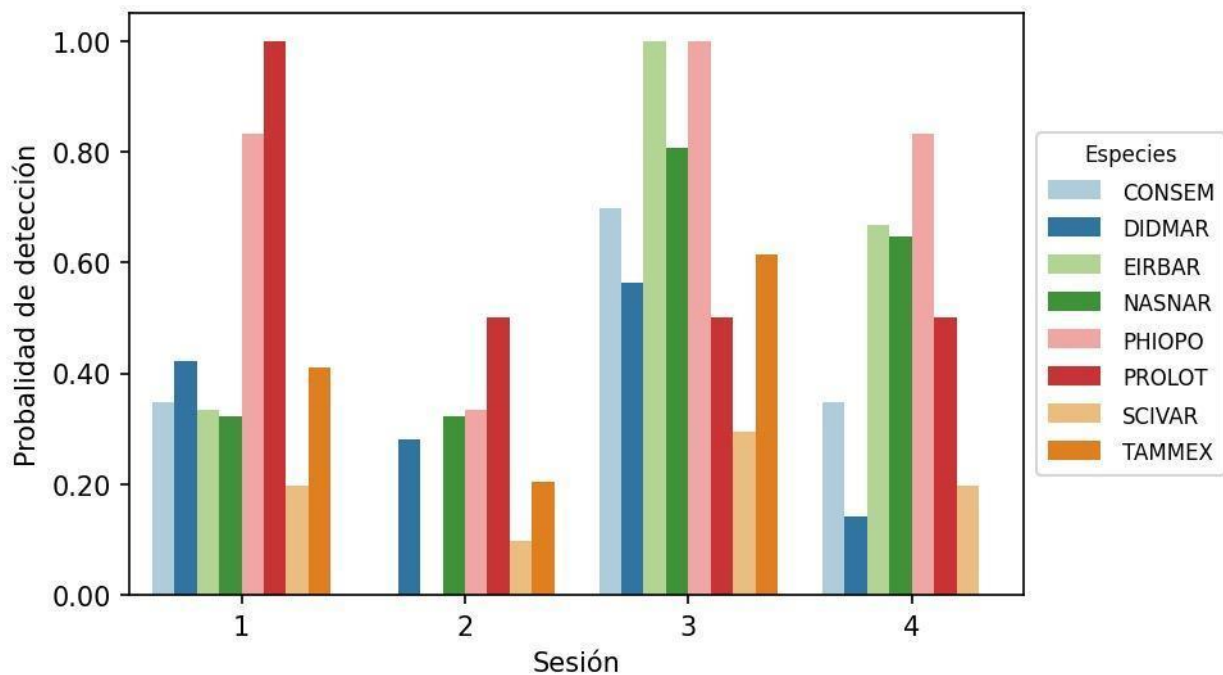


Figura 20. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres con tipo de hábitat mixto (dosel y sotobosque).

Las especies predominantemente de sotobosque presentaron en el periodo 1 y 3 una probabilidad de detección más alta (figura 21). En el periodo 3 se detectó un total de ocho especies, de las cuales, cuatro de ellas con $p= 1$ (*Dasyprocta punctata*, *D. novemcinctus*, *Dicotyles tajacu* y

Tapirus bairdii). En el periodo 2, fue en promedio, la sesión con los valores de probabilidad más bajos, además, junto al periodo 4, fue donde se obtuvo la menor cantidad de especies detectadas ($N= 5$).

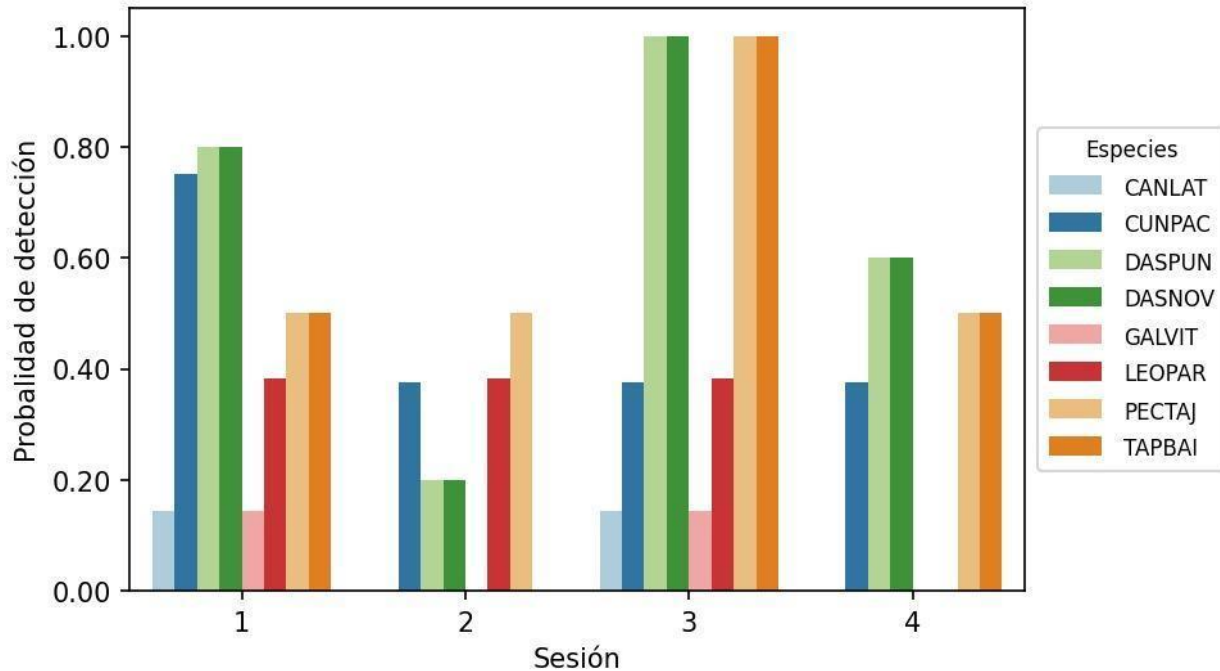


Figura 21. Probabilidad de detección para mamíferos silvestres predominantemente de sotobosque.

Cabe mencionar que las especies *A. palliata*, *Marmosa zedoni*, *Proechimys semispinosus* y *P. concolor* presentaron pocas detecciones, por lo que no fue posible ajustar los modelos para determinar la probabilidad de detección.

5.8 Patrones de actividad de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Al agrupar las especies detectadas según la predominancia de sus patrones de actividad, la cantidad de especies con hábitos nocturnos o en condiciones de baja radiación solar fue mayor. *Tamandua mexicana* ($nd= 10$) y *P. semispinosus* ($nd= 8$) fueron las únicas especies que presentaron un patrón de actividad 100% nocturno. *T. mexicana* tuvo mayor actividad entre las 22:00 y 23:00 hrs, *P. semispinosus* entre las 0:00 y 3:00. *C. paca*, se detectó en 28 ocasiones, tuvo una dominancia de avistamiento nocturnos con 96.4% y tan solo 3.6% diurnos, el lapso de mayor actividad fue de 23:00 a 4:00.

D. novemcinctus, la segunda especie con mayor cantidad de avistamientos ($nd= 106$), también presentó un patrón de actividad principalmente nocturno, donde el 85% de los avistamientos fue en este intervalo, el 9.5% en crepuscular vespertino y un 4.8% en el periodo diurno, las horas de mayor actividad fue entre las 00:00 y 4:00. *P. melanurus*, la especie con más detecciones ($nd= 168$), presenta una actividad predominantemente nocturna, siendo el 82.9% durante este periodo, 14.6% en el crepuscular vespertino y un 2.4% diurnos. Es decir, el 97.6% de los registros fueron en condiciones de poca o nula iluminación, el lapso de mayor actividad fue entre las 21:00 hrs y las 23:00 hrs.

El 80% de los avistamientos de *Didelphis marsupialis* ($nd=35$), fue en el intervalo nocturno y 17.1% en el crepuscular vespertino; fue poco recurrente en horas del día, solamente el 2.9% fueron diurnos. El patrón de actividad del *P. flavus* fue mayormente nocturno, de 15 registros, 73.3% de los avistamientos fueron nocturnos, y el 26.7% en el crepuscular vespertino. no hubo ningún registro en el periodo diurno.

Los avistamientos de *C. derbianus* ($nd= 22$) fue principalmente nocturno con 63.6%, asimismo, presentó un 31.8% de actividad crepuscular vespertina, siendo la especie con más detecciones en este periodo. El 60% de los avistamientos del *P. lotor* ($nd=20$), ocurrieron durante la noche, el 25% de los registros en crepuscular matutinos y un 10% crepusculares vespertinos y únicamente un 5% de los avistamientos fueron diurnos, siendo el lapso de mayor actividad entre las 3:00 y 4:00 hrs.

Con respecto a las especies con patrones de actividad predominantemente diurnos, *N. narica* ($nd=59$), fue la especie con la mayor cantidad de avistamientos en este intervalo con el 88.1%, con más recurrencia entre las 15:00 y 16:00 hrs, seguido de 8.5% crepusculares matutinos y un 1.7% en crepuscular vespertino y nocturno. El 86.7% de los avistamientos del *E. barbara* ($nd=23$) fue en el periodo diurno, un 8.7% en crepuscular matutino y un 4.3% nocturno, siendo este el carnívoro con el patrón de actividad más recurrente en el periodo diurno.

S. variegatoides ($nd=14$) tuvo una actividad principalmente diurna, con el 85.7% en este intervalo, únicamente dos avistamientos ocurrieron durante la noche. Se determinó para *D. punctata* ($nd=94$) que el 79.8% de los registros fueron en el intervalo diurno, 11.7% en el nocturno, 5.3% crepuscular

matutino y 3.2% crepuscular vespertino, entre las 16:00 y 18:00 hrs esta especie presentó su pico de actividad.

Tres especies con comportamiento catemeral (sin patrón definido) fueron registradas: el *D. tajacu*, *L. pardalis* y *C. mexicanus*. Los *D. tajacu* (*nd*= 19) fueron detectados el 36.84% de las ocasiones durante el periodo nocturno, el 31.6% crepusculares vespertino, el 26.31% diurnos y un 5.26% en el crepuscular matutino. El patrón de actividad del *L. pardalis* (*nd*=21) en el periodo nocturno fue de 57.1% y 33.3% en el intervalo crepuscular vespertino., este férido presentó una baja actividad en el periodo diurno con 9.5% de sus avistamientos. El *C. mexicanus* fue detectado en 8 ocasiones, el 62.5% en el periodo crepuscular vespertino y el 37.5% nocturnos.

5.9 Índice de amenaza de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Se obtuvo a partir del Índice de Amenaza, las especies detectadas dentro del CBMA con las poblaciones más vulnerables (cuadro 12).

Cuadro 12. Clasificación de las especies de acuerdo al índice de amenaza en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Especie	Valor de amenaza	Índice de amenaza
<i>Tapirus bairdii</i>	9	5.1
<i>Galictis vittata</i>	5	5.0
<i>Potos flavus</i>	4	4.0
<i>Canis latrans</i>	4	4.0
<i>Sciurus variegatoides</i>	4	4.0
<i>Cebus imitator</i>	5	3.8
<i>Leopardus pardalis</i>	7	3.5
<i>Didelphis marsupialis</i>	4	2.7
<i>Dicotyles tajacu</i>	6	2.7
<i>Tamandua mexicana</i>	4	2.4
<i>Cuniculus paca</i>	5	2.2
<i>Conepatus semistriatus</i>	5	2.1
<i>Procyon lotor</i>	4	1.8
<i>Coendou mexicanus</i>	4	1.7
<i>Dasyprocta punctata</i>	4	1.6
<i>Dasypus novemcinctus</i>	4	1.6
<i>Nasua narica</i>	4	1.6
<i>Caluromys derbianus</i>	3	1.5
<i>Eira Barbara</i>	4	1.5
<i>Philander melanurus</i>	3	1.1

Dentro de los resultados más destacables se obtuvo que el *T. bairdii*, obtuvo el Índice de Amenaza (IA) más alto de todas las especies muestreadas. El nivel de amenaza que presenta el *T. bairdii* a escala regional (Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN) y nacional (SINAC, 2017), además de la talla media de la especie son factores que lo ubican como el mamífero más amenazado de las especies detectadas durante el muestreo en el CBMA.

La especie *G. vittata* obtuvo IA alto, principalmente debido a las poblaciones reducidas y amenazadas que presentan a nivel nacional. Asimismo, la talla media de esta especie, catalogada como mamíferos medianos, influye para que sea considerada como especie amenazada. Se debe destacar que el *L. pardalis* obtuvo un IA medio, a pesar que a nivel nacional (R-SINAC-CONAC-092-2017) es catalogada como especie en peligro de extinción. Esto se debe a la alta probabilidad de detección durante el muestreo, así como el nivel de amenaza a nivel regional, lo cual lo ubica con poblaciones estables.

P. melanurus, *E. Barbara* y *C. derbianus* fueron las especies con el IA más bajo dentro del CBMA. Esto se debe principalmente a que las poblaciones de estas especies a nivel regional y nacional se encuentran estables. Esta condición en las poblaciones se reflejó en la alta probabilidad de detección de estas especies durante el periodo de muestreo en el CBMA y por ende un IA bajo.

5.10. Índice de respuesta ante variables climáticas de mamíferos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Por medio de la clasificación de las especies de acuerdo al Índice de respuesta ante las condiciones climáticas (IRVC) se obtuvo que el *G. vittata*, *L. pardalis*, *T. mexicana* y *T. bairdii* son las especies con los valores más altos (cuadro 13). Esto reflejó que las condiciones climáticas en las que se detectaron estas especies y el IA son menos favorables para estas poblaciones. Por su parte el *E. Barbara* y *P. melanurus* fueron las especies que registraron el IRVC más bajo, debido a que las condiciones de temperatura y radiación solar se mantuvieron relativamente bajas y estables durante el periodo de muestreo.

Cuadro 13. Clasificación de las especies de acuerdo al Índice de respuesta ante variables climáticas en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Especie	Valor de condiciones climáticas	Índice de respuesta ante variables climáticas
<i>Galictis vittata</i>	1.6	6.6
<i>Tapirus bairdii</i>	1.3	6.4
<i>Potos flavus</i>	1.9	5.9
<i>Sciurus variegatoides</i>	1.9	5.9
<i>Canis latrans</i>	1.5	5.5
<i>Cebus capucinus</i>	1.8	5.5
<i>Leopardus pardalis</i>	1.6	5.1
<i>Tamandua mexicana</i>	2.5	4.9
<i>Didelphis marsupialis</i>	2.1	4.7
<i>Cuniculus paca</i>	2.1	4.3
<i>Dicoryles tajacu</i>	1.4	4.1
<i>Conepatus semistriatus</i>	1.6	3.7
<i>Coendou mexicanus</i>	2.0	3.7
<i>Procyon lotor</i>	1.8	3.5
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1.9	3.5
<i>Dasyprocta punctata</i>	1.8	3.4
<i>Nasua narica</i>	1.7	3.3
<i>Caluromys derbianus</i>	1.4	2.9
<i>Eira Barbara</i>	1.4	2.9
<i>Philander melanurus</i>	1.7	2.8

Resulta de importancia mencionar que, en la mayoría de los avistamientos, la temperatura ambiental cuando las especies fueron detectadas era menor que la temperatura promedio del sitio (figura 22).

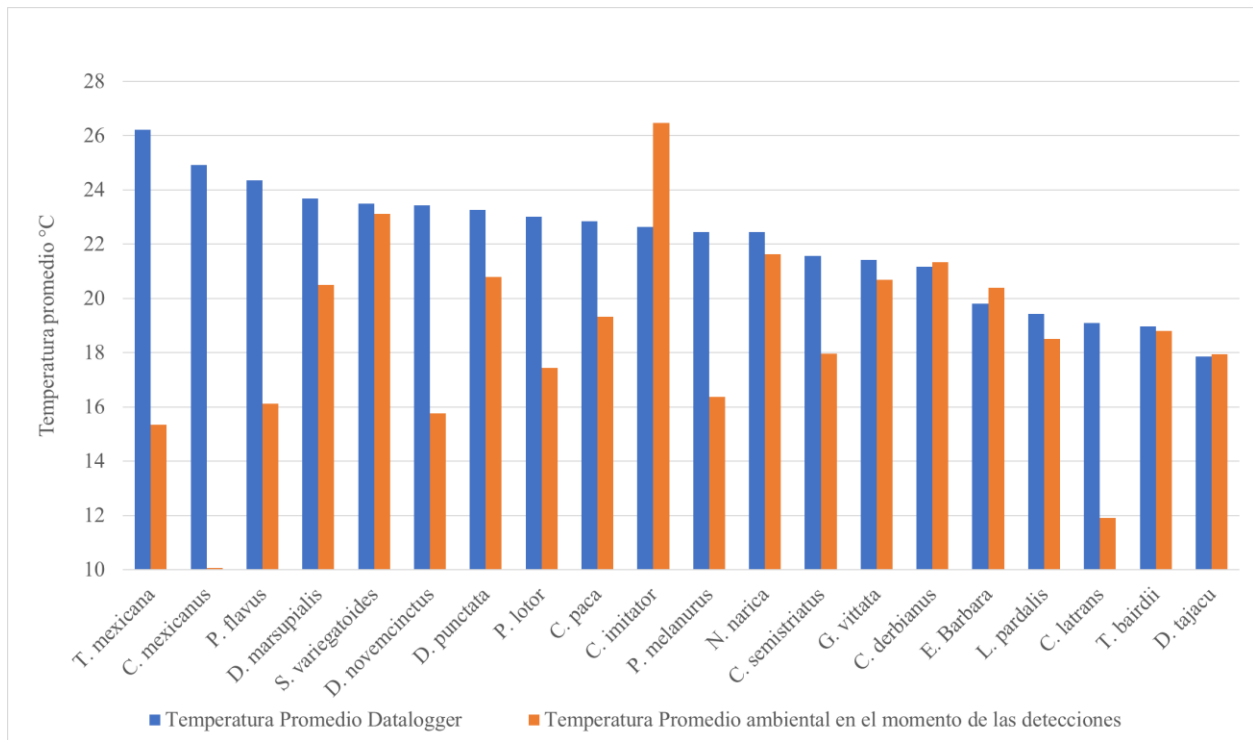


Figura 22. Temperatura promedio del sitio con respecto a temperatura promedio en el momento del avistamiento, Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Asimismo, la radiación solar registrada durante las detecciones fue menor que el promedio del sitio, incluso, como se mencionó en la sección 5.8, varias especies ocurrieron con mínima o nula presencia de irradiación (Figura 23).

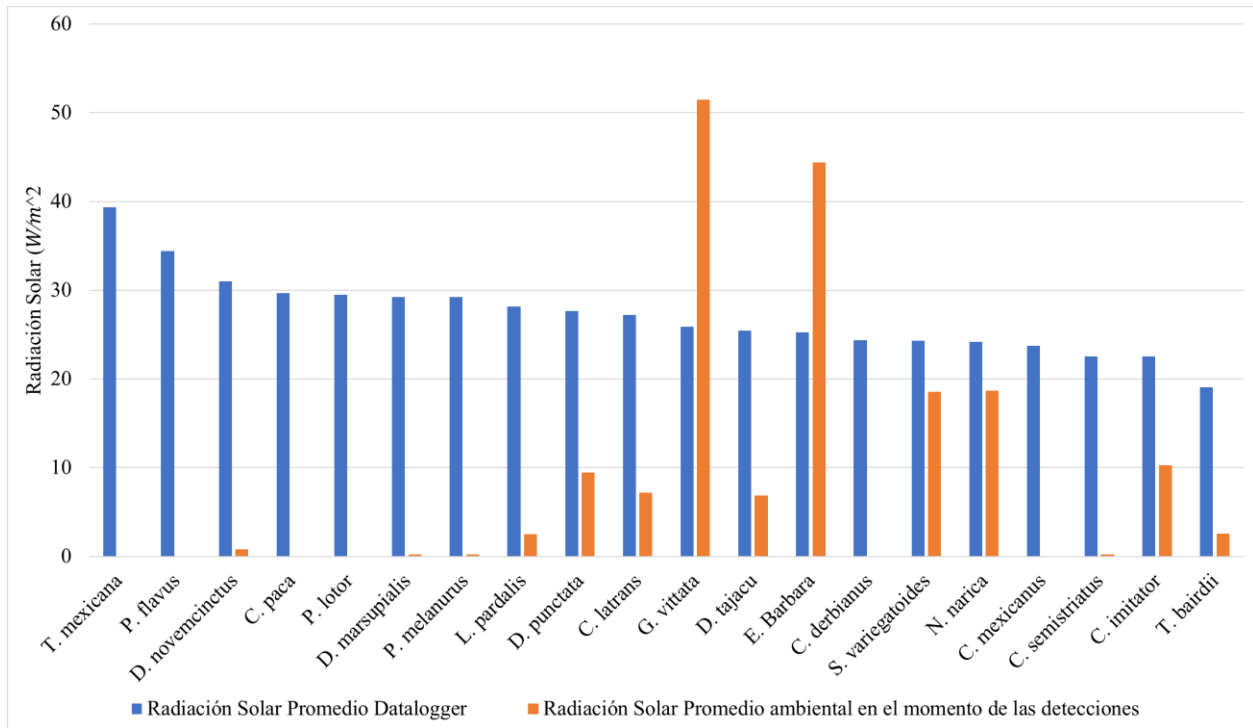


Figura 23. Radiación solar promedio del sitio con respecto a la radiación solar promedio en el momento del avistamiento, Corredor Biológico Montes del Aguacate.

5.11. Cobertura de la tierra en los sitios de muestreo y riqueza de mamíferos.

Se identificó una predominancia de cobertura de bosque en los sitios de muestreo y áreas vecinas, principalmente en el norte del CBMA: en Bajo La Paz 1, 82.6% de la superficie posee esta cobertura; Bajo La Paz 2, 78.3% y Los Alpes con 58.2% (figura 24). Por su parte, Madre Verde fue el área cuya superficie de bosque fue la menor que en cualquier otro punto de muestreo del CBMA (18.4%) y presentó una cobertura dominante de café con sombra con 28.7%.

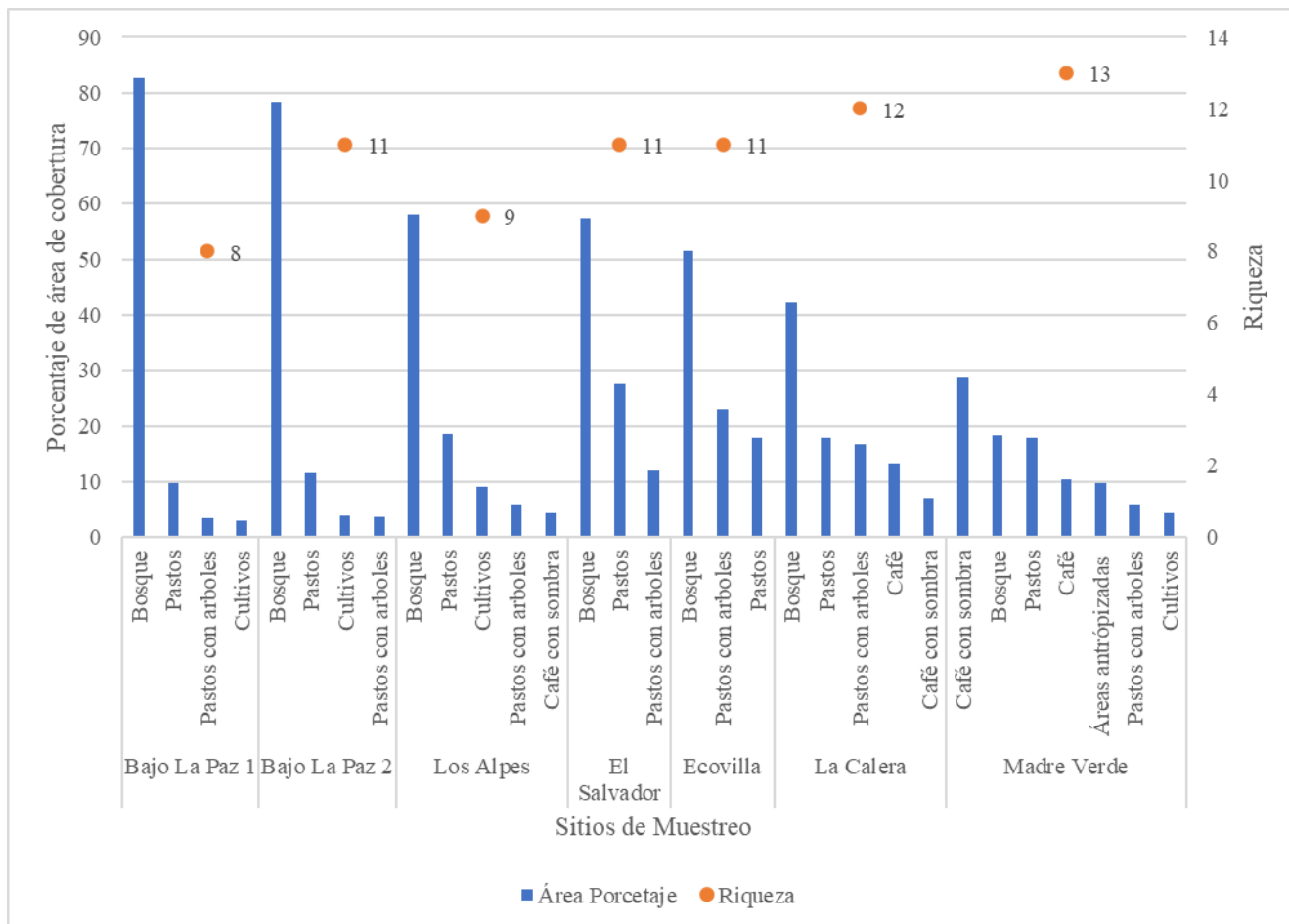


Figura 24. Cobertura de la tierra predominante en el área de influencia del sitio de muestreo, Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Al intersecar las coberturas de la tierra de los sitios de muestreo con el n de especies y avistamientos se identificó que el sitio con la cobertura más heterogénea, Madre Verde, fue el que mayor riqueza presentó con $n = 13$ y 233 avistamientos, La Calera ($n=12$). Por su parte, los sitios en los que hubo dominancia de cobertura boscosa se detectaron menos especies y menos avistamientos, Bajo La Paz 1 ($n=8$), Los Alpes ($n=8$) y Bajo La Paz 2 ($n=11$), sin embargo, en estos sitios se detectaron especies con poblaciones vulnerables.

Discusión

5.12. Cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.

Durante el período 2005 y 2022 hubo un aumento de la cobertura boscosa de 1317 ha. La zona con mayor conectividad boscosa se ubica en el norte del CBMA, donde se sitúa un fragmento de 3 635.4 ha. En este sector convergen distintas áreas protegidas como Reserva Alberto Manuel Brenes y reservas naturales privadas como Roca de la Paz, El Quizarrá, La Danta y Valle de los Quetzales, ubicadas en la comunidad de Bajo La Paz, San Ramón, así como Reserva Los Alpes en Bureal de Piedades Sur (FUBONO, 2019). En el sector central y oeste se observan áreas con superficie cubierta de bosque, en las inmediaciones de las comunidades de Barranca, Cambronero, Moncada y El Salvador de Piedades Sur.

La regeneración de las áreas boscosas en el CBMA, descrito por Smith y Smith (2007) se le conoce como un proceso natural de recuperación y sucesión secundaria. De igual manera, Bognounou *et al.*, (2011) menciona que el aumento y regeneración de estos espacios puede ser un proceso relativamente rápido, en especial en sectores con poca presencia urbana y poca pendiente, asimismo, la temperatura ambiental en áreas regeneradas es menor que las desprovistas de vegetación.

A través de distintas políticas económicas a nivel nacional han impulsado la recuperación y protección en distintas áreas del país (ONU, 2020). El pago por servicios ambientales (Porrás, *et al.*, 2015), legislación atinente a la protección de los recursos (Cabrera *et al.*, 2011), así como planes y estrategias recientemente establecidas, por ejemplo, el Programa País de Carbono Neutralidad o el Plan Nacional de Desarrollo y de Inversión Pública del Bicentenario 2019 - 2022 de Costa Rica (MIDEPLAN, 2018) han representado elementos clave para esta recuperación (ONU, 2020).

El 51% de la extensión del CBMA corresponde a Bosque Muy Húmedo Premontano, el cual Quesada (2007) menciona que son áreas que se caracterizan por cultivos permanentes y pastizales. A pesar que en 2022 el 29.9% del CBMA se encuentra cubierto de pastos, hubo una disminución en este tipo de superficie. El pasto disminuyó 162 ha y pastos arbolados 37.4 ha, para un total de 199.4 ha. El fragmento de pastos de mayor extensión fue de 127.2 ha, ubicado en el distrito de

Zapotal, cantón de San Ramón. El fragmento de mayor extensión de pastos arbolado es de 105.1 Ha y se ubica entre los distritos Jesús y Escobal de Atenas.

Las áreas de pastos que disminuyeron fueron reemplazadas principalmente por áreas boscosas y charrales, lo que corresponde al proceso natural de recuperación de la vegetación (Smith y Smith, 2007) mencionado anteriormente. Esta cobertura corresponde a espacios dedicados especialmente a la ganadería extensiva (Arroyo y Rodríguez, 2014). Asimismo, otros espacios de pasturas fueron sustituidos por áreas antropizadas con la finalidad de albergar infraestructuras, por ejemplo, áreas residenciales, lo cual genera que las condiciones de conectividad estructural sean menores (Morales-Cerdas *et al.*, 2018).

La relevancia del cultivo del café en la región la describe el INEC (2015), como una de los sitios de mayor producción junto a Coto, Brus y Pérez Zeledón, en donde se concentran el 34.3% de fincas cafetaleras del país. San Ramón y Palmares son los cantones con la mayor cantidad de áreas dedicadas a dicha actividad. Sin embargo, la estructura del sector cafetalero a nivel nacional cambió de manera significativa, el Instituto del Café de Costa Rica (ICAFE, 2021), reportó una disminución en la cantidad de productores del 2010 al 2020, de 50 631 a 27 393.

A pesar que el 12.6 % de la superficie del CBMA, es dedicada al café, se ha presentado una reducción de 1 167.9 ha. El café con sombra disminuyó 652.8 ha y el café sin árboles 515.1 ha. Entre los motivos que se han identificado para dicha reducción son las lluvias anticipadas y excesivas plagas como Chasparria, Roya y Antracnosis, así como los efectos de la pandemia SARS-CoV-2, lo cual limitó las posibilidades de movilización y contratación de mano de obra (ICAFE, 2021). A su vez, esta reducción en las áreas de cultivo fue reemplazada por áreas boscosas y zonas antropizadas.

En relación a las áreas antropizadas, en el 2005 se centraban especialmente en el centro urbano de San Ramón, Palmares y Atenas. Sin embargo, se identificó que en el 2022 se presentó un aumento de 203.6 Ha (cuadro 8.) las cuales se distribuyen de manera heterogénea y principalmente de manera lineal a lo largo de la red vial del CBMA. El crecimiento espontáneo y con poco ordenamiento territorial, no solo en el corredor sino a nivel nacional, se relaciona directamente con procesos de aglomeración de medios de consumo, industria y residencia (Bonilla, 2002) lo que Castells (1988) clasificó como “procesos de urbanización salvajes”.

El restante 6.8% del CBMA, corresponde a áreas dedicadas a cultivos, por ejemplo, caña de azúcar (*Saccharum sp.*), frutales, cuerpos de agua y tierras desnudas. En lo que respecta a cultivos, disminuyeron en más de 120 ha (tabla 1), sin embargo, aún se mantienen grandes fragmentos, como el ubicado en Escobal de Atenas, el cual es una plantación de caña de 40.4 ha. Dentro de la categoría de frutales, el cual se redujo 44.3 ha, se identificó un fragmento de 12.36 ha, en la comunidad de El Salvador, en el distrito de Piedades Sur de San Ramón, dedicado al cultivo de mango. Además, se identificó un aumento de 4 ha en los cuerpos de agua, sin embargo, estos datos pueden estar influenciados por condiciones atmosféricas en el momento de la toma de fotografía o imagen de satélite (Morera, *et al.*, 2017).

Las coberturas destinadas a la actividad agropecuaria disminuyeron 2.7 % del 2005 al 2022, lo que se traduce en un detrimento de 1533 ha. Sin embargo, se mantiene un 46.8 % del CBMA con terrenos con presencia de actividades productivas del sector primario. En estos espacios es posible implementar estrategias de desarrollo sostenible, desde una perspectiva agroecológica (Altieri, 2001) y sistemas de producción alternativa como los agrosilvopastoriles (Iglesias *et al.*, 2011).

Autores como Mahecha (2003) e Iglesias *et al.* (2011), mencionan que los sistemas agrosilvopastoriles proveen beneficios económicos como mejora en el rendimiento de la productividad de la actividad, por medio de diversificación y rotación de cultivos, control biológico de plagas y manejo de residuos propios de las actividades. Altieri (2001) asegura que desarrollar las actividades productivas desde un enfoque agroecológico potencia el beneficio económico a través de medidas responsables y haciendo un uso responsable de los recursos presentes en el espacio.

5.13. Cobertura de la tierra en los bosques de ribera en el Corredor Biológico Montes del Aguacate 2005-2022.

La situación de cobertura en el bosque de ribera, es similar a la que se presentan en el CBMA, donde predominaron las áreas boscosas. En el 2022 se identificó un aumento de 73.6 ha con respecto al año 2005, lo que corresponde a 70.9% de la cobertura total en los bosques de ribera del corredor. Este aumento, respondiendo a la situación regional, ha sido impulsado por políticas ambientales adoptadas a nivel nacional (Canet, 2015; ONU, 2020), como los PSA y apoyo técnico a los poseedores de tierras. Los distritos con la mayor cantidad de hectáreas de áreas boscosas en los bosques de ribera fueron Piedades Sur (534.4 ha, aumentó 19.54 ha con respecto al 2005) y

Santiago (346.9 ha, aumentó 2.07 ha) de San Ramón, seguido de San Mateo (213.3 ha, aumentó 2.07 ha).

Las áreas cubiertas por pastos siguen siendo la mayor extensión después del bosque, a pesar de presentarse una disminución de 4.5 ha desde el 2005, en el 2022 cubre 295.7 ha. Los pastos arbolados, la tercera cobertura más extensa, también presentó una disminución de 9.6 ha (238.2 ha). Desmonte (30 ha y 26 ha) es el distrito que posee mayor extensión de pastos y pastos arbolados, respectivamente, en el bosque de ribera. Asimismo, se percibe mayor presencia de pastos y pastos arbolados en el sector sur y suroeste del área, ligado estrechamente con las tendencias de cobertura en la totalidad del corredor y áreas dedicadas a la actividad ganadera (MAG, 2017).

De las diferencias más significativas fue la reducción del área destinada al cultivo del café, decrecimiento identificado en el resto del CBMA. El café con sombra se redujo 49.9 ha, mientras que el café 28.8 ha. Esto representa un 12.7% (176.9 ha) menos de área con respecto al año 2005. El ICAFE (2021) atribuye esta disminución a plagas como Chasparria, Roya y Antracnosis, así como los efectos de la pandemia SARS-CoV-2. En los distritos de San Rafael de San Ramón y Desmonte de San Mateo hubo un cambio en la modalidad de café por sombra por café. En Piedades Sur se presentó una regeneración de la cobertura boscosa (Smith y Smith, 2007) y reemplazo de superficies dedicadas al café.

Las zonas urbanizadas o antropizadas representan un área relativamente baja en los bosques de ribera con respecto a otras coberturas, como lo son pasturas o cultivos. Sin embargo, este tipo de desarrollo ejerce mayor presión sobre los recursos por medio de la permeabilidad de los suelos, mayor generación de residuos, reducción de la cobertura boscosa, por citar algunos (Yuan y Bauer, 2007). El deterioro ambiental y la pérdida de la funcionalidad de los ecosistemas son efectos que se ha presentado a nivel nacional pese a que la legislación y distintas instituciones han promovido la protección de áreas verdes y protección de los ríos, las condiciones de conectividad en las áreas aledañas a ciudades y centros urbanos es cada vez más fragmentada (Morales-Cerdas *et al.*, 2018). Esta tendencia se ha identificado también en el CBMA, a través de más de 113 ha de áreas antropizadas en los bosques de ribera.

En el 2022 las zonas antropizadas aumentaron 59.5 ha con respecto al 2005. El mayor cambio en esta cobertura fue en el cantón de Atenas, donde hubo pastos y áreas de bosque que fueron modificadas a zonas urbanizadas (SINAC, 2020). Jesús de Atenas, es el distrito que presentó la mayor extensión de este tipo de cobertura en los bosques de ribera con 9.3 ha (el 20.3% del total para el corredor). Principalmente en los distritos ubicados en el norte del CBMA las zonas antropizadas son poco extensas o inexiste, por ejemplo, en Zapotal y San Lorenzo no presentaron esta condición, mientras que Piedades Norte (0.3 ha) y Piedades Sur (0.2 ha) de San Ramón muy baja presencia.

Otras coberturas de menor extensión, pero de igual manera importantes de resaltar son los charrales. Esta cobertura aumentó 4.3 ha con respecto al 2005, lo que se le podría atribuir a procesos de regeneración natural, por medio de especies tempranas, las cuales de manera natural son reemplazadas por especies tardías (Smith y Smith, 2007). De igual manera, Pagiola *et al.*, (2004) indica que este tipo de cobertura posee un índice de biodiversidad alto comparado a otras coberturas, por lo que podría representar condiciones más favorables para la flora y fauna.

Los cambios que se han presentado en la cobertura de la tierra y de qué manera ha sido modificada, son relevantes, puesto que puede generar consecuencias sobre la biodiversidad local (Castro y Calvo, 2013), a partir de esta identificación es posible definir las medidas o estrategias que potencien la sostenibilidad. Estas medidas se deben de establecer de acuerdo a las condiciones presentes, si los ecosistemas y nichos ecológicos se deterioran (Oehl *et al.*, 2010), o se están regenerando y así se mejora las condiciones para el flujo de biodiversidad (Smith y Smith, 2007).

Los bosques de ribera deben de ser espacios cuya cobertura sea dominada por bosque, lo cual provee de mejores condiciones a la biodiversidad Echeverría (2015), recarga acuífera (Morera *et al.*, 2021), protección de suelo Primo *et al.*, (2006), entre otros, es por ello que este análisis puede ser el insumo base para implementar distintas políticas públicas, para la recuperación de estos espacios, ya que actualmente, el 29.4% de los bosques de ribera posee una cobertura distinta a bosque. Asimismo, estos espacios pueden ser una herramienta para los productores para desarrollar o diversificar su oferta, proveyendo de distintas experiencias de turismo sostenible, educación ambiental o prácticas de producción amigables con el ambiente.

5.14. Las variables climáticas de temperatura y radiación solar fuera de los bosques de ribera del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

En general, hubo variaciones significativamente más templadas y con menos radiación solar dentro de los bosques de ribera con respecto a las áreas circundantes, lo que coincide con lo mencionado por Bennett (2004) y Hannah *et al.*, (2014) quienes indican que las áreas circundantes a cuerpos de agua, poseen condiciones más favorables en cuanto a temperatura y humedad con respecto a otras áreas.

De acuerdo a Echeverría (2015), las temperaturas en estas áreas son menores debido a la composición vegetal y estructural de estos espacios, lo cual se ratifica en los valores obtenidos en los sitios de muestreo. La temperatura en los bosques de ribera fue en promedio 1.3°C menor con respecto a los terrenos desprovistos de vegetación. Además, la radiación solar dentro de los bosques de ribera fue considerablemente menor que en los espacios aledaños. Esta disminución de la iluminancia corresponde a lo que Smith y Smith (2007) describen como radiación solar interceptada, la cual consiste en una disminución gradual de los $\frac{W}{m^2}$ desde la superficie hasta los estratos más bajos debido a la vegetación del bosque. De igual manera, hubo sitios en los que la temperatura dentro del bosque de ribera fue más alta que fuera de este. En el sotobosque de Ecovilla, El Salvador y Madre Verde, el promedio de temperatura fue 1.3°C mayor, Madre Verde incluso, presentó 2.4°C más dentro que fuera del bosque de ribera.

Se podría concluir que los sitios en los que los valores de temperatura fueron más altos dentro del sotobosque del bosque de ribera, corresponden a sitios en donde la temperatura ha variado con respecto a los promedios registrados por la plataforma de Worldclim de 1970 al 2000 (Fick y Hijmansb, 2017). Lo que coincide con lo mencionado por Ordaz *et al.*, (2010), que aseguraban que para el año 2020 la temperatura tendría un aumento de 0.8°C aproximadamente, sobre el promedio 1961-1990.

Las tendencias de temperatura y radiación solar detectadas dentro de los bosques, de ribera, coincidieron con lo mencionado por Danehy (2000), Miller *et al.*, (2001) y Spittlehouse *et al.*, (2004), quienes consideran que estos espacios generan microclimas locales, por sus condiciones de humedad, evaporación y vegetación. Estas condiciones diferenciadas, definen y moldean las

dinámicas dentro de los bosques de ribera y de estas características dependen las comunidades de flora y fauna que pueda albergar este espacio (Bennett, 2004).

5.15. Detección de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Mediante el fototrampeo fue posible identificar un total de 24 mamíferos, 22 de estos considerados como medianos, lo que resulta un valor alto en comparación con las 48 especies de mamíferos medianos que habitan el país (Wainwright, 2007; Astiazarán, 2013.). Esto representa que en los bosques de ribera del CBMA poseen el 45.8% % de la diversidad de mamíferos medianos presentes en Costa Rica. De igual manera, al abarcar 12 meses de recolecta, se lograron registrar especies menos recurrentes, las cuales pueden presentar patrones diferenciados según alimento, depredación o temporadas de reproducción (Smythe, 1994; Sánchez *et al.*, 2019).

Simon *et al.*, (2004) y Bennett (2004) mencionan que la heterogénea composición vegetal, la compleja estructura y la proximidad a fuentes de agua, son los principales factores para que los bosques de ribera atraigan mamíferos de distintas tallas y hábitos, factores que posiblemente influyeron en la riqueza de especies que fue posible detectar mediante las cámaras trampa. Se detectaron especies con tallas que alcanzan los 300 kg, como el *T. bairdii* (Mora, 2000; Pérez *et al.*, 2016) hasta *M. zeledoni* con 28 gramos (Myers *et al.*, 2022) o *P. melanurus* de 300 g. (Henderson, 2002).

Asimismo, los registros de las cámaras trampa coinciden con lo que aseguran Klapproth y Johnson (2009), quienes mencionan que estos espacios pueden ser concurridos por mamíferos excavadores, arbóreos, pequeños, medianos y grandes tales como *N. narica*, *D. novemcinctus* y *P. lotor*; características y especies que se detectaron durante la investigación. Dentro de las especies detectadas en los bosques de ribera es posible identificar grandes mamíferos como *T. bairdii* y *P. concolor*, los cuales hacen uso de esos espacios con más recurrencia si las áreas aledañas al sitio de muestreo se encuentran degradadas (Castilho *et al.*, 2015).

Además, se confirma la presencia de especies que de acuerdo al Listado de Especies de Fauna Silvestre en Peligro de Extinción (SINAC, 2017) presentan algún tipo de amenazas, como *C. paca*, *G. vittata* y *D. tajacu* se encuentran con poblaciones reducidas y amenazadas. Asimismo, *A.*

palliata, *L. pardalis*, *P. concolor* y *T. bairdii* son reportadas como especies en peligro de extinción (SINAC, 2017).

Mediante la Lista Roja de Especies Amenazadas es posible identificar al *C. imitator* en una condición vulnerable y a *A. palliata* y *T. bairdii* con poblaciones en peligro de extinción a nivel regional (UICN, 2022). La presencia de estos mamíferos y su nivel de amenaza tanto nacional como regional puede ser un factor preponderante para la conservación y una adecuada gestión de los bosques de ribera en el CBMA (Schlönvoigt, 2019).

En cuanto a la riqueza de mamíferos, se obtuvo valores distintos en los sitios de muestreo, siendo la Reserva Natural Madre Verde, el que obtuvo la mayor riqueza de especies. De acuerdo a Rodríguez y Brenes (2010), los objetivos de esta reserva y su interés por la protección, así como la composición vegetal que protegen la quebrada El Calabazo, proporcionan las condiciones como ruta de paso para diferentes poblaciones de fauna, elementos que podrían ser diferenciadores con respecto a los demás sitios de muestreo.

La Ecovilla obtuvo una riqueza de 11 especies, sin embargo, este valor incluye tanto las detecciones de sotobosque como de dosel. Si se analiza la condición contemplando sólo los avistamientos de sotobosque, este sitio es el que posee la menor riqueza de mamíferos con hábitos predominantemente de sotobosque, únicamente con 5 especies (*D. punctata*, *D. novemcinctus*, *D. marsupialis*, *C. paca* y *T. mexicana*). Este sitio de muestreo se encuentra inmerso en un fragmento de bosque situado entre el río Machuca y el condominio Ecovilla, el cual a pesar de tener una política de construcciones sostenibles y de bajo impacto, se ha generado un cambio en la cobertura de la tierra, actividad que autores como Pérez-Cortes y Reyna-Hurtado (2008) y Cartín y Carrillo (2017) señalan como uno de los factores principales en la disminución y detección de poblaciones de fauna silvestre.

Los gremios tróficos estuvieron representados principalmente por omnívoros (60.1%, n= 406 registros), herbívoros (18%, n=128), carnívoros (10.1%, n= 68), los frugívoros (9.2%, n=62) y el gremio menos recurrente fueron los insectívoros (1.8%, n=12). Estos resultados coinciden con lo expuesto por Muñoz-Saba *et al.*, (2016) y Mosquera *et al.*, (2018) los cuales mencionan que el grupo de los mamíferos omnívoros es dominante dentro de ecosistemas de bosques de ribera o hábitats terrestres relacionados a cuerpos de agua.

En el CBMA fue posible detectar depredadores superiores en la cadena trófica como felinos y mustélidos, además, herbívoros y omnívoros los cuales contribuyen de manera directa en la regeneración del bosque y dispersión de semillas (Cadena *et al.*, 1998) así como la detección de insectívoros como *D. novemcinctus* y *T. mexicana*, que contribuyen en el control de otras especies que podrían resultar perjudiciales para las poblaciones humanas (Naranjo y Amaya, 2009).

En cuanto a los félicos, fueron detectadas dos especies *P. concolor* ($n= 1$) y *L. pardalis* ($n= 23$) de las seis presentes en Costa Rica (Wainwright, 2007). Dentro de las limitantes que se han identificado para determinar la riqueza de esta familia se encuentra el amplio rango de distribución que poseen y las condiciones de cobertura de la tierra que requieren (Pérez-Cortes y Reyna-Hurtado, 2008; Cartín y Carrillo, 2017), así como el esfuerzo de muestreo, el cual se sugiere más de 1000 días/ trampa para registrar su presencia (Carbone *et al.*, 2001; Díaz-Pulido y Payán. 2012).

5.16. La probabilidad de detección de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Los modelos para determinar la probabilidad de detección de las especies silvestres demostraron que en los bosques de ribera del CBMA, el 55% de las especies de mamíferos detectados fueron más recurrentes en la tercera sesión, es decir, en la época lluviosa, comprendida entre los meses de mayo a octubre. Una de los motivos atribuibles a este mayor registro es la duración de la época lluviosa, la cual, de acuerdo a Meléndez (2015) se extiende por seis meses, mientras que la seca por cuatro.

Asimismo, otro factor a considerar es la época de reproducción y ablactación de las especies. De acuerdo a Smith y Smith (2007), los periodos reproductivos coinciden con la producción estacional de alimento. De igual manera, Sánchez-Brenes y Monge (2021) mencionan que la probabilidad de detección puede aumentar en la época lluviosa, tendencia que se presentó en esta investigación.

El periodo reproductivo de especies como *D. marsupialis* (Tyndale y Makenzie, 1976), *P. melanurus* (Patton y da Silva, 2007), *D. punctata* (Sánchez-Brenes y Monge, 2021), *P. flavus* (Wilson y Mittermeier, 2009) se da en este periodo, lo que concordó con los avistamientos durante el periodo de muestreo.

Además, el 20% de las especies fueron detectadas en la primera sesión (época seca). Únicamente las especies *C. imitator*, *P. lotor*, *T. mexicana* y *C. paca*, presentaron mayor probabilidad de

detección en la época seca. Montalvo *et al.*, (2017) mencionan que en la época seca especies como *C. imitator*, *O. virginianus* y *T. bairdii* se ven influenciados por la ubicación de los abrevaderos y esto influye directamente en el aumento de las tasas de captura de las especies por lo que en el caso del *C. imitator* si coincidió. De acuerdo a Sánchez *et al.*, (2019) en una investigación realizada en un sistema agroproductivo de café en el CBMA, *C. paca*, se logró identificar solo en la época lluviosa, contrario a lo detectado en esta investigación.

Esta técnica funge como un gran método para conocer las tendencias y comportamiento de las especies en el área de estudio, sin embargo, no fue posible determinar la probabilidad de detección para algunas especies capturas mediante el fototrampeo ya que al contar con pocas detecciones no es posible ajustar el programa a los modelos aplicados (Isasi-Catalá, 2016). Asimismo, debe considerarse que hay índices que pueden reflejar una detectabilidad imprecisa, Diaz-Pulido y Payán (2012) mencionan que puede existir sesgos debido a que hay especies con hábitos mixtos las cuales, las cámaras trampa puede no capturar de una manera tan precisa, como es el caso de especies con hábitos arbóreos (*E. barbara*, *N. narica*, *T. mexicana* entre otros) o parcialmente acuáticos como (*P. lotor*, *G vittata*).

5.17. Patrones de actividad de mamíferos silvestres medianos en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Los patrones de actividad de las especies detectadas, fueron predominantemente nocturnas, en donde destaca que el 68.8% fueron mamíferos medianos. Lo cual coincide con lo expuesto por Van Schaik y Griffiths (1996) y Mosquera-Guerra *et al.*, (2018) donde mencionan que la detección de mamíferos con tallas menores a 10 kg aumenta en la noche, relacionado con comportamientos de evasión debido al riesgo de depredación. Sin embargo, *N. narica*, *E. barbara*, *S. Variegatoides* y *D. Novemcinctus*, especies con tallas menores a 10 kg fueron detectadas principalmente en el periodo diurno en esta investigación.

Posiblemente el lograr capturar especies con hábitats principalmente nocturnos como el *D. novemcinctus* (Wainwright, 2007) en el periodo diurno puede responder a lo planteado por Ceballos y Galindo (1984) donde mencionan que la probabilidad de captura puede varias según la perturbación de las zonas aledañas a donde se realizó el muestreo, es decir, que las especies no perciban su entorno como una amenaza (Ceballos y Galindo, 1984).

No obstante, también hubo detección de especies que se han adaptado mejor a condiciones de perturbación humana como el *P. lotor*, *E. barbara* y *N. narica*, lo cual podría responder a una disminución de depredadores, ligado al aumento de las presiones humanas (González *et al.*, 2009). Además, estas especies (*P. lotor*, *E. barbara*, *N. narica* o *D. marsupialis*) al tener una dieta generalista desempeñan un importante rol al actuar como depredadores de una amplia gama de presas y contribuir en el control de poblaciones de otras especies, así como distribución de semillas (Rodríguez y Brenes, 2010).

L. pardalis habitualmente presenta hábitos nocturnos (Ayala *et al.*, 2010; Díaz-Pulido y Payán-Garrido, 2011), no obstante, autores como Cortés y Briones (2014) y Wainwright (2007) mencionan que este felino puede tener patrones de actividad aleatorios, comportamiento que concuerda con los registros obtenidos en la investigación, donde el 57.1% fueron nocturnos, 33.3% en el crepuscular vespertino y un 9.5% en el periodo diurno.

5.18. Índice de respuesta ante variables climáticas de mamíferos detectados en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

A través del IRVC fue posible conocer la situación de los mamíferos dentro del CBMA y de esta manera determinar cuáles son los factores por los cuales estas especies se encuentran amenazadas o con poblaciones vulnerables. De acuerdo a Lira-Torres y Briones-Salas, (2012) y Naranjo, (2009), el crecimiento acelerado de las áreas urbanas, la fragmentación de los espacios boscosos y la alteración del hábitat en el rango de distribución está afectando y aislando severamente las poblaciones de mamíferos de tallas grandes como *T. bairdii*, *L. pardalis* y *D. tajacu*. Coincidentemente estas especies presentaron un IRVC alto y medio en relación con las demás especies.

Autores como Mora (2000) y Botello *et al.*, (2014), estimaron que la masa promedio del *T. bairdii*, ronda entre los 150 kg y 300 kg, siendo esta la especie con la talla media más alta de los mamíferos detectados durante esta investigación. Asimismo, con respecto a SINAC (2017) y UICN (2022) el *T. bairdii* posee una situación de amenaza de sus poblaciones. El IRVC alto de esta especie coincide con lo expuesto por autores como Cardillo *et al.*, (2005). Ripple *et al.*, (2017) y Ritchie (2022) quienes mencionaron que los vertebrados entre más grandes o mayor tallaje posean, el nivel de amenaza ante las presiones antrópicas es mayor.

El *T. bairdii* generalmente no ocupan hábitats degradados, según March (1994); y Naranjo (2009), con la finalidad de evitar estar cerca de asentamientos humanos y otras amenazas, lo que concuerda con los datos obtenidos durante el muestreo. El 83.3% de los avistamientos de especie fueron en Bajo La Paz 2, uno de los sitios de muestreo con la mayor cantidad de área boscosa y conectividad en el CBMA, así como áreas dedicadas a la conservación (FUBONO, 2019).

El *G. vittata* fue la segunda especie con el IRVC más alto, a pesar de que IUCN (2022) clasifica a estas poblaciones como estables a nivel regional, la situación en Costa Rica es distinta. De acuerdo a la Listado de Especies de Fauna Silvestre en peligro de extinción, generado por SINAC (2017), en el país esta especie posee poblaciones reducidas o amenazadas, lo que se reflejó durante el periodo de muestreo, donde se obtuvo únicamente tres avistamientos en dos sitios de muestreo, similar resultado obtenido por González-Maya *et al.*, (2009) en su investigación en el caribe sur del país.

Por su parte, *P. melanurus* fue la especie con más detecciones y el IRVC más bajo de las especies detectadas, por lo que se considera que una de las razones del alto nivel de probabilidad de detección son las poblaciones estables que posee esta especie (IUCN, 2022). El *P. melanurus* ha sido detectado en hábitats diversos, en los que se destaca la presencia principalmente en áreas boscosas (Hernández *et al.*, 2018) asimismo, ha sido detectado en zonas de monocultivos en la provincia de Guanacaste (Monge-Meza y Linares-Orozco, 2010) así como en espacios rocosos áreas y de matorrales (Moura *et al.*, 2005). De acuerdo a los informes de IUCN (2022) y SINAC (2017) este taxón se considera de preocupación menor, es decir, no cumple con ninguno de los criterios que lo clasificarían como poblaciones en peligro crítico, vulnerable o casi amenazada.

De acuerdo al Índice aplicado, *G. vittata* fue la especie con el IRVC más alto con 10.6 (cuadro 12), lo que demuestra que el hábitat en el cual fue detectado presentó las condiciones menos favorables, además el nivel de amenaza de la especie aumenta este índice. Los sitios donde se registró esta especie mantuvieron temperaturas entre los 12.1°C hasta los 38.3°C, mientras que en los momentos de las detecciones fue entre los 18.2°C y 23.4°C. Los registros de avistamientos y la temperatura del evento son pocos, sin embargo, Sánchez y Monge (2022) detectaron dicha especie en un área cuya temperatura promedio es de 20°C, lo que coincide con los registros obtenidos en esta investigación.

Las tendencias de radiación solar fueron significativamente distintas, fuera del sotobosque se obtuvo $158.23 \frac{W}{m^2}$ como valor promedio, dentro del sotobosque los valores promedian $25.8 \frac{W}{m^2}$ la radiación detectada en el momento de los avistamientos fue $51.5 \frac{W}{m^2}$. Estos altos valores en el momento de las detecciones pueden estar relacionado con la incidencia de los rayos solares y a una estructura dosel poco consolidada, lo que provoca mayor filtración de rayos solares (Palmeri *et al.*, 2014). Cabe resaltar que el 100% de los avistamientos fueron con presencia de radiación solar, lo que concuerda con Kaufmann y Kaufmann (1965) que mencionan que el *G. vittata* es una especie principalmente diurna.

El *L. pardalis*, obtuvo un IRVC de 9.08. Los valores de temperatura promedio fuera del bosque de los sitios en los que se detectó este felino fue $20.7^{\circ}C$, dentro del bosque de ribera $19.4^{\circ}C$ y la temperatura en el momento de los avistamientos es de $18.5^{\circ}C$. Las detecciones en los sitios fueron principalmente nocturnas, de los 21 avistamientos solamente una se dio con presencia de radiación solar ($52.9 \frac{W}{m^2}$), lo que coincide con Wainwright, (2007) que menciona que el *L. pardalis* es catemeral con tendencias nocturnas.

Asimismo, las condiciones de radiación solar en los espacios fuera del bosque de ribera alcanzan valores hasta de $162.3 \frac{W}{m^2}$, un 85% más que el valor registrado dentro del bosque de ribera. Como mencionan Klapproth y Johnson (2009) estas variables climáticas diferenciadas entre el bosque de ribera y las áreas aledañas, propician condiciones para que la probabilidad de detección aumente en esta especie.

T. mexicana, fue la tercera especie con el IRVC más alto (8.9). Las condiciones de temperatura y radiación solar en los sitios en los que fue detectada esta especie (Ecovilla, El Salvador y La Calera) fueron altas, con temperaturas promedio superiores a los $26^{\circ}C$ y radiación solar superior a $37. \frac{W}{m^2}$ dentro del bosque de ribera y fuera, superior a $164 \frac{W}{m^2}$. A su vez, esta especie fue detectada en 10 ocasiones en un rango de temperaturas entre $25.1^{\circ}C$ y $19.1^{\circ}C$ y todas en periodo nocturno ($0 \frac{W}{m^2}$), lo que coincide con lo descrito por Wainwright, (2007) y Reid *et al.*, 2010, que mencionan que es una especie nocturna.

Los mamíferos detectados con el IRVC más bajo fueron el *E. barbara* (2.9) y *P. melanurus* (2.8). Uno de los factores determinantes fueron las condiciones climáticas en los sitios en los que se avistaron estas especies, las cuales presentaron tendencias bajas y medias. Asimismo, estas dos especies son las que poseen el IA más bajo del total de detecciones por lo que incide directamente en el valor del IRVC.

En el caso del *E. barbara* la temperatura promedio de los bosques de ribera en donde ocurrieron las detecciones fue de 20°C y el promedio de temperatura en el momento de los avistamientos fue de 20.4°C. Las variaciones fueron mínimas por lo que se estima que los espacios donde fue detectada el *E. barbara* presenta condiciones más estables. De igual manera, el *P. melanurus* fue detectado en condiciones estables de temperatura, los sitios promediaron entre los 13.8°C y 20.9°C y la temperatura promedio en el momento de las 167 detecciones fue de 16.4°C. De acuerdo a Bennett, (2004) y Spittlehouse *et al.*, (2004), esta estabilidad de temperaturas provee condiciones más favorables para el movimiento de las especies y para una mayor riqueza en los ecosistemas, lo que se ve reflejado en la cantidad de avistamientos y la *p* de estas especies.

Las temperaturas en el bosque de ribera en el momento de las detecciones siempre fueron menores que el promedio de temperatura fuera de este, siendo la media 2.8°C más templado dentro del bosque de ribera que la temperatura externa. Estas diferencias de temperatura son coincidentes con lo mencionado por Cadenasso *et al.*, (1997), quienes estimaron que la diferencia de un ambiente adyacente de los bosques de ribera es de alrededor de 3°C.

En lo que respecta a la respuesta de los mamíferos ante la radiación solar, se logró identificar que de las 20 especies que se analizaron, ocho fueron predominante nocturnas ($0 \frac{W}{m^2}$). Una de las razones que se le puede atribuir este comportamiento lo mencionan Van Schaik y Griffiths (1996) y Mosquera-Guerra *et al.*, (2018), quienes aseguran que las especies utilizan condiciones de baja incidencia de radiación solar para trasladarse o forrajear, con la finalidad de evitar encuentros con humanos u otros depredadores o amenazas.

Las condiciones diferenciadas entre estos bosques de ribera y las áreas adyacentes, reflejan la importancia de estos espacios, los cuales Miller *et al.*, (2001) y Hannah *et al.*, (2014) definen como micro refugios climáticos y áreas de trampolín. Estos espacios, por su dependencia del recurso

hídrico, poseen una estructura vegetal y condiciones más favorables para las especies que habitan o se trasladan por este tipo de vegetación (Danehy, 2000).

Es preponderante centrar los esfuerzos en la recuperación de los bosques de ribera en el CBMA, ya que sitios como Ecovilla, El Salvador y La Calera presentaron aumentos de temperatura con respecto al promedio identificado entre 1970 y 2000. Estas variaciones pueden alterar la calidad del agua (Simon *et al.*, 2004) y afectar directamente la distribución, tamaño, estructura y abundancia de taxones con poblaciones amenazadas (Schaefer *et al.*, 2008). Asimismo, el IPCC (2017), mencionan que los efectos del cambio climático sobre el ciclo hidrológico, podría afectar las interacciones entre las especies, los ciclos de nutrientes y el funcionamiento, estructura y distribución misma de los ecosistemas, así como alteración en los flujos y calidad de los servicios ambientales que prestan los ecosistemas.

5.19. Respuesta de mamíferos ante condiciones de cobertura de la tierra en el Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Resulta preponderante mencionar que la cobertura de la tierra más extensa en las áreas colindantes de los sitios de muestreo fue bosque, tendencia que se repite a nivel de bosques de ribera y del CBMA en general. La cobertura colindante a los sitios de muestreo es un factor determinante para la detección de especies, ya que proporciona condiciones más favorables para la biodiversidad, debido a su conectividad estructural (Bennett, 2004) y composición florística (Johnson *et al.*, 2017) así como las tendencias de humedad y temperatura (Smith y Smith, 2007).

El fototrampeo en todos los sitios de muestreo en el CBMA fue exitoso como herramienta para determinar la presencia de mamíferos, por lo que se considera que no solo la cobertura de la tierra en el sitio donde se colocaron las cámaras trampa influyó en el éxito de las detecciones, sino también la matriz de paisaje en la que fueron ubicadas. De acuerdo a Pagiola *et al.*, (2004) los ecosistemas que posee un índice de biodiversidad alto son: el bosque primario, secundario, secundario en recuperación, y los bosques de ribera, lo que concuerda con los datos obtenidos de riqueza y detección de mamíferos terrestres en el CBMA.

De acuerdo a Bennet, (2004); Alfonso *et al.*, (2017), Cartín y Carrillo (2017) y Schlönvoigt, (2019), los ecosistemas con alto porcentaje de cobertura boscosa y conectividad proveen condiciones aptas para la presencia de biodiversidad. Además, si estos espacios son poco

fragmentados, potencian las condiciones de presencia de animales de tallas medianas y grandes, en peligro de extinción y poblaciones vulnerables (Ritchie, 2022), lo cual coincidió con los datos obtenidos en los sitios de muestreo. Especies amenazadas como *P. concolor*, *T. bairdii*, *D. tajacu* y *L. pardalis* fueron detectados principalmente en los sitios con mayor porcentaje de cobertura boscosa, como Los Alpes, Bajo La Paz 1 y Bajo La Paz 2, lo que coincide con lo mencionado por Núñez y Carrillo (2017), quienes aseguran que felinos grandes al tener ámbitos de acción más extendidos necesitan mayores espacios de bosque y poca fragmentación.

Asimismo, la riqueza y *n* de avistamientos detectados a través del fototrampeo fue más alto en el sitio cuya cobertura de la tierra presentó condiciones más heterogéneas. En el caso de Madre Verde cuya matriz de paisaje es dominada principalmente por el cultivo de café con sombra (28.7%) fue el sitio con más especies de mamíferos detectadas (13). Estos resultados son contrarios a lo mencionado por (Pagiola *et al.*, (2004) quien menciona que este tipo de ecosistema posee un índice de biodiversidad menor que áreas boscosas.

El café con sombra, al contar con una composición variada, a menudo de dos estratos, proveen recursos como alimento y refugio a gran cantidad de especies y taxones de biodiversidad (Guido *et al.*, 2008), entre ellas hongos, helechos, anfibios, reptiles e insectos (Sosa *et al.*, 2020), mamíferos y aves, así como fijación de carbono y nitrógeno (Sánchez y Moya, 2018). Debido a estos beneficios se deben de impulsar estrategias en la que los productores de café puedan hacer cambios en los métodos de producción, por medio del fomento de prácticas agrícolas benignas que incorporen la vegetación nativa a los cultivos, dinamizar la economía familiar (Guido *et al.*, 2008). Además, el café es uno de los cultivos que aumenta su plusvalía a través del mejoramiento en la técnica de producción, lo cual puede favorecer directamente al productor y sus encadenamientos (Pagiola *et al.*, (2004).

Se debe de contemplar dentro de la dinámica de los corredores biológicos la necesidad de las comunidades de desarrollar sus actividades productivas (Arauz y Arias, 2016). Crespín y García (2014) & Arroyave-Puerta y Marulanda-Valencia (2019), aseguran que se deben de propiciar las condiciones para que estos productores logren hacer un uso de los recursos de manera sostenible, mediante el uso de tecnologías, educación y competencia leal en cuanto a la comercialización de los productos, sin olvidar el objetivo de enlazar el paisaje.

Capítulo 6

6.1. Conclusiones y recomendaciones.

Existe una predominancia de superficie cubierta por bosque tanto en el Corredor Biológico Montes del Aguacate, como en los bosques adyacentes a los cuerpos de agua. Este tipo de vegetación de ribera poseen características climáticas diferenciadas con respecto a los espacios adyacentes las cuales propician mejores condiciones para albergar biodiversidad. Las tendencias de temperatura y radiación solar generan condiciones más favorables para poder desarrollar una compleja estructura vegetal y fauna asociada, lo que se considera que se desempeñan como microrefugios climáticos.

En promedio se detectó una disminución aproximada de 82% de la radiación solar dentro de estos espacios con respecto a las áreas adyacentes, lo que resultan en áreas más atractivas y con mejor capacidad de albergar biodiversidad. Sin embargo, en los bosques de ribera en los sitios de muestreo como Ecovilla, en San Mateo de Alajuela y El Salvador de San Ramón, presentaron mayores temperaturas en el año 2018 que el promedio de temperatura registrado entre 1970 y 2000, por lo que se infiere que la temperatura promedio ha incrementado.

Se identificó una disminución de las áreas dedicadas al cultivo del café y reemplazadas por áreas de pastos, áreas antropizadas dedicadas a la residencia u oferta de servicios, además de recuperación de bosque. Resulta preponderante mencionar el aumento significativo en las áreas con cobertura de bosque y áreas antropizadas, las cuales corresponden a las coberturas que presentaron el mayor aumento del 2005 al 2022.

Principalmente en el sector norte del CBMA se podría deducir que con el aumento en la cobertura de áreas de bosque mejoró las condiciones de conectividad estructural en el CBMA. Por su parte, las cabeceras de cantón como San Ramón, Atenas y Palmares, y sus alrededores, son los sitios donde hubo un mayor aumento de áreas antropizadas. Además, predomina el desarrollo de infraestructura lineal a lo largo de la red vial, el cual ha aumentado en todo el CBMA. Esta misma tendencia se ha presentado también en los bosques de ribera, en donde hubo un aumento de áreas boscosas y antropizadas en el CBMA y disminución de cultivos, principalmente el café.

Asimismo, se ha identificado que la técnica de fototrampeo para conocer riqueza, detección y patrones de mamíferos ha sido efectiva en el CBMA. Se logró detectar de 24 mamíferos terrestre medianos y grandes, lo que se considera un valor alto, ya que corresponde a más del 45% de la diversidad de mamíferos medianos presentes en Costa Rica. Entre las especies registradas, hubo mamíferos topes en la cadena trófica como felinos y mustélidos, además de herbívoros y frugívoros que son especies que contribuyen, ya sea de manera directa o indirecta, en el bienestar del ecosistema, por medio del control de otras poblaciones y la regeneración de áreas boscosas a través de la dispersión de semillas y frutos.

Los corredores biológicos en Costa Rica, han sido una medida alternativa de conservar áreas naturales y reducir la fragmentación de los espacios boscosos, además de crear espacios para la participación ciudadana, fortalecer la gobernanza, la educación y fomentar prácticas culturales y sostenibles. A través de investigaciones como esta se pueden generar líneas base para la toma de decisiones y generar alianzas entre SINAC, academia, productores locales y sociedad civil en general.

Las iniciativas de conservación en el CBMA y líneas estratégicas de trabajo deben de ser orientadas por medio de instituciones como MINAE, MAG, MEP, gobiernos locales, así como la participación e involucramiento activo del Consejo Local del CBMA. Se propone que estas entidades potencien la productividad de las áreas dedicadas a la actividad agropecuaria dentro del CBMA (más del 49%) a través de la agroecología y medidas de sostenibilidad, con la finalidad de mejorar el rendimiento de los cultivos y dinamizar el aspecto económico y por ende el social, de las personas que habitan el corredor, así como propiciar condiciones de conectividad en el espacio.

Las comunidades y sus habitantes son los principales autores de la dinámica dentro de los corredores biológicos, por lo que se deben de potenciar el uso de prácticas agrícolas sostenibles. Se ha identificado que la agricultura orgánica aumenta la riqueza de especies en un 30%, tiene un mayor efecto sobre la biodiversidad a medida que aumenta el porcentaje del paisaje formado por campos de cultivo orgánico.

El Consejo Local del CBMA es uno de los actores principales dentro de este espacio, y es por ello que debe de ser involucrado, además de promocionar e incentivar, iniciativas como el Programa de Bandera Azul Ecológica, el cual busca promover la participación de las comunidades en la

conservación y el uso sostenible de los recursos naturales bajo distintas categorías entre ellas centros educativos, hogares y comunidades sostenibles, espacios naturales, entre otros. Además, el Pago por Servicios Ambientales es uno de los incentivos más exitosos en el marco nacional, el cual busca recompensar a los propietarios de tierras por conservar los recursos naturales y los servicios ambientales que brindan.

Asimismo, tanto desde el Consejo Local, las instituciones estatales involucradas y la Red de Reservas Naturales: Públicas y Privadas del CBMA, se debe de impulsar medidas de recuperación de los bosques de ribera, para aumentar la cobertura boscosa y conectividad en estas áreas. Es importante mencionar que una de las rutas de conectividad estructural del país recorre el CBMA, por lo cual, esta investigación puede proveer de información relevantes a las autoridades de posibles regiones de priorización de recuperación de áreas degradadas o compra de tierras por parte del Estado.

Además, se considera que la educación ambiental y colectivizar los beneficios que proveen estos espacios podría mejorar la percepción sobre la importancia de recuperar y proteger estos espacios. La divulgación de este documento, sus resultados, metodología, elementos por mejorar y robustecer debe de darse a conocer ante las autoridades tomadoras de decisiones dentro de la gestión del CBMA, para de esta manera poder integrar este estudio con otros, o bien iniciativas de conservación dentro del áreas.

Se recomienda que esta investigación sea el punto de partida para replicar esta metodología en otras áreas de estudio, además, de que datos como las tendencias de temperatura, radiación solar y riqueza de mamíferos sean contrastados con otros ecosistemas y otros corredores biológicos, y de esta manera conocer la funcionalidad de estos espacios y la capacidad que poseen de albergar biodiversidad. De igual manera, se sugiere replicar esta investigación tomando en cuenta otras variables climáticas como la precipitación y la humedad con el fin de obtener una base de datos más robusta, así como el ampliar el grupo taxonómico a investigar como aves, reptiles, anfibios u hongos, así como mamíferos voladores, los cuales podrían fortalecer y demostrar a escala más amplia la importancia tanto de los bosques de ribera como de los corredores biológicos.

Los datos y conclusiones obtenidas de esta investigación, pueden fungir como uno de los insumos para que desde los gobiernos locales, se utilice como herramienta para identificar las áreas

prioritarias para conservar, teniendo en cuenta el cambio de cobertura, los modelos climáticos a futuro, la detección de vida silvestre entre otros. Realizar este tipo de estudios en las rutas de conectividad estructural del país, en otros corredores biológicos u otras iniciativas de conservación pueden brindar un panorama más integral para la protección de los remanentes de bosque y la toma de decisiones. A través de incentivos económicos como los Pagos por Servicios Ambientales, la integración de la educación ambiental local desde las instituciones educativas, talleres participativos en los que se involucren a las instituciones, los productores y sociedad civil en general, para comprender la importancia ecosistémica para las comunidades dentro del CBMA y la región.

6.2. El aporte de los bosques de ribera y corredores biológicos y sus implicaciones para el desarrollo sostenible.

De acuerdo a los datos obtenidos en esta investigación se logró comprobar la relevancia de los bosques de ribera y su protección, las cuales mantienen condiciones más favorables para la flora y la fauna lo que aumenta la posibilidad de que distintas especies transiten o se asienten en estos espacios. Además, se reconoce que las comunidades humanas son quienes dinamizan y gestionan la matriz que compone el CBMA, es por ello que se identificaron cuatro tipos distintos de servicios ecosistémicos que proveen beneficios directos o indirectos, mencionados más adelante.

Desde una perspectiva de la sostenibilidad ambiental fue posible vincular directamente esta investigación con los tres principales pilares del Desarrollo Sostenible, a través de varios ODS, principalmente se centra en Acción por el Clima, Vida de Ecosistemas Terrestres y Alianzas para lograr los Objetivos. Este enfoque se basa en el manejo de los recursos naturales desde un sentido más amplio como lo es el valor paisajístico, sus aspectos naturales (flora, fauna y suelo), del factor contaminante (aire, agua y suelo), costumbres de las comunidades humanas e impactos sobre la salud.

El mayor aporte de esta investigación en cuanto a materia de sostenibilidad es el ámbito ambiental, el cual se considera como uno de los objetivos principales de los corredores biológicos como estrategia de conservación. El CBMA, principalmente, sus bosques de ribera fueron identificados como sitios de primordial atención por sus aportes, desde la protección del suelo, hábitat para mamíferos terrestres, micro refugios climáticos y sitios de abastecimiento del recurso hídrico.

El CBMA al ser conformado por un complejo entramado de distintas coberturas, las actividades socioeconómicas que en él se realizan deben de ser llevadas a cabo de manera sostenible, con la finalidad de poder mantener la salud de los ecosistemas y proveyendo de oportunidades para las comunidades humanas de desarrollar actividades que mejoren, a través de prácticas sostenibles, la situación económica, social y ambiental del CBMA.

Desde el aspecto ambiental, el CBMA provee servicios ecosistémicos de apoyo y regulación, en donde destaca su influencia sobre las condiciones climáticas y la calidad del aire, así como el almacenamiento de carbono y regulación del recurso hídrico. En cuanto a los servicios ecosistémicos de apoyo, el hábitat para las especies y la conservación de la diversidad genética son los aspectos más destacables en relación con el CBMA y los bosques de ribera que se encuentran en él.

El bienestar de las condiciones ambientales, en cuanto a cobertura, recurso hídrico y biodiversidad, potencia los otros dos principales ejes del desarrollo sostenible. Desde el aspecto económico, las comunidades a partir de una estrategia de turismo rural comunitario, podrían verse beneficiadas a través de oferta de servicios sostenibles como el turismo ecológico, actividad que ha incrementado en el sector norte y sur con el establecimiento de áreas protegidas privadas como la Reserva Natural Madre Verde en Palmares, Reserva Los Alpes, en Bureal de Piedades Sur, Roca de la Paz y Rancho La Paz en Piedades Norte, además de la posible oferta recorridos en fincas productoras de caña o café. Este tipo de actividades, que son consideradas dentro del espectro de servicios ecosistémicos culturales, a través de las actividades de recreo y salud mental y física, en donde tanto áreas boscosas como paisajes agrícolas pueden brindar numerosas oportunidades de recreación.

Igualmente, el eje económico puede verse potenciado a través de iniciativas agroecológicas y prácticas sostenibles, que pueden beneficiar tanto al productor como al medio ambiente. En lugar de centrar su atención en algún componente particular del agroecosistema o cultivo, la agroecología destaca las interrelaciones entre sus componentes y la dinámica compleja de los procesos ecológicos, por medio de prácticas en las áreas de cultivo como la eliminación de insumos tóxicos y residuos, aumento de la cobertura de la tierra, así como aumentar las especies de plantas y la diversidad genética en el tiempo y el espacio, son prácticas para mejorar los agrosistemas, su productiva y su biodiversidad.

El ámbito social se vería beneficiado directamente por medio de las actividades económicas sostenibles que podrían desarrollarse en el CBMA, así como programas de educación ambiental. Esta estrategia de educación tanto formal como no formal, debe de ser orientada para reconocer la importancia de los bosques de ribera y los corredores biológicos como estrategia de conservación, así como el beneficio para las comunidades el habitar en espacios poco degradados, lo cual tiene repercusiones positivas en el aspecto mental y físico. A través de la educación y orientación por parte de los tomadores de decisiones se puede construir una dinámica dentro del CBMA de uso sostenible de los recursos en donde distintos sectores se vean beneficiados sin el detrimento de las condiciones de biodiversidad.

Los servicios ecosistémicos de abastecimiento repercuten directamente en este ámbito social, ya que son las comunidades humanas las que obtienen las materias primas, alimentos y el recurso hídrico para el desarrollo de sus actividades, las cuales, al emplear prácticas sostenibles para su uso, se aseguran el mantenimiento para las futuras generaciones de estos recursos.

Las alianzas deben de ser el eje articulador entre las partes, orientadas desde el SINAC y el Programa Nacional de Corredores Biológicos, cuyo objetivo principal es ser un mecanismo de conservación y uso sostenible de la biodiversidad y los recursos naturales, esto es posible desde la integración del Consejo Local el cual en los últimos años ha mejorado significativamente su gestión del CBMA. Además, los municipios, centros educativos y los entes competentes deben de ser involucrados para la toma de decisiones, mejorar la educación, la sensibilización y la capacidad humana e institucional respecto a la mitigación del cambio climático, la adaptación a él, la reducción de sus efectos y la alerta temprana, tal y como lo establece una de las metas del ODS 13.

De igual manera se insta a los gobiernos locales, centros educativos y otras instituciones competentes, disponer de más recursos en cuanto a Educación Ambiental, socializar los datos de investigaciones relacionadas con el ambiente y la importancia de proteger los bosques de ribera y el uso sostenible de los recursos que se encuentran dentro de sus límites. Además, se debe incentivar a los productores y habitantes en general en la protección del medio ambiente a través del financiamiento para la gestión forestal sostenible e incentivos adecuados.

Cronograma de actividades.

A continuación, se presenta la distribución y cronograma de actividades de investigación.

Cuadro 14. Cronograma 2020-2023.

Año	2020												2021												2022												2023						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4			
Conformación equipo asesor	X	X	X																																								
Revisión de literatura				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
Selección de metodología								X	X					X	X	X	X	X								X	X	X	X	X													
Formulación anteproyecto								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X																									
Examen de candidatura																			X																								
Trabajo de campo																												X	X	X													
Resultados, discusión y conclusiones																										X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Defensa de tesis																																										X	

Presupuesto.

A continuación, se detalla el presupuesto estimado durante el plazo de la investigación

Cuadro 15. Presupuesto de Investigación

Presupuesto de Investigación		Aporte	
	Rubro	UNA	Contrapartida
Servicios	Peajes	-	¢2,800.00
	Alimentación	-	¢12,000.00
	Combustible	-	¢73,000.00
	Computadora	-	¢300,000
Materiales	Licencia SIG	¢112,000	-
	Cámara fotográfica	-	¢200,000
	Derechos de Examen de Candidatura	-	¢27,000
	Impresiones de tesis	-	¢100,000
Sumatoria de Rubros		¢112,000	¢714,800
Total			¢826,800

Anexos.

Anexo 1. Listado de mamíferos silvestres terrestres identificados dentro del límite del Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama temama</i>	Cabro de monte
		<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado Cola Blanca
	Tayassuidae	<i>Dicotyles tajacu</i>	Saíno
Carnivora	Canidae	<i>Canis latrans</i>	Coyote
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorro gris
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote
		<i>Leopardus tigrinus</i>	Tigrillo
		<i>Leopardus wiedii</i>	Caucel
		<i>Panthera onca</i>	Jaguar
		<i>Puma concolor</i>	Puma
		<i>Puma yagouaroundi</i>	Yaguarundi
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorrillo
		<i>Spilogale angustifrons</i>	Zorrillo manchado
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Tolomuco
		<i>Galictis vittata</i>	Hurón
		<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria
		<i>Mustela frenata</i>	Comadreja
	Procyonidae	<i>Bassaricyon gabbii</i>	Olingo
		<i>Bassariscus sumichrasti</i>	Cacomixtle
		<i>Nasua narica</i>	Pizote
		<i>Potos flavus</i>	Martilla
		<i>Procyon lotor</i>	Mapache
	Cingulata	Chlamyphoridae	<i>Cabassous centralis</i>
Dasyopodidae		<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo de nueve bandas
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Caluromys derbianus</i>	Zorro de balsa
		<i>Chironectes minimus</i>	Zorro de agua
		<i>Didelphis marsupialis</i>	Zorro pelón
		<i>Marmosa alstoni</i>	Marmosa lanuda de Alston
		<i>Marmosa zeledoni</i>	Zorricí
		<i>Philander melanurus</i>	Zorro de anteojos
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo de monte
		<i>Sylvilagus dicei</i>	Conejo de monte
		<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo Cola de Algodón

Continuación Listado de mamíferos silvestres terrestres.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus gabbi</i>	Conejo de monte
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus bairdii</i>	Danta
Pilosa	Bradypodidae	<i>Bradypus variegatus</i>	Perezoso de tres dedos
	Cyclopedidae	<i>Cyclopes didactylus</i>	Serafín del platanar
	Megalonychidae	<i>Choloepus hoffmanni</i>	Perezoso de dos dedos
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero
Primates	Atelidae	<i>Alouatta palliata</i>	Mono Congo
		<i>Ateles geoffroyi</i>	Mono Araña
	Cebidae	<i>Cebus imitator</i>	Mono carablanca
Rodentia	Cricetidae	<i>Handleyomys alfaro</i>	Rata de arroz
		<i>Melanomys caliginosus</i>	Ratón de campo
		<i>Nephelomys devius</i>	Rata de monte
		<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Rata de monte
		<i>Oligoryzomys fulvescens</i>	Rata de monte
		<i>Oryzomys albigularis</i>	Rata de monte
		<i>Oryzomys couesi</i>	Rata de monte
		<i>Oryzomys couesi</i>	Rata arrozera de agua
		<i>Otodylomys phyllotis</i>	Rata de monte
		<i>Reithrodontomys creper</i>	Ratón de la cosecha
		<i>Reithrodontomys gracilis</i>	Rata de monte
		<i>Reithrodontomys sumichrasti</i>	Rata de monte
		<i>Scotinomys teguina</i>	ratón cantor de Alston
		<i>Sigmodon hirsutus</i>	Rata de la caña
	<i>Transandinomys bolivaris</i>	Rata arrozera de bolívar	
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	Guatuzá
	Echimyidae	<i>Proechimys semispinosus</i>	Rata espinosa
	Erethizontidae	<i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín
	Geomyidae	<i>Orthogeomys cherriei</i>	Taltuzá
	Heteromyidae	<i>Heteromys nubicolens</i>	Ratón bolso
		<i>Liomys salvini</i>	Ratón de monte
	Muridae	<i>Mus musculus</i>	Ratón común
		<i>Oligoryzomys vegetus</i>	Rata arrozera enana
		<i>Rattus rattus</i>	Rata Común
	Sciuridae	<i>Microsciurus alfari</i>	Ardilla pigmea
		<i>Sciurus granatensis</i>	Ardilla roja
<i>Sciurus variegatoides</i>		Ardilla	

Continuación Listado de mamíferos silvestres terrestres.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común
Soricomorpha	Soricidae	<i>Cryptotis gracilis</i>	Musaraña
		<i>Cryptotis merriami</i>	Musaraña
		<i>Cryptotis nigrescens</i>	Musaraña
		<i>Cryptotis orophila</i>	Musaraña

Fuente: (Ortíz, 1991), (Rodríguez y Chinchilla, 1998), (Rodríguez-Herrera *et al.*, 2014), (Sánchez y Moya, 2018), (FUBONO, 2019), (Museo Nacional, 2021).

Anexos 2. Áreas Silvestres Protegidas adyacentes al Corredor Biológico Montes del Aguacate.

Nombre del Área Silvestre Protegida	Categoría de Manejo	Estatus	Año de Creación	Resolución	Área (ha)
Estero Puntarenas y Manglares Asociados	Humedal	Estatad	2001	DE_33327_MINAE	5241.2
Juan Castro Blanco	Parque Nacional	Estatad	1992	Ley_7297	14288.0
Arenal	Parque Nacional	Estatad	1991	DE_20791	11944.8
Hacienda La Avellana	Refugio Nacional de Vida Silvestre	Privado	1988	DE_18186_MIRENEM	500.5
Peñas Blancas	Refugio Nacional de Vida Silvestre	Mixto	1985	Ley_7018	2400.0
Alberto Manuel Brenes	Reserva Biológica	Estatad	1993	Ley_7354	7799.8
Grecia	Reserva Forestal	Estatad	1974	Ley 5463	2361.2
El Rodeo	Zona Protectora	Estatad	1976	DE_6112_A	2220.2
Rio Toro	Zona Protectora	Estatad	1994	DE_22838-MIRENEM	4394.7
El Chayote	Zona Protectora	Estatad	1984	Ley_6975	766.3
Rio Grande	Zona Protectora	Estatad	1976	DE_6112_A	1499.8
Cerro Atenas	Zona Protectora	Estatad	1976	DE_6112_A	899.9
Cerro El Chompipe	Zona Protectora	Estatad	1999	DE_28196-MINAE	88.7
Montes de Oro	Zona Protectora	Estatad	1994	DE_23142_MIRENEM	1137.1
Tivives	Zona Protectora	Estatad	1986	DE_17023_MAG	2497.2
Arenal Monteverde	Zona Protectora	Estatad	1977	DE_6778_A	28334.4

Fuente: SNIT, 2022.

Anexo 3. Ejemplo de plantilla para tabulaciones de avistamientos en cámaras trampa.

ID	Sitio	Cam	Especie	Familia	Fecha	Hora	Carpeta
1030002	El Salvador	Terrestre	<i>Eira Barbara</i>	mustelidae	15/6/2018	11:38	11/7/2018
1140008	El Salvador	Terrestre	<i>Aramides Cajanea</i>	radillae	26/6/2018	14:22	11/7/2018
1240013	El Salvador	Terrestre	<i>Procyon cancrivorus</i>	procyonidae	5/7/2018	16:41	11/7/2018
1260016	El Salvador	Terrestre	<i>Dasyprocta punctata</i>	dasyproctidae	7/7/2018	8:35	11/7/2018
5140012	El Salvador	Dosel	<i>Potos flavus</i>	procyonidae	5/14/2018	19:33	27/09/2018
5140013	El Salvador	Dosel	<i>Potos flavus</i>	procyonidae	5/14/2018	19:34	27/09/2018
5150015	El Salvador	Dosel	<i>Coendou mexicanus</i>	erehizontidae	5/15/2018	21:15	27/09/2018
5250020	El Salvador	Dosel	<i>Philander melanurus</i>	didelphidae	5/25/2018	0:18	27/09/2018

Literatura Citada.

- Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G. & Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*. Vol. 82, p. 361-374.
- Ahumada, J. A., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W. R., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 366(1578), 2703–2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- Alfonso, A., Finegan, B., Brenes, C., Gunter, S. & Palomeque, X. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación *Podocarpus-Yacuambi*, Ecuador. *Caldasia* 39 (1): 143-156.
- Aló D. & Turner T. (2005). Effects of habitat fragmentation on effective population size in the endangered Rio Grande silvery minnow. *Conservation Biology*. 19 (4):1138–1148.
- Altendorf, K., Laundré, J., López, C. & Brown J. (2001) Assessing effects of predation risk on the foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy*, 82, 430-439
- Altieri, M. (2001). Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En Sarandón, S. (Ed) *Agroecología: El Camino Hacia la Agricultura Sustentable*. La Plata: Ediciones Científicas Americanas. 27-34.
- Anker, P. (2011). Plant Community, *Plantensamfund. Ecology Revisited* (pp.325-331).
- Arauz I. & Arias, A. (2016). Corredores biológicos como potenciadores del desarrollo local: Estudio de caso del corredor biológico Alexander Skutch. *Universidad En Diálogo: Revista De Extensión*, 6(1), 67-79. <https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/dialogo/article/view/8449>
- Ariza, A. (2013). *Descripción y corrección de productos Landsat-8 LDCM*. Bogotá, Colombia, IGAC.
- Ariza-López F., Rodríguez-Avi, J. & Alba-Fernández, V. (2018). Control estricto de matrices de confusión por medio de distribuciones multinomiales. *GeoFocus*. Núm. 21, p. 215-226.
- Arroyave, M. del P., Gómez, C., Gutiérrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., Andrade, L. M., & Ramos, K. C. (2006). Impactos de las Carreteras sobre la Fauna Silvestre y sus Principales Medidas de Manejo. *Revista EIA*, 5, 45–57. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372006000100004&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Arroyave-Puerta, A., & Marulanda-Valencia, F. Á. (2019). Ecoemprendimiento, sostenibilidad y generación de valor. *Revista Escuela de Administración de Negocios*, 87, 155–172. <https://doi.org/10.21158/01208160.n87.2019.2411>.

- Arroyo, I. & Rodríguez, M. (2014). Aproximaciones al Estudio de la Pobreza en La Región de Occidente: Los Cantones de Naranjo, Palmares y San Ramón. *Diálogos Revista Electrónica*. Vol. 15 (3).
- Astiazarán, A. (2013). Riqueza y abundancia de mamíferos medianos de la reserva biológica Tirimbina, Costa Rica. *Therya*, 4(3), 597-601. <https://doi.org/10.12933/therya-13-144>.
- Augustine, D. (2004). Influence of cattle management on habitat selection by impala on central Kenyan rangeland. *Journal of Wildlife Management* 68:916–923.
- Ayala, G., Viscarra, M., & Wallace, R. (2010). Densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en Río Hondo, Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz, Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*. 28. 119-129.
- Badilla, M. (2013). Trayectoria histórica de la estructura productiva del cantón de Palmares, Alajuela, Costa Rica. (1940- 2000) *InterSedes*. vol.14 n.27.
- Bahia-de-Aguia, P., Souza-dos-Santos-Moreau, A., & Fontes, E. de O. (1). Áreas Naturales Protegidas: una Breve Historia del Surgimiento de los Parques Nacionales y Reservas Extractivas. *Revista Geográfica De América Central*, 1(50), 195-213.
- Bastidas, B., Vargas, T. & Martínez, A. (2019). Spatial distribution of precipitation and evapotranspiration estimates from WorldClim and Chelsa datasets: Improving long-term water balance at the watershed-scale in the Urabá region of Colombia. *International Journal of Sustainable Development and Planning*. 14. 105 - 117. 10.2495/SDP-V14-N2-105-117.
- Benavides-Vindas, S. (2020). El aporte del turismo en la economía costarricense: más de una década después. *Revista Economía y Sociedad*. 25 (57) 1-29.
- Bennett, A. (1984). The Problem of Missing Data on Spatial Surfaces. On: Taylor & Francis, *Annals of the Association of American Geographers*. Vol. 74, No. 1 (Mar., 1984), pp. 138-156
- Bennett, A. (1999). *Habitat Corridors: Their Role in Wildlife Management and Conservation*. Melbourne, Australia: Dept. of Conservation and Environment.
- Bennett, A. (2004). Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida Silvestre. San José, CR: UICN.
- Beutelspacher, B. & Rommel, C. (1999). *Bromeliáceas como ecosistemas. Con especial referencia a Aechmea bracteata (Swartz) Griseb*. Ed Plaza y Valdés.
- Biggs, J., von Fumetti, S. & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*. 793:3–39.
- Bognounou, F., Morton, R., Ayangma, S., Laurence, J., Bjorkman, C., Bylund, H., Oden, P. (2011). Stand structure of monocotyledons and Dicotyledons in different successional stage in Corcovado National Parks, Costa Rica. *Bois et forêts des tropiques* , 307(1), 33-40.

- Bolaños, C. & Naranjo, J. E. (2001) Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacatún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, pp. 45-57.
- Bonilla, L. (2002). Desarrollo urbano, agua potable y vida cotidiana: en la cuerda floja de la sostenibilidad hacia el Siglo XXI. *Revista ABRA Vol. 22, No. 31, p. 11-31*
- Botello, F., Sánchez-Hernández, J., Hernández, O., Reyes-Chávez, D., & Sánchez-Cordero, V. (2014). Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. Vol. 85(3), 995-999. <https://doi.org/10.7550/rmb.41024>
- Brenes, O. (2004). Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. *Ambientico*. 100, 10-11.
- Bridges, A. & Noss, A. (2011). Behavior and Activity Patterns on On O'Connell, A., Nichols, J. & Karanth, U. (Eds.), *Camera Traps in Animal Ecology*. (pp. 9-26) Tokyo: Japan. Springer.
- Bridges, A., J. A. Fox, J. Olfenbuttel, C. & Vaughn, M. (2004). American black bear denning behavior: observations and applications using remote photography. *Wildlife Society Bulletin* 32:188–193
- Broge, N. & Mortensen, J. (2002). Deriving green crop area index and canopy chlorophyll density of winter wheat from spectral reflectance data. *Remote Sensing of Environment*, 81, 45 – 57. doi:10.1016/S0034-4257(01)00332-7
- Brown J. & Lomolino M. (1998). *Biogeography*. 2nd ed. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Bustamante, R. & Grez, A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 11(2): 58–63.
- Cabrera, J., Perron, F. y Keenan, A. (2011). Trabajando Leyes de Biodiversidad Visionarias: Ley de Biodiversidad De Costa Rica De 1998. <https://www.cbd.int/doc/meetings/nbsap/cbwnbsap-ma-02/other/cbwnbsap-ma-02-ley-biodiversidad-costa-rica-es.pdf>
- Cadena, A., Álvarez, J., Sánchez, F., Ariza, C. I., Albesiano, A. (1998). Dieta de los murciélagos frugívoros en la zona árida del río Chicamocha (Santander, Colombia). *Boletín de la Sociedad de Biología*, 69, 47-53.
- Cadenasso, M., Traynor M., and Pickett, S., 1997. Functional Location of Forest Edges: Gradients of Multiple Physical Factors. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 774-782.
- Cain, J., Morrison, M., & Bombay, L. (2003). Predator Activity and Nest Success of Willow Flycatchers and Yellow Warblers. *The Journal of Wildlife Management*, 67(3), 600–610. <https://doi.org/10.2307/3802717>
- Campos, F. & Fedigan, L. (2009). Behavioral Adaptations to Heat Stress and Water Scarcity in White-Faced Capuchins (*Cebus capucinus*) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology*. (138): 101-111.
- Canet, G. (2015). Recuperación de la cobertura forestal en Costa Rica, logro de la sociedad costarricense. *Ambientico*, 255, 17-22.

- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, A. Lynam, D., Macdonald, W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien T., Seidensticker, J. Smith D., Sunquist, M & Shahrudin, J. (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.
- Cardillo, M., Mace, G., Jones, K., Bielby, J., Bininda-Emonds, O., Sechrest, W., Orme, D. & Purvis, A. (2005). Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, 309(5738), 1239-1241.
- Carmona, A. & Nahuelhual, L. (2012). Combining land transitions and trajectories in assessing forest cover change. *Applied Geography*. Vol. 32, p. 904-915
- Carthew, S. & Slater, E. 1991. Monitoring animal activity with automated photography. *Journal of Wildlife Management*. 55:689–692
- Cartín, M. & Carrillo, E. (2017). Estado poblacional de mamíferos terrestres en dos áreas protegidas de la región central occidental de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 65(2), 493-503. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i2.24418>
- Castells, M. (1988). *La Cuestión Urbana*. Siglo XXI.
- Castilho, C., Hackbart, V., Pivello, V. & dos Santos, R. (2015). Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management* 55, 1377-1389
- Castro, K. y Calvo, V. (2013). Análisis socioeconómico y ecológico de los agropaisajes del cultivo del café en el distrito de Frailes, Desamparados, durante el periodo 1997-2003. En C. Morera, M. Romera y L. Sandoval (Eds.), *Geografía paisaje y conservación*. Edición 1. (pp. 97-129). Escuela de Ciencias Geográficas.
- CBM (Corredor Biológico Mesoamericano). (2006). Corredor Biológico Mesoamericano: instrumentos para su consolidación. CCAD-PNUD/GEF. 24 p.
- CCT (Centro Científico Tropical). (2005). Plan de Manejo de la Reserva Biológica Monteverde. https://panorama.solutions/sites/default/files/plan_de_manejo_rbbnm.pdf
- Ceballos, G. & C. Galindo. (1984). *Mamíferos silvestres de la Cuenca de México*. Limusa.
- Ceballos, G., Ehrlich, P., Barnosky, A., García, A., Pringle, R. & Palmer T. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5) 1-5.
- CENIGA (Centro Nacional de Información Geoambiental). (2020). Descripción del Sistema de Clasificación de Uso y Cobertura de la Tierra propuesto para el SIMOCUTE. *Ambientico* (273), pp. 23-34
- Cerasoli, F., D'Alessandro, P. & Biondi, M. (2022). Worldclim 2.1 versus Worldclim 1.4: Climatic niche and grid resolution affect between-version mismatches in Habitat Suitability Models predictions across Europe. *Ecology and Evolution*. 12. e8430. 10.1002/ece3.8430
- Champion, F. (1927). *With a camera in tigerland*. London: United Kingdom. Chatto y Windus.
- Chapman, F., 1927. Who treads our trails? *National Geographic Magazine*, (52), pp.330-335.

- Christie, M. & Knowles, L. (2015). Habitat corridors facilitate genetic resilience irrespective of species dispersal abilities or population sizes. *Evolutionary Applications*. 8 (5): 454–463.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental. La Observación de la Tierra desde el Espacio*. Editorial Ariel, Barcelona, España. 586 pp.
- Compton, B.B., Mackie, R.J. y Dusek. G.L. (1988). Factors influencing distribution of white-tailed deer in riparian habitats. *Journal of Wildlife Management*. 52 (3), 544-548.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2007). Biodiversidad Mexicana: Fragmentación. <http://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/fragmentacion.html>
- Corbett, J. (2000). *Jungle Lore*. Oxford: United Kingdom, Oxford University Press. 178 pp.
- Cortés, M., & Briones, M. (2014) Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62 (4), pp. 1433-1448
- CORTOLIMA (Corporación Autónoma Regional del Tolima). (2014). *Cobertura y Uso del Suelo*. https://www.cortolima.gov.co/images/POMCA/Rio_Luisa/IIIFase_de_Diagnostico/3.9%20Capacidad_Uso_Suelo.pdf
- Costa, P. C. (2002). *Unidades de Conservação: Matéria-prima do Ecoturismo*. São Paulo: Aleph.
- Crespin, S. & García, J. (2014). Integration of Land-Sharing and Land-Sparing Conservation Strategies Through Regional Networking: The Mesoamerican Biological Corridor as a Lifeline for Carnivores in El Salvador. *Ambio*. 43. 820-824. 10.1007/s13280-013-0470-y.
- Crooks, K., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity Conservation*. Conservation Biology. Cambridge, USA: Cambridge University Press
- Croonquist, M.J. y Brooks. R.P. (1991). Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management*. 15:701-714
- Cueva, X. A., Morales, N., Brown, M., y Peck, M. (2010) Macro y Mesomamíferos de la Reserva Comunitaria Santa Lucía, Pichincha, Ecuador. *Boletín Técnico 9. Serie Zoológica*, 6. pp. 98-110.
- Ćurčić, N. & Đurđić, S. (2013). The actual relevance of ecological corridors in nature conservation. *Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijić*. (63). 21-34.
- Currie, D. J., and V. Paquin. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness in trees. *Nature*. (329):326-327.
- Danehy, R., and Kirpes, J. (2000). Relative Humidity Gradients Across Riparian Areas in Eastern Oregon and Washington Forests. *Northwest Science* 74:224-233.
- Davis, M. Faurb, S. y Svenning, J. (2018). Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis. *PNAS* 15(44):11262–11267.
- de Almeida Jacomo, A., Silveira, L., & Diniz-Filho, J. (2004). Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*. 262:99–106
- Di Bitetti, M., Paviolo, A. & de Angelo. C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153–163
- Di Gregorio, A. (2005) *Sistema de Clasificación de la Cobertura de la Tierra*. Roma: Italia. FAO.

- Díaz-Pulido, A. & Payán-Garrido, E. (2011). Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos colombianos. *Mastozoología Neotropical*, 18 (1), pp. 63-71
- Díaz-Pulido, A. y Payán, 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.
- Diegues, A. (2000). *El Mito Moderno de la Naturaleza Intocada*. Quito, Ecuador: Editorial Abya Yala.
- Dillon, A. & Kelly, M. (2006). Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx*. 41:469–477
- Dillon, A. & Kelly, M. (2008). Ocelot home range, overlap and density: Comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*. 275. 391 - 398. 10.1111/j.1469-7998.2008.00452.x.
- Djossa, C. (2018). Estos son los primeros parques nacionales del mundo. *Revista National Geographic*. <https://www.nationalgeographic.es/viaje-y-aventuras/2018/09/estos-son-los-primeros-parques-nacionales-del-mundo>
- Doody, J. & George, A. (2000). A novel technique for gathering turtle nesting and emergence phenology data. *Herpetological Review* 31:220–222
- Doyle, A. 1990. Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of Mammology*. 71, 14-23.
- ECG (Escuela de Ciencias Geográficas), ICOMVIS (Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre) & DER (División de Educación Rural). (2020). Análisis de los Corredores Biológicos como estrategia para la conservación y el desarrollo local en Costa Rica [Obra No Publicada]. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.
- Echeverría, C.; Newton, A.; Lara, A.; Benayas, J. & Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 426-439
- Echeverría, S. (2015). Bosque de Ribera: Protección para la Calidad del Agua y la Integridad Ecológica del Sistema Acuático. Programa *Saltra*. 12. 1-2.
- Elmhagen, B. & Rushton, S. (2007). Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology Letters* 10: 197–206.
- EROS (Earth Resources Observation and Science). (2015). Landsat—Earth observation satellites. *USGS Publications Warehouse*. 2015-3081
- Ersoy, E., Jorgensen, A. & Warren, P. (2018). Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. *Urban Forestry & Urban Greening*. vol. 40, pp. 308-322. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001>
- Fahrig, L. (2007). Non-optimal animal movement in human- altered landscapes. *Functional ecology* (21):1003–1015.
- Fajardo, A., Veneklaas, E., Obregón, S., y Beaulieu N. (2000). *Los bosques de galería, guía para su apreciación y preservación* [Archivo PDF]. https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/77880/Los_bosques_de_galeria.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Federico-Núñez, R., (2008). Hacia las Sociedades del Conocimiento. *Revista de la Educación Superior*, XXXVII (3)(147), 165-173.
- Fedriani, J., Fuller, T., Savajot, R. & York, E. (2000). Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125:258–270.
- Feoli, S. (2009). Corredores biológicos: una estrategia de conservación en el manejo de cuencas hidrográficas. *Kurú: Revista Forestal*. 6 (17) 1-5.
- Fernández, A. (2008). Corredores biológicos. *Revista Consumer*. <https://www.consumer.es/medio-ambiente/corredores-biologicos.html>
- Fick, S. & Hijmans, R. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37. 10.1002/joc.5086.
- Flynn, D., Gogol-Prokurat, M. Nogeire, T. Molinari, N. Trautman, B., Lin, B., Simpson, N., Mayfield, M. & Declerck F. (2008). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letter*. (12) 22–33. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x
- Foley, J.; Defries, R.; Asner, G.; Barford, G. & Bonan G. (2005). Global consequences of land use. *Science*. Vol. 309, p. 570-574.
- Frame, W. The first voyage of James Cook. *British Library's Head of Modern Archives and Manuscripts*. <http://rb.gy/2hrz>.
- FUBONO (Fundación Bosque Nuboso de Occidente) (2019). Perfil Técnico de la Red de Reservas Naturales del Corredor Biológico Montes del Aguacate. <http://www.bosquenuboso.org/pdf/perfil-tecnico-aguacate.pdf>
- Gambino, M. (2011). Do Animals Get Sunburned? *Smithsonian Magazine*. <https://www.smithsonianmag.com/science-nature/ask-an-expert-do-animals-get-sunburned-28218217/>
- García, G. y Gálvez, N. (2003). *La biodiversidad en Costa Rica: sus causas, distribución, importancia y amenazas*. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- García-García, J., Reding-Bernal, A. y López-Alvarenga, J. (2013). Cálculo del tamaño de la muestra en investigación en educación médica. *Investigación en Educación Médica*. Vol. 2. Núm. 8. Pp. 217-224
- Gibson, L., Ming, T., Pin, L., Brook, B., Gardner, T., Barlow, J., Peres, C., Bradshaw, C., Laurance, W., Lovejoy, T. & Sodhi, N. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 478, pp. 378–381.
- Glenn, E., Huete, A., Nagler, P., & Nelson, S. (2008). Relationship Between Remotely Sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors*, 8, 2136-2160. doi:10.3390/s8042136
- González-Maya, J., Schipper, J. & Benítez, A. (2009). Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica. *Small Carnivore Conservation*. 41. 9-14.
- Griffiths, M. & Schaik, C. (1993). Camera-trapping: A new tool for the study of elusive rain forest animals. *Tropical Biodiversity*. 1. 131-135.

- Guariguata, M & Kattan, G. (2002). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Cartago, CR: ITCR.
- Gudynas, E. (2004). *Ecología, economía y ética del desarrollo sostenible*. Montevideo: Coscoroba. Ediciones Abya Yala; Quito, Ecuador.
- Guido, I., Rodríguez, C. & Sancho, J. (2008). Importancia de la diversificación de los árboles de sombra para la conservación de la fauna en los ecosistemas cafetaleros en San Isidro de San Ramón. *Pensamiento Actual*. Vol. 8 Núm. 10-11. 74-81
- Haddad, N., Brudvig, L., Damschen, E., Evans, D., Johnson, B., Levey, D., Orrock, J., Resasco, J., Sullivan, L., Tewksbury, J., Wagner, S., & Weldon, A. (2014). Potential Negative Ecological Effects of Corridors. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*. 28. 10.1111/cobi.12323.
- Hance, J. (2011). Camera Traps Emerge as Key Tool in Wildlife Research. *Yale Environment* 360. <https://cutt.ly/s84LX9w>
- Hannah, L., Flint, A., Syphard, A., Moritz, B., Buckley & McCullough, I. (2014). Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in Ecology and Evolution*. 29 (7) 390-397.
- Hanski, I. (1994). Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 9:131-135.
- Hartshorn, G. (1991). Plantas en D. Janzen (Ed.) *Historia Natural de Costa Rica*. Editorial de la Universidad de Costa Rica
- Hawes, E., y Smith, M. (2005). Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths. *Eightmile River Wild and Scenic Study Committee*. <https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/cases/case-detail/en/c/231042/>
- Henderson, C. (2002). *Field Guide to the Wildlife of Costa Rica*. University of Texas Press.
- Hernández, J., Chávez, C., & List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 634-646. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33395>
- Hilty, J., Lidicker Jr. W., & Merenlender, A. (2006). *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, D.C
- Hodges, M. & Kremenetz D. 1996. Neotropical migratory breeding bird communities in riparian forests of different widths along the Altamaha River, Ga. *Wilson Bulletin*. 108:496-506.
- Holdridge, L. (1967) *Life zone ecology*. Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica.
- Hooke, R., Martín-Duque, J. & Pedraza, J. (2012). Land transformation by humans: A review. *GSA Today*. Vol. 22, N°12, p. 4-10.
- Hurtado, J. y Soto, C. (2017). *Manual para el Monitoreo Participativo de Vertebrados Terrestres a través de Cámaras Trampa en Costa Rica*. Proyecto MAPCOBIO-SINAC-JICA. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- ICAFFE (Instituto del Café de Costa Rica). (2021). *Informe sobre la actividad cafetalera de Costa Rica*. <http://rb.gy/1zpv>

- IDEAM (Institute of Hydrology, Meteorology and Environmental Studies). (2010a). *Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. (ideam, Ed.) Bogotá D.C: Scripto Ltda.
- IDEAM (Institute of Hydrology, Meteorology and Environmental Studies). (2010b). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., 72p.
- IDEAM, IGAC y Cormagdalena (2008). *Mapa de cobertura de la tierra- cuenca Magdalena Cauca; Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia a escala 1:100.000*. Bogotá: Colombia. Imprenta Nacional de Colombia. págs. 364
- Iglesias, J., Funes-Monzote, F., Toral, O., Simón, L., & Milera, M. (2011). Diseños agrosilvopastoriles en el contexto de desarrollo de una ganadería sustentable. Apuntes para el conocimiento. *Pastos y Forrajes*, 34(3), 241-257.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional) (2019). Mosaico de Ortofotos escala 1:5000. 2014-2017, Costa Rica. <http://rb.gy/ulh8jg>
- IGN (Instituto Geográfico Nacional) (2021). División Territorial Administrativa, 2021. <https://rb.gy/jldz7o>
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (2015). *VI Censo Nacional Agropecuario: Resultados Generales*. INEC: San José, Costa Rica.
- INTA (Instituto de Innovación y Transferencia de Tecnología Agropecuaria). (2015). Manual de Definición de Clases de la Leyenda CLC-CR para la Generación de Mapas de Uso y Cobertura de la Tierra. <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/P32-10829.pdf>
- IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático). 2007. Cambio climático 2007. Base de las ciencias físicas. Resumen para responsables de políticas. Resumen técnico. Preguntas frecuentes. Contribución del Grupo de Trabajo 1 al Cuarto Informe de Evaluación. OMM-UNEP. 153p.
- Irwin, E. & Geoghegan, J. (2001). Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (85) pp. 7–23.
- Isasi-Catalá, E., Acosta, J., Anchante, A., Bianchi, G., Caro, J., Falconi, N., Maffei, L., Martínez, J., & Goldstein, I. (2016). Modelos de ocupación para el monitoreo de la efectividad de estrategias de conservación del área de conservación regional comunal Tamshiyacu Tahuayo -ACRCTT, Loreto - Perú. *Ecología Aplicada*. Vol. 15(2), 61-68. <https://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.744>
- James, C. Landsber, J. Morton, S. (1999). Provision of watering points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *Journal of Arid Environments*. 41:87-121
- Johnson, C., Balmford, A., Brook, B., Buettel, J., Galetti, M., Lei, G. & Wilmshurst, J. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*. 356. 270-275. doi:10.17863/CAM.10996.
- Kaufmann, J. H. y Kaufmann, A. 1965. Observations of the behavior of tayras and grisons. *Zeitschrift für Säugertierkunde* 30:146-155
- Ke, Y., Im, J., Lee, J., Gong, H., & Ryu, Y. (2015). Characteristics of Landsat 8 OLI-derived NDVI by comparison with multiple satellite sensors and in-situ observations. *Remote Sensing of Environment*. 164, 298-313. doi:10.1016/j.rse.2015.04.004

- Kellman, M., Tackaberry, R., Brokaw, N. & Meave, J. (1994). Tropical gallery forests. *National Geographic Research & Exploration*, 10:92-103.
- Klapproth, J., & Johnson, J. (2009). *Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Factors Influencing Adoption*. Virginia. Virginia Tech.
- Kucera, T. & Barrett, R. (2011). A History of Camera Trapping. On O'Connell, A., Nichols, J. & Karanth, U. (Eds.), *Camera Traps in Animal Ecology*. (pp. 9-26) Tokyo: Japan. Springer.
- Ley No. 7575 de 1996. Ley Forestal (Costa Rica). 13 de febrero de 1996.
- Liebezeit, J. & George, T. (2002). A Summary of Predation by Corvids on Threatened and Endangered Species in California and Management Recommendations to Reduce Corvid Predation. Calif. Dept. Fish and Game, Species Conservation and Recovery Program Rpt. 2002-02, Sacramento, CA. 103 pp.
- Linacre, E. (1982), The effect of altitude on the daily range of temperature. *J. Climatology*, 2: 375-382
- Lira-Torres, I. y Briones-Salas, M. (2012). Abundancia Relativa y Patrones de Actividad de los Mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(3), 566-585.
- MacArthur, R. & Wilson, E. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- MacKenzie, D., Nichols, J. & Hines, J. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84: 2200-2207
- MacKenzie, D., Nichols, J., Lachman, G., Droege, S., Andrew-Royle, J. & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83: 2248-2255
- MacKenzie, D., Nichols, J., Royle, J., Pollock, K., Bailey, L. & Hines J. (2006) *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press, New York
- Maffei, L., Cuellar, E. y Noss, J. (2002) Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11, pp. 55-65.
- MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería). (2010). *Caracterización biofísica de las zonas definidas para la implementación de las opciones de cosecha de agua*. CEMEDE. Nicoya, Costa Rica.
- MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería). (2017). Informe de Área y la Producción Agropecuaria Regional. Dirección Regional: Central Occidental. <https://rb.gy/84i4i7>
- Mahecha, L., (2003). Importancia de los sistemas silvopastoriles y principales limitantes para su implementación en la ganadería colombiana. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 16(1), 11-18.
- Major, R. & Gowing G. (1994). An inexpensive photographic technique for identifying nest
- Maloney, S., Moss, G. & Mitchell, D. (2005). Orientation to solar radiation in black wildebeest (*Connochaetes gnou*). *Journal of Comparative Physiology A*. Vol. 191, 1065–1077. <https://doi.org/10.1007/s00359-005-0031-3>
- March, I. J. (1994). Situación actual del tapir en México [Monografía]. *Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste*, 1, 1-37.
- Margalef, R. (1998). *Ecología*. Michigan, USA: Editorial Omega.

- Marín, S.; Nahuelhual, L.; Echeverría, C. & Grant, W. (2011). Projecting landscape changes in southern Chile: simulation of human and natural processes driving land transformation. *Ecological Modelling*. Vol. 222, p. 2841-2855.
- Martínez Barbáchano, R. (2020). Estimación de la temperatura superficial en imágenes históricas Landsat 5 mediante corrección atmosférica monocanal en el térmico para la cuenca del río Tempisque-Bebedero (Costa Rica). *Revista Geográfica de América Central*. Vol. 1 Núm. 65 (2) 17-32.
- Masciadri, S. (2018). Modelo de gestión territorial aplicado a la conservación de la biodiversidad en paisajes antropizados. *Revista de Ciencias Ambientales*. Vol. 52(2): 57-85.
- Meléndez, A. (2015). *Climatología*. San José, CR: EUNED.
- MIDEPLAN (Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica). (2018). Plan Nacional de Desarrollo y de Inversión Pública del Bicentenario, 2019 – 2022. <http://rb.gy/5r6z>
- Miller, K., Chang, E. & Johnson, N. (2001). Defining Common Ground for the Mesoamerican Biological Corridor. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía). (2022). Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático de Costa Rica, 2022 - 2026. San José, Costa Rica. 204pp.
- Monge-Meza, J. & Linares-Orozco, J. (2010). Presencia del zorro de cuatro ojos (*Philander opossum*) en el cultivo de Piña (*Ananas comusus*). *Agronomía Mesoamericana*. Vol. 21(2):343-347. 2010 issn: 1021-744
- Monroy-Vilchis, O. (2003). Principios Generales de la Biología de la Conservación. En Sánchez, O., Vega, E., Peters, E. y Monroy-Vilchis, O. (Ed). *Conservación de ecosistemas de montaña en México*. 107-116. Distrito Federal, México: Instituto Nacional de Ecología.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco, M. y Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Animal Biology*, 59, 145-157.
- Montalvo, V., Sáenz- Bolaños, C., Alfaro, L., Cruz, C., Guimarães-Rodrigues, F. Carrillo, E., Sutherland, C. & Fuller T. (2017). Seasonal use of waterholes and pathways by macrofauna in the dry forest of Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*. doi:10.1017/S0266467418000457
- Moore, D., Spittlehouse, D., Story, A. (2005). Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: A Review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41: 813-834.
- Mora, J. (2000). *Mamíferos Silvestres de Costa Rica*. EUNED.
- Morales-Cerdas, V., Piedra Castro, L., Romero Vargas, M., & Bermúdez Rojas, T. (2018). Indicadores ambientales de áreas verdes urbanas para la gestión en dos ciudades de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1421-1435. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32258>
- Morera, C., Pintó, J. y Romero, M. (2007). Paisaje, Procesos de Fragmentación y Redes Ecológicas: Aproximación Conceptual. En: O. Chassot y C. Morera (eds). *Corredores Biológicos: Acercamiento Conceptual y Experiencias en América* (11-32). San José: Centro Científico Tropical/Universidad Nacional.
- Morera-Beita, C., Sandoval-Murillo, L., y Alfaro-Alvarado, L (2021). Evaluación de corredores biológicos en Costa Rica: estructura de paisaje y procesos de conectividad-

- fragmentación. *Revista Geográfica de América Central*, (66), 106-132. <https://dx.doi.org/10.15359/rgac.66-1.5>
- 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.
- Moura, M., Capparelli, A., Freitas, S. & Vieira, M. (2005). Scale Dependent Habitat Selection in Three Didelphid Marsupials Using the Spool and Line Technique in the Atlantic Forest of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: p337-342.
- Muñoz-Saba, Y., Trujillo, F., Calvo-Roa, N., Cañón, S. y Mosquera-Guerra, F. (2016). Mamíferos de las cuencas de los ríos Meta y Bitá. En F. Trujillo, R. Antelo, y S. Usma (Eds.), *Biodiversidad de la cuenca baja y media del río Meta*. Edición 1. (pp. 249-273). World Wide Fund for Nature – WWF.
- Museo Nacional de Costa Rica. (2021). Colección sobre Mastozoología. <https://www.museocostarica.go.cr/nuestro-trabajo/colecciones/historia-natural/mastozoologia/>
- Myers, N; Mittermeier, R; Mittermeier, C; Fonseca, G; & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. On *Nature*. (pp. 854-858). United Kingdom: Macmillan Magazines Ltd.
- Myers, P., Espinosa, R., Parr, C., Hammond, G. & Dewey, T. (2022). The Animal Diversity Web (online). <https://animaldiversity.org>.
- Nájera, O.; Bojórquez, J.; Cifuentes, J. Y Marceleño, S. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Biociencias*. Vol. 1, N°1, p. 19-29.
- Nakashima, Y., Inoue, E., Inoue-Murayama, M. y Sukor, J. (2010) Functional uniqueness of a small carnivore as seed dispersal agents: A case study of the common palm civets in the Tabin Wildlife Reserve, Sabah, Malaysia. *Oecologia*, 164, pp. 721- 730.
- Naranjo, E. (2009). Ecology and Conservation of Baird’s tapir in Mexico. *Journal Tropical Conservation Science*, 2, 140-158.
- Naranjo, L. y Amaya, J. (2009). *Plan Nacional de las especies migratorias. Diagnóstico e identificación de acciones para la conservación y el manejo sostenible de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, WWF - Colombia. 214 p.
- nesian rain forest mammals. *Biotropica* 28: 105–112
- Nieto, R., Nieto, D. & Barrientos-Priego, A. (2001). Unidades de Medida, Símbolos y Terminología Importantes Utilizados en Fisiología Vegetal. *Revista Chapingo*, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 7. 5-20. 10.5154/r.rchsh.1999.09.062.
- Noce, S., Caporaso, L. & Santini, M. A new global dataset of bioclimatic indicators. *Nature*. 7 (398). DOI:10.1038/s41597-020-00726-5
- Norris, A. & Kunz, T. (2012). Effects of Solar Radiation on Animal Thermoregulation. On Babatunde, E. (ed). *Solar Radiation*. Rijeka: InTech.
- Nouman, A., Chokhachian, A., Santucci, D. & Auer, T. (2019). Prototyping of Environmental Kit for Georeferenced Transient Outdoor Comfort Assessment. *International Journal of Geoinformation*. 8(2):76 DOI:10.3390/ijgi8020076

- NPS (National Park Services). (2019). Land of Wonder; Preserve for All. <https://www.nps.gov/yell/index.htm>
- Oehl, F., Laczko, E., Bogenrieder, A., Stahr, K., Bösch, R., Van Der Heijden, M. & Sieverding, E. (2010). Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 42, N°5, p. 724-738.
- Ordaz, J., Ramírez, D., Mora, J., Acosta, A. & Serna, B. (2010). Costa Rica, Efectos del Cambio Climático Sobre La Agricultura. <https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/25921/1/lcmexl972.pdf>
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). (6 de febrero 2020). *Costa Rica: abriendo el camino hacia un planeta más limpio*. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/costa-rica-abriendo-el-camino-hacia-un-planeta-mas-limpio>
- Ortiz, E. (2008) Atlas de Costa Rica 2008. Cartago, Costa Rica. Escuela de Ingeniería Forestal, ITCR. Disco Compacto.
- Ortiz, R., Burger, W., Sturgeon, K., Vargas, G., Gómez, J., Döbbeler, P., Carranza, J., Morúa, A., Campos, R., Holzenthal, R., Solís, A. & Chacón, I. (1991). *Memoria de investigación Reserva Forestal San Ramón*. San José: CR. Oficina de Publicaciones de la Universidad de Costa Rica.
- Otto S. (2018). Adaptation, speciation and extinction in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society*. 285 (1891) 1-9.
- Pagiola, S., Agostini, P., Gobbi, J., Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E. Ramirez, E., Rosales, M. & Ruiz, J. (2004). Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes. *Environment Department Papers*. No. 96. pp 1-37
- Palmeri, L., Barausse, A. & Jorgensen, S. (2014). *Ecological Processes Handbook*. CRC Press.
- Patten, M. & Smith-Patten, B. (2012). Testing the microclimate hypothesis: light environment and population trends of Neotropical birds. *Biological Conservation*, 155, 85–93
- Patton, J. & da Silva, M. (2007) Genus Philander Brisson, 1762. In: Gardner, Ed., Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats, Vol. 1., *The University of Chicago Press*, Chicago, 27-35.
- Peng, J., Pan, Y., Liu, Y. Zhao, H. & Wang, Y. (2018). Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape. *Habitat International*. 71. 110-124.
- Pérez, J. & Calmé, S. & Reyna, R. (2016). Scoring Body Condition in Wild Bairds Tapir (*Tapirus bairdii*) Using Camera Traps and Opportunistic Photographic Material. *Tropical Conservation Science*. 9. 1-12. [10.1177/1940082916676128](https://doi.org/10.1177/1940082916676128).
- Pérez-Cortés, S. y Reyna-Hurtado, R. (2008). La dieta de los pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*) en la región de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. pp.12:17-42.
- Pineda, E. & Alvarado, E. (2008). *Metodología de la investigación*. Washington, D.C: OPS.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). (2011). *Informe sobre desarrollo humano 2011: sostenibilidad y equidad, un mejor futuro para todos*. <http://biblioteca.corteidh.or.cr/tablas/28695.pdf>

- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). (2019). Metodología digital para delimitar áreas de protección de ríos, quebradas y arroyos. https://www.undp.org/content/dam/costa_rica/docs/undp_cr_DelimitacionDigital_19.pdf
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). (2021). *Atlas de desarrollo humano cantonal, Costa Rica, 2021*. <https://www.undp.org/es/costa-rica/atlas-de-desarrollo-humano-cantonal-2021>
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe*. (LC/G.2681-P/Rev.3), Santiago.
- Porras, I., Miranda, M., Barton, D. N., & Chacón Cascante, A. (2015). Lecciones de 20 años de experiencia en servicios ambientales en Costa Rica. Munich Personal RePEc Archive. predators on active nests of birds. *Wildlife Research* 21:657–666
- Primack, R., Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo F. & Massardo (eds.). (2001). *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. 797 pp.
- Primo, D., Vaz, S. y Mendes, L., (2006). Degradação e perturbação ambiental em matas ciliares: estudo de caso do rio Itapicuru-açu em Ponto Novo e Filadélfia Bahia. *Diálogos & Ciência*, vol. 7, pp. 1-11.
- Quattrochi, D., & Luvall, J. (2000). *Thermal remote sensing in land surface processes*. Boca Raton, FL, USA, CRC Press.
- Quesada, M. (2016). Geodinámica en relieves montañosos: estudio de la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, San Ramón, Costa Rica. *Revista Pensamiento Actual - Vol 16 - No. 27*. 197-207.
- Quesada, R. (2007). *Los Bosques de Costa Rica*. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica.
- Radchuk, V., Reed, T., Teplitsky, C., van de Pol, M., Charmantier, A., Hassall, C., Adamík, P., Adriaensen, F., Ahola, M. P., Arcese, P., Miguel Avilés, J., Balbontin, J., Berg, K. S., Borrás, A., Burthe, S., Clobert, J., Dehnhard, N., de Lope, F., Dhondt, A. A., Dingemanse, N. J., ... Kramer-Schadt, S. (2019). Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature communications*, 10(1), 3109. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10924-4>
- Rahbek, C. Borraard, M. Colwell, R. Salsgaard, B, Holt, B. Morueta, N. Nogués, D. Whittaker, R. & Fjelda, J. (2019). Humboldt's enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity? *Science*. 365 (6458) 1108-1113.
- Ramankutty, N. & Foley, J. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*. Vol. 13, p. 997-1027.
- Ramesh, T. & Downs, C. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation*. 23. pp 9-18.
- Ramírez-Fernández, J., Sánchez, R., May-Collado, L, González-Maya, J. & Rodríguez-Herrera, B. (2023). Revised checklist and conservation status of the mammals of Costa Rica. *Therya*. Vol. 14(2). DOI:10.12933/therya-23-2142

- Razola, I., Benayas, J., Montaña, E. & Cayuela, L. (2006). Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*. Vol. 15, n. 2
- Reglamento No. 34433 a la Ley de Biodiversidad. [Ministerio de Ambiente y Energía]. Por la que se define un corredor biológico.
- Reid, F., Leenders, T., Zook, J & Dean, R. (2010). *The Wildlife of Costa Rica*. EEUU: Comstock Publishing Associates.
- Reijntjes, C., Haverkort & Waters-Bayer, A. (1992). *Farming for the future*. Mac Millan Press.
- Ridwan, A., Radzi, N., Ahmad, W., Mustafa, I., Din, N., Jalil, Y., Isa, A., Othman, N., & Zaki, W. (2018). Applications of landsat-8 data: A Survey. *International Journal of Engineering and Technology* (UAE). 7. 436-441. 10.14419/ijet.v7i4.35.22858.
- Ripple, W., Wolf, C., Newsome, T., Hoffmann, M., Wirsing, A. & McCauley, D. (2017). Extinction risk is most acute for the world's largest and smallest vertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 114. 201702078. 10.1073/pnas.1702078114.
- Ritchie, H. (2022). The largest mammals have always been at the greatest risk of extinction – this is still the case today. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/large-mammals-extinction>
- Rivero, K., Rumiz, D., & Taber, A. (2005). Differential habitat use by two sympatric brocker deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69:169–183
- Rodríguez, C. & Brenes, L. (2010). Fauna de vertebrados de la Reserva Madre Verde, Palmares, Costa Rica. *Brenesia*. 73-74: 108-120.
- Rodríguez, J. & Chinchilla, F. (1998). Lista de Mamíferos de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 44(2): 877-890
- Rodríguez-Herrera, B., Ramírez-Fernández, J., Villalobos-Chaves, D. & Sánchez, R. (2014). Actualización de la Lista de Especies de Mamíferos Vivientes de Costa Rica. *Mastozoología Neotropical*, Vol. 21(2):275-289.
- Rook, G. (2013). Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: An ecosystem service essential to health. *PNAS*, 110, (46) p. 18360–p.18367.
- Rosales, A. (2015). *Manual de definición de clases y especificaciones cartográficas de la Leyenda CLC CR, para la generación de mapas de uso y cobertura de la tierra de Costa Rica*. San José: Costa Rica. 2015. Instituto de Innovación y Transferencia de Tecnología Agropecuaria.
- Royle, J., Kéry, M., Gautier, R. & Schmid, H. (2007). Hierarchical spatial models of abundance and occurrence from imperfect survey data. *Ecological Monographs*, 77: 465-481.
- Rudnick, D. Beier, P., Cushman, S. & Dieffebach, F. (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology* 16:1–20.
- Rudolph, D., & Dickson, J. (1990). Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. *The Southwestern Naturalist*. 35(4), 472-476.
- Sala, O., Sax, D., Leslie, H. (2009). Biodiversity consequences of biofuel production. In: Howarth, R.W. and Bringezu, S. (eds.) *Biofuels: Environmental Consequences & Implications of Changing Land Use*. Cornell University. Pp 127-137.

- Sampieri, R., Fernández, C. & Baptista, M. (2014) *Metodología de la investigación*. México, D.F.: McGraw Hill.
- Sánchez, R. & Moya, M. (2018). Biodiversidad en Fincas Cafetaleras de Rincón de Mora, San Ramón, Alajuela, Costa Rica. *Pensamiento Actual*. (Vol. 18 Núm. 31).
- Sánchez, R., Brenes, L., Chavarría, K. y Mejías, Y. (2019). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes, en el sendero La Fila, Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, Alajuela: Costa Rica. *Revista Pensamiento Actual Vol. 19* - No. 33. 175- 189.
- Sánchez-Brenes, R. y Monge, J. (2021). Períodos de actividad y dieta de *Dasyprocta punctata* (Gray, 1842) (Rodentia; *Dasyproctidae*) en agroecosistemas con café, San Ramón, Costa Rica. *Acta zoológica mexicana*, 37. <https://doi.org/10.21829/azm.2021.3712346>
- Schaefer, H., Jetz, W. & Böhring-Gaese, K. (2008). Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus adaptation. *Global Ecology and Biogeography*. Vol. 17: 38-49. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00341.x>
- Schlönvoigt, M. (2019). La importancia de los corredores biológicos como estrategia de conservación de la biodiversidad y adaptación al cambio climático. *Ambientico*. No. 272. Pp. 13-18.
- Schmidt, B. & Pellet, J. (2009). Quantifying abundance: Counts, detection probabilities and estimates. *Oxford University Press*. 10.5167/uzh-21063.
- Sepúlveda-Varas, A., Saavedra-Briones, P & Esse, C. (2019). Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo en una subcuenca preandina chilena. Herramienta para la sustentabilidad productiva de un territorio. Santiago: Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*. Vol. (72). <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000100009>
- Sequin, E., Jaeger, P. Brussard, and Barrett, R. (2003). Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology*. 81:2015–2025
- Seydack, A. (1984). Application of a photo-recording device in the census of larger rain-forest mammals. South Africa: Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 14:10–14.
- Shafer, C. History of selection and system planning for US natural area national parks and monuments: beauty and biology. *Biodiversity and Conservation* 8, 189–204 (1999). <https://doi.org/10.1023/A:1008828208412>.
- Simberloff, D., Farr A., Cox, J. & Mehlman, D. (1992). Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*. 6:493–504.
- Simon, A., Bennett, S., & Neary, V. (2004). Riparian vegetation and fluvial geomorphology: problems and opportunities. Pp. 1-10. In: *Riparian vegetation and fluvial geomorphology*. Bennett, S. & A. Simon (eds.).
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación) (2021). Áreas Silvestres Protegidas de Costa Rica. http://www.snitcr.go.cr/Metadatos/full_metadata2?k=Y2FwYTo6U0lOQUM6OmFyZWZzX3NpbHZlc3RyZXNfcHJvdGVnaWRhcw==
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación) (s.f.). Programa Nacional de Corredores Biológicos (PNCB). <http://www.sinac.go.cr/ES/partciudygober/Paginas/pncb.aspx>
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación), (2015a). Corredor Biológico Montes del Aguacate: Plan para la Gestión Estratégica 2015-2021. ACCVC. San Ramón, Costa Rica.

- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2015b). Corredor Biológico Montes del Aguacate: Perfil Técnico. ACCVC. San Ramón, Costa Rica.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2017). Lista Oficial de Especies en peligro de extinción y con poblaciones reducidas y amenazadas. http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=84908&nValor3=109703&strTipM=TC
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2018). Plan Estratégico 2018-2025 Programa Nacional de Corredores Biológicos de Costa Rica. Programa Nacional de Corredores Biológicos. San José: Costa Rica. 52p.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2020). Plan General de Manejo de la Zona Protectora Cerros de Atenas. <https://www.sinac.go.cr/ES/planmanejo/Plan%20Manejo%20ACC/Plan%20General%20de%20Manejo%20de%20la%20Zona%20Protectora%20Cerros%20de%20Atenas%202022-2032.pdf>
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2016). Análisis de fragmentación del bosque en los corredores biológicos de Costa Rica. Heredia, Costa Rica. Eds. H. Acevedo, M. Arroyo y V. Obando. 33 p.
- Smith, C., Baker, J.C.A. & Spracklen, D.V. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. *Nature* 615, 270–275 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05690-1>
- Smith, T. y Smith, R. (2007). *Ecología. 6ta edición*. Madrid, España: Pearson Educación.
- Smythe, N. (1994) La importancia de los mamíferos en los bosques tropicales. *Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales*. No. 4. <https://biota.files.wordpress.com/2009/02/importancia-de-los-mamiferos-en-los-bosques-neotropicales.pdf>
- SNIT (Sistema Nacional De Información Territorial). (2022). Infraestructura Nacional de Datos Espaciales de Costa Rica. <http://www.snitcr.go.cr>
- Sobrino, J., Raissouni, N., Kerr, Y., Olioso, López, M., Belaid, El-Kharraz, J., Cuenca, J. & Dempere-Marco (2000). *Teledetección*. Valencia: España. Universidad de Valencia. <https://doi.org/10.13140/2.1.2883.3283>.
- Sosa, V., López, F., Manson, R. & Jiménez, L. (2020). Biodiversidad en cafetales en INIFAP, *Diagnóstico, Productividad y Ambiente en Cafetales: estudios regionales y de caso* (pp. 361-399). México: Centro de Investigación Regional Golfo Centro del INIFAP.
- Soto-Soto, J., Garzón, J. Jiménez-Cleves, G. (2020). Análisis de islas de calor urbano usando imágenes Landsat: caso de estudio Armenia-Colombia 1996-2018. *Espacios*. Vol. 41. No. 8: 9-24
- Soulé, M. y Sanjayan, M. (1998). Conservation targets: do they help? *Science* 279: 2060-2061.
- Spittlehouse, D., Adams, R., and Winkler, R., (2004). Forest, Edge, and Opening microclimate at Sicamous Creek. Research Report 24, Res. Br., British Columbia Ministry of Forests, Victoria, B.C., Canada.
- Srbek-Araujo, A. C. y García, A. (2005). Is camera trapping an efficient method for surveying mammals in Neo- tropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21 121-125.

- Stelzner J, Hausfater G. 1986. Posture, microclimate, and thermoregulation in yellow baboons. *Primates* 27:449–463.
- Stroud, James & Feeley, Kenneth. (2017). Neglect of the Tropics Is Widespread in Ecology and Evolution: A Comment on Clarke *et al.*, *Trends in Ecology & Evolution*. 32. 10.1016/j.tree.2017.06.006.
- Torres, M., Paz, K. y Salazar, F. (2006). Tamaño de una Muestra para una Investigación de Mercado. Boletín Electrónico de la Facultad de Ingeniería - Universidad Rafael Landívar. http://moodlelandivar.url.edu.gt/url/oa/fi/ProbabilidadEstadistica/URL_02_BAS02%20DETERMINACION%20TAMA%C3%91O%20MUESTRA.pdf
- Trolle, M. y Kéry, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84, 607-614.
- Tyndale-Biscoe, C. & Mackenzie, R. (1976). Reproduction in *Didelphis marsupialis* and *D. albiventris* in Colombia. *Journal of Mammalogy*. 57, 249–265.
- UICN (International Union for Conservation of Nature). (2016). Programa de la UICN 2017-2020. https://www.iucn.org/sites/dev/files/sp-programa_de_la_uicn_2017-2020_aprobado.pdf
- UICN (International Union for Conservation of Nature). (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org>.
- Valdez, M., Mireles, P., & Orozco, M. (2011). Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica para Ordenamientos Ecológicos en Áreas Naturales Protegidas. *Revista Geográfica De América Central*, 2 (47E). <https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/view/1978>
- van Schaik, C. & Griffiths, M. (1996). Activity periods of Indo-nesian rain forest mammals. *Biotropica* 28: 105–112.
- van Schaik, C.P. and M. Griffiths. 1996. Activity periods of Indo-
- Vargas. G. (2009). *Geografía de Costa Rica*. San José, CR: EUNED.
- Viña, A., Gitelson, A., Nguy-Robertson, A., & Peng, Y. (2011). Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3468-3478. doi: 10.1016/j.rse.2011.08.010
- Wacher, T. & O. Attum, O. (2005). Preliminary investigation into the presence and distribution of small carnivores in the Empty Quarter of Saudi Arabia through the use of a camera trap. *Mammalia* 69:81–84.
- Wainwright, D. (2007). *The Mammals of Costa Rica: A Natural History and Field Guide*. Zona Tropical, Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca, New York, and London, United Kingdom.
- Wikramanayake, E., Dinerstein, E., Seidensticker, J., Lumpkin, S., Pandav, B., Shrestha, M., Mishra, H., Ballou, J., Johnsingh, A., Chestin, I., Sunarto, S., Thinley, P., Thapa, K., Jiang, G., Elagupillay, S., Kafley, H., Pradhan, N. Jigme, K., Teak, S., y Than, U. (2011). A landscape-based conservation strategy to double the wild tiger population. *Conservation Letters*. 4. 219-227. doi: 10.1111/j.1755-263X.2010.00162.x.
- Williams, B., Nichols, J. & Conroy, M. (2002). *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA

- Williams, M. (1990). Understanding wetlands. In: Williams, M., *A threatened landscape*. Pp 1-41. Blackwell.
- Wilson, D. & Mittermeier, R. (2009). Procyonidae. In: *Handbook of the Mammals of the World – Volume 1 Carnivores*. Barcelona: Lynx Edicions: 504-530. DOI: <http://doi.org/10.5281/zenodo.5714404>
- Wilson, E. y Willis E. (1975). Applied biogeography. En: M. Cody y J. Diamond (eds). *Ecology and Evolution of Communities*: 522–534. Massachusetts: Harvard University Press.
- WWF (World Wide Fund for Nature). (2018). Glosario ambiental: ¿Qué son las especies sombrilla? www.wwf.org.co/?uNewsID=330510
- Yuan, F. & Bauer, M.E. (2007) Comparison of Impervious Surface Area and Normalized Difference Vegetation Index as Indicators of Surface Urban Heat Island Effects in Landsat Imagery. *Remote Sensing of Environment*, 106, 375-386.
- Zmelik, K., Schindler, S. y Wrbka, T. (2011). The European Green Belt: International collaboration in biodiversity research and nature conservation along the former Iron Curtain. *Innovation The European Journal of Social Science Research*. 24. 273-294. 10.1080/13511610.2011.592075.