

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, NATURALES Y AMBIENTALES
CARRERA DE BIOLOGÍA**

**Diversidad y abundancia de mamíferos terrestres en la Reserva Biológica del Río Bigal
a través de fototrampeo**

Monografía previa a la obtención del título de Licenciado en Ciencias Biológicas


MARÍA ALEJANDRA SILVA CONTRERAS

Quito, 2026

CERTIFICACION

Certifico que la Monografía de la carrera de Ciencias Biológicas de la Srta. María Alejandra Silva Contreras ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

SANTIAGO
FERNANDO
BURNEO NUNEZ



Firmado digitalmente
por SANTIAGO
FERNANDO BURNEO
NUNEZ
Fecha: 2026.01.24
18:02:15 -05'00'

Santiago F. Burneo

Tutor de la monografía

Quito, 23 de enero de 2026

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mi mamá, Alexandra Contreras, por todo el apoyo que me brindó a lo largo de estos años. A pesar de que fallé varias veces durante esta carrera, nunca se dio por vencida conmigo y me acompañó hasta el final.

Gracias, mamá.

También dedico este trabajo a las personas neurodivergentes como yo, que, por distintas situaciones, creen que no pueden terminar algo o consideran darse por vencidas. Esta es una prueba de que, con el apoyo de las personas correctas y la determinación de seguir adelante con lo que se proponen, es posible lograr muchas cosas, como culminar esta etapa que es la universidad.

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo quiero agradecer a Santiago Burneo por guiarme a través de todo este proceso. También le agradezco mucho su paciencia, comprensión y apoyo desde los inicios de este proyecto, incluyendo los planteamientos iniciales, las sugerencias brindadas y su disposición a resolver cada una de mis inquietudes, acompañándome hasta el final para que este trabajo pudiera concretarse de la mejor manera posible.

A Thierry García y la Reserva Biológica Río Bigal, por aportar el material audiovisual que hizo posible la realización de este estudio.

A mi novio, Luis Rivera, por su apoyo constante durante toda la carrera y por motivarme a finalizar este trabajo. Gracias por tu paciencia, comprensión y por estar siempre a mi lado Cosi.

A Santiago Espinosa, por introducirme al estudio con cámaras trampa y por despertar mi interés en desarrollar una investigación vinculada a esta técnica.

A Gorky Ríos, por brindarme orientación sobre el programa PRESENCE 12.31 y por ayudarme a comprender su uso y aplicación, lo cual fue fundamental para el desarrollo del estudio de dinámica de ocupación.

A mi amiga Gabi Garcés, quien desde el colegio siempre estuvo pendiente de mí y me animó a nunca rendirme.

A las amigas que hice durante la carrera, Anita Avilés, Carlita Pupiales y Caro Medina, quienes hicieron que esta etapa de mi vida fuera una de las más divertidas y bonitas hasta ahora. Agradezco también las experiencias que compartimos, tanto buenas como malas, que nos llevaron a apoyarnos mutuamente para culminar esta carrera.

Finalmente agradezco a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y a la Sección de Mastozoología del Museo de Zoología por su respaldo institucional, así como brindar el entorno académico desde el cual se originó este trabajo.

TABLA DE CONTENIDOS

CERTIFICACIÓN	2
DEDICATORIA	3
AGRADECIMIENTOS	4
RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	8
MARCO TEORICO	10
Métodos de estudio de mamíferos terrestres	10
Fototrampeo: historia, ventajas, limitaciones y aplicaciones	11
Diversidad de mamíferos: riqueza, abundancia e índices	17
Modelos de ocupación y co-ocurrencia de especies	19
Datos de historia natural novedosa de especies observadas	21
OBJETIVOS	23
Objetivo General	23
Objetivos Específicos	23
METODOLOGÍA	24
Área de estudio	24
Datos de campo	26
Análisis estadísticos	28
Diversidad y abundancia	28
Dinámica de ocupación de mamíferos comunes	29
Datos de historia natural novedosa de especies observadas	30
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
Diversidad y abundancia	31
Dinámica de ocupación de mamíferos comunes	37
Historia natural novedosos de especies observadas	39
CONCLUSIONES	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

RESUMEN

Las zonas de amortiguamiento de áreas protegidas albergan una elevada diversidad de mamíferos, pero continúan siendo escasamente muestreadas, lo que limita las evaluaciones de conservación. En este estudio se evaluaron la diversidad, la abundancia relativa y la dinámica de ocupación de mamíferos terrestres medianos y grandes en la Reserva Biológica del Río Bigal, presente en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras, mediante el uso de cámaras trampa. Se analizaron registros obtenidos entre 2013 y 2017, a partir de los cuales se estimaron la riqueza de especies, índices de diversidad y medidas de abundancia relativa, así como modelos de ocupación de temporada múltiple para pares de especies de Artiodactyla (*Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*) y Felidae (*Leopardus pardalis*, *L. wiedii*). Los resultados describen una comunidad de mamíferos caracterizada por la presencia de pocas especies comunes y varias especies raras, así como patrones contrastantes de ocupación y detección entre especies con diferentes estrategias ecológicas. Los valores de co-ocurrencia obtenidos sugieren diferencias en el uso del hábitat y en la respuesta a la heterogeneidad ambiental. Adicionalmente, se registraron observaciones de historia natural poco documentadas que aportan información complementaria sobre comportamiento, dieta y uso de microhábitats. Estos resultados resaltan la importancia de la Reserva Biológica del Río Bigal para la conservación de mamíferos en el nororiente ecuatoriano y evidencian el valor del fototrampeo de largo plazo como herramienta para reducir vacíos de información en zonas de difícil acceso.

ABSTRACT

Buffer zones of protected areas harbor high mammal diversity but remain poorly sampled, limiting conservation assessments. This study evaluated the diversity, relative abundance, and occupancy dynamics of medium- and large-sized terrestrial mammals in the Río Bigal Biological Reserve, a buffer zone of Sumaco–Napo–Galeras National Park, using camera traps. Camera-trap records collected between 2013 and 2017 were analyzed to estimate species richness, diversity indices, and measures of relative abundance, as well as multi-season occupancy models for pairs of Artiodactyla (*Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*) and Felidae (*Leopardus pardalis*, *L. wiedii*). The results describe a mammal community characterized by few common species and several rare or infrequently detected species, together with contrasting patterns of occupancy and detection among species with different ecological strategies. Co-occurrence values suggest differences in habitat use and responses to environmental heterogeneity. In addition, rarely documented natural history observations were recorded, providing complementary information on behavior, diet, and microhabitat use. These findings highlight the importance of the Río Bigal Biological Reserve for mammal conservation in northeastern Ecuador and demonstrate the value of long-term camera-trap monitoring for reducing knowledge gaps in difficult-to-access areas.

INTRODUCCIÓN

La clase Mammalia representa uno de los grupos más diversos y ecológicamente significativos entre los vertebrados. En Ecuador se han registrado 479 especies (Tirira *et al.*, 2025), y este número continúa aumentando gracias a la aplicación de métodos modernos, como el uso de herramientas moleculares que han permitido detectar especies raras o previamente no registradas (Brito *et al.*, 2019; Loureiro *et al.*, 2018; Fujita *et al.*, 2012). Sin embargo, este grupo enfrenta múltiples amenazas como la pérdida y fragmentación del hábitat, la introducción de especies exóticas y la cacería indiscriminada (Tirira, 2017). En respuesta, se han llevado a cabo diversas estrategias de conservación con el objetivo de reducir su impacto y además incentivar al público general a la conservación de las especies y sus hábitats (Santana, 2025). Estas pueden ser tanto locales, regionales o nacionales y dependiendo de la o las especies, la estrategia será elaborada acorde con la información disponible para cada caso (Burneo *et al.*, 2015).

En Ecuador, la técnica de fototrampeo ha permitido el registro de muchas especies cuya distribución se desconocía (Zapata-Ríos *et al.*, 2006; Araguillín *et al.*, 2010). No obstante, aún existen zonas que han sido poco exploradas o no han sido muestreadas adecuadamente. Para abordar esta carencia, se pueden emplear diversos métodos de estudio, como el uso de colecciones científicas (Burneo & Camacho, 2008), cámaras trampa, transectos en línea recta, observación directa, o el análisis de huellas, olores y fecas (Tirira, 2017).

En el país existen zonas que pueden llegar a ser de muy difícil acceso lo que complica obtener datos (Burneo & Camacho, 2008; García & Tirira, 2017). Una forma importante de obtener más información de áreas poco muestreadas es el fototrampeo, ya que permite recopilar información y mejorar las evaluaciones de conservación de especies con datos insuficientes (Tirira, 2011).

El presente estudio se centra en la Reserva Biológica del Río Bigal, ubicada en la zona de amortiguamiento al sur del Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras. Esta reserva abarca cerca de 190 562 ha de bosque, en su mayoría primario (Reserva Biológica del Río Bigal, 2010).

La razón por la que se estudian las zonas de amortiguamiento es porque se encuentran ubicadas entre los límites de áreas protegidas y áreas de uso, extracción y generación de recursos, así como viviendas y recreación. A medida que éstas últimas se extienden, las áreas protegidas pueden verse más limitadas. En este contexto, las zonas de amortiguamiento funcionan como una franja de manejo especial que ayuda a reducir esa presión y proteger la integridad del ecosistema (Cifuentes-Arias, 1992). Tanto el estado de las áreas protegidas como de las zonas de amortiguamiento tienen su importancia para definir el estado de conservación de las especies de un sitio. En el caso del Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras y sus áreas de amortiguamiento, existen algunos estudios sobre fototrampeo en mamíferos en la Reserva WildSumaco (Hodge & Arbogast, 2016), pero no particularmente en los alrededores de la Reserva Biológica del Río Bigal por lo que este estudio plantea disminuir el vacío de información en este sector para poder implementar mejoras en los sistemas de áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento (Blanes, 2003).

MARCO TEORICO

Métodos de estudio de mamíferos terrestres

Existen diversos métodos para el estudio de mamíferos que pueden ser invasivos y no invasivos. Los invasivos involucran la captura de la especie a estudiarse, aunque puede presentar una baja eficiencia para el estudio de especies presentes ya que hay casos donde solo se logran obtener pocos individuos o también están las especies con comportamiento esquivo o elusivo. Estos métodos suelen ser muy estresantes para los individuos en cuestión por lo que hay casos en los que puede llegar a desencadenar su muerte (Mannise, 2022).

Dentro de los métodos no invasivos están la observación directa, el análisis de rastros, la telemetría y el fototrampeo (Wilson & Delahay, 2001). La observación directa consiste en registrar individuos visualmente en su entorno natural; aunque es un método económico, suele ser poco eficiente debido a que los encuentros con mamíferos son escasos y de corta duración, lo que limita la obtención de datos (Mannise, 2022; Tirira, 2017). Esta técnica suele ser más utilizada en especies medianas y grandes, ya que en el caso de mamíferos pequeños, es mucho más complicado si no se complementa la observación con el uso de trampas como son las redes de neblina para murciélagos y trampas de diferente tipo para roedores y otros mamíferos pequeños, además de otros equipos como las grabadoras (Tinajero, 2017; Villarreal, 2019).

Una opción para complementar la observación directa es a través del uso de los rastros. Este método, en cambio, consiste en registrar observaciones de mamíferos a través de diversos rastros dejados por estos como por ejemplo las huellas, que suelen ser de los más relevantes en los estudios de mamíferos medianos y grandes (Tirira, 1999). Otros rastros son sonidos, restos fecales (Pfeffer *et al.*, 2017), marcas de olor y marcas en la vegetación (árboles marcados, señales de alimentación), también están las madrigueras, sitios de reposo, refugios (Tirira & Boada, 2005) y las trampas de pelo (Gurnell *et al.*, 2004).

La telemetría consiste en la transmisión a distancia de información por medio de ondas electromagnéticas a través del agua o el aire. Esta tecnología es utilizada para la transferencia de información a través de un transmisor, que es colocado en la especie que se desea estudiar, hasta un receptor, que recibe la información provista por el transmisor, y con este método se obtienen datos de movimiento, comportamiento, uso de hábitat, sobrevivencia, productividad, entre otras (Mascarenhas-Junior *et al.*, 2023).

Aunque los datos obtenidos con este método son bastante precisos, también se considera como un método invasivo ya que, debido a la necesidad de capturar a los animales para instalar y, en ocasiones, recuperar los transmisores, etc. Un ejemplo de cómo se instalan estos transmisores es mencionado en Oyanedel y colaboradores (2018), quienes realizaron un estudio del pez *Diplomystes camposensis* donde mencionan que para poder implantar los radiotransmisores tuvieron que proceder a la pesca de los individuos utilizando diversos métodos y luego, a través de una cirugía, instalarlos en la cavidad peritoneal de los individuos. Además, su implementación puede verse limitada por factores como el costo, el riesgo de impacto negativo en los individuos y la posible falla del equipo (perdida del transmisor, falla de baterías, entre otros; Gallina & López-González, 2011).

Fototrampeo: historia, ventajas, limitaciones y aplicaciones

El fototrampeo ha ganado relevancia como una técnica cuantitativa no invasiva para el monitoreo de mamíferos. Consiste en instalar cámaras fijas, denominadas “cámaras trampa”, en senderos, riberas, saladeros u otros sitios transitados por la fauna, donde se activan mediante sensores infrarrojos para “capturar” imágenes de individuos sin alterar su comportamiento (O’Connell *et al.*, 2011; Díaz-Pulido & Payán Garrido, 2012). Su uso en diferentes condiciones climáticas y ambientes terrestres ha generado información valiosa para estudios ecológicos y de comportamiento (Rowcliffe *et al.*, 2008; Ancrenaz, 2012; Pfeffer *et al.*, 2017; López *et al.* 2024). Además, tanto la observación directa como los rastros, se han

complementado con el fototrampeo porque permite identificar áreas adecuadas para el muestreo y mejorar la comprensión del sitio de estudio (Kays *et al.* 2020).

Los orígenes del fototrampeo se remontan a 1887, cuando Eadweard James Muybridge colocó una hilera de cámaras para fotografiar la locomoción del caballo y resolver la incógnita que se tenía sobre si este mantenía alguna de sus patas en el suelo todo el tiempo al galopar o si había algún momento en que el animal no apoyaba ninguna (Muybridge & Mozley, 1887), entonces colocó cables que se accionaban al momento en que el animal cruzaba y se tomaba automáticamente la fotografía. Años después, Shiras (1913) aplicó el mismo principio pero para fotografiar animales salvajes con varios métodos dependiendo de la especie (cebos, senderos) y se continuó usando hasta mediados del siglo XX. Hasta ese momento ya se tenían varios registros de muchas especies y metodologías en las que involucraba el uso de varios tipos de cebos y diversos métodos para que se dispare la cámara a través del cable que la activaba (Chapman, 1927; Champion, 1933).

Para la segunda mitad del siglo se mejoraron aspectos como el reemplazo del polvo de magnesio con focos (Gysel & Davis, 1956; Pearson, 1959) y sistemas alternativos para activar las cámaras como presionar un botón en un sitio donde se dejó cebo o en un sendero que lleve a madrigueras (Pearson, 1960); también se empezó a utilizar el láser, en reemplazo del cable que activaba la cámara, como sensor para tomar fotografías en donde se activaba al momento que el láser era obstruido por el paso de alguna especie (Pearson, 1959; Buckner, 1964). A finales del siglo XX, los sensores infrarrojos sustituyeron a los basados en láser (Carthew & Slater, 1991) y las cámaras digitales reemplazaron al rollo fotográfico. También hubo mejoras en sensores de movimiento y calor, la reducción de tamaño en baterías, sensores y cámaras, y en la resolución de las imágenes y videos (O'Connell *et al.*, 2011).

A lo largo de los años, el fototrampeo ha permitido incrementar la obtención de datos que anteriormente requerían mayor esfuerzo y tiempo. Asimismo, constituye una herramienta valiosa en programas de educación ambiental, debido a su capacidad para generar imágenes

que favorecen la conexión del público con la biodiversidad local (McDonald *et al.*, 2025; Zapata-Grajales & Montoya-Osorio, 2025; Díaz-Pulido & Payán Garrido, 2012; Reddy & Dávalos, 2003). Se han desarrollado aplicaciones para registrar fauna en áreas urbanas y rurales, evaluar el impacto humano, ausencia de depredadores tope y monitorear interacciones insecto-planta (Guevara-Alvarado, 2023). Además, hay innovaciones en métodos analíticos, como el uso de modelos de ocupación para evaluar datos corregidos por la probabilidad de detección, mejorando la precisión de los resultados ecológicos (Cruz *et al.*, 2021). Hay que añadir que con la incorporación de tecnologías como la inteligencia artificial, se han mejorado los procesos de clasificación e identificación de especies, reduciendo significativamente el tiempo de análisis y aumentando la precisión (Hehmeyer, 2025; Rodas-Trejo, 2024).

Una de las ventajas de las cámaras trampa es la función de tomar fotos y videos que registran la presencia de especies dentro de un área de interés funcionando de manera independiente luego de ser activados (Rowcliffe *et al.*, 2008). Su capacidad de operar de manera continua, tanto de día como de noche, permite obtener registros de especies tanto diurnas como nocturnas y también especies raras y crípticas que serían mucho más difíciles de observar con otros métodos (Ancrenaz, 2012). Dependiendo de la autonomía de baterías y la memoria de almacenamiento, es posible muestrear simultáneamente áreas extensas por periodos prolongados con mínima intervención por parte de los investigadores (sólo se presentarían para la instalación, control y retiro de equipos) y también es útil para sitios de difícil acceso. Además, las cámaras pueden programarse de diversas formas dependiendo del estudio a realizar (tomar fotos a través del sensor de movimiento o calor, solo en el día o solo en la noche, tomar fotos a un determinado tiempo, etc. (Neumiller, 2019; Kravchenko *et al.*, 2021).

Sin embargo, esta metodología presenta algunas limitaciones, entre los que se incluyen el alto costo de adquisición, el mantenimiento de los equipos y la reposición de baterías (Swann *et al.*, 2004; O'Connell *et al.*, 2011). Aunque varía dependiendo del modelo y la cantidad de cámaras necesarias para los estudios de mamíferos, estos costos pueden afectar de manera

significativa el presupuesto del proyecto planteado, especialmente cuando se requiere la instalación de un gran número de cámaras, considerando que la mayoría de estos dispositivos funcionan con baterías de litio. No obstante, la eficacia de este método es mayor al momento de monitorear una o varias especies, por lo que su aplicación debe evaluarse en función de los objetivos y el contexto del estudio.

Se debe añadir que este método es más eficiente en especies terrestres medianas y grandes; especies pequeñas como roedores y marsupiales son difíciles de detectar, y en el caso que se detecten, no se logran observar claramente por lo que se necesitan otros parámetros para llegar a la identificación de especie (Voss, 2003; Villarreal, 2019). Especies arbóreas, como los primates, presentan baja detectabilidad mediante fototrampeo debido a su escasa actividad en el sotobosque por lo que sería muy raro detectarlos al igual que mamíferos acuáticos que permanecen mayormente en el agua. Además, la ubicación y orientación de las cámaras influyen directamente en la probabilidad de detección. Factores como el ángulo, la altura, la topografía, la vegetación y el comportamiento de las especies pueden reducir la eficiencia del muestreo (O'Connell *et al.*, 2011).

En áreas abiertas, por ejemplo, la movilidad amplia de las especies disminuye la probabilidad de que crucen frente al lente, lo que afecta los registros obtenidos (Ancorenaz, 2012). De igual manera, los estudios realizados con cámaras trampa en dosel permiten el estudio de especies que a menudo no son registradas por cámaras o trampas a nivel del sotobosque, aunque requiere mayor esfuerzo de muestreo, pero se logra ampliar el inventario de especies detectadas y ofrecer información complementaria sobre la fauna arbórea, aunque los resultados aún pueden subestimar la abundancia real de algunas especies comparado con métodos tradicionales o con muestreos más intensivos en el dosel (Godoy-Güinao & Díaz, 2018).

Pese a que es una técnica no invasiva, hay casos en los que los individuos a estudiar puedan experimentar diferentes niveles de estrés por la presencia de la cámara en su hábitat,

resaltando la importancia de un buen diseño de muestreo al momento de la instalación en el área de estudio, tomando cuenta las regulaciones legales y situaciones de riesgo dependiendo de cada país (Kays *et al.* 2020).

Para estudios referentes a abundancia, el uso de fototrampeo es controversial porque no estima correctamente la probabilidad de detección y puede interpretarse erróneamente como variación en la abundancia (Kays *et al.* 2020; Palencia *et al.*, 2021). En cambio, para estudios de captura-recaptura solo se puede realizar con individuos que posean marcas individuales únicas (e.g. felinos manchados o rayados) (Rowcliffe *et al.*, 2008). A pesar de esto, las cámaras trampa son una herramienta muy útil y su uso cada vez va en aumento (O'Connell *et al.*, 2011).

También hay casos donde las cámaras trampa se usan de manera irregular, por lo que los datos obtenidos pueden ser fragmentarios o poco consistentes, lo que limita la posibilidad de realizar inferencias cuantitativas estrictas sobre abundancia o distribución precisa. Sin embargo, la información obtenida sigue siendo valiosa para estudios cualitativos o exploratorios, como identificar la presencia de especies, detectar comportamientos particulares, registrar interacciones o nuevos ítems alimenticios y observar patrones de actividad a nivel general (Gatica *et al.*, 2024). También pueden usarse para alimentar modelos de ocupación que ajusten la detectabilidad imperfecta en análisis ecológicos (Cruz *et al.*, 2021) y es posible aprovechar los datos para monitoreos participativos, educación ambiental o identificar especies crípticas o raras. Es clave plantear análisis estadísticos y manejo de datos adecuados, ajustando los modelos y el muestreo a las limitaciones del registro disponible, para evitar conclusiones sesgadas (Zapata-Grajales & Montoya-Osorio, 2025).

Recientemente el uso de cámaras trampa para la observación de mamíferos se ha intensificado permitiendo tener una cantidad considerable de datos y de nuevos registros de varias especies. En algunos estudios, por ejemplo, se mide la abundancia de mamíferos, tanto general (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018), como a nivel de especie (Hodge, 2014). Por ejemplo, Vanderhoff y colaboradores (2011) midieron la abundancia del margay (*Leopardus wiedii*), a

través captura-recaptura y de los patrones de actividad registrados. Otro ejemplo, es el estudio de la diversidad de especies de algún gremio particular (e.g. carnívora; Hodge & Arbogast, 2016). También se pueden obtener datos de la distribución de las especies y, con métodos como el de captura-recaptura, se puede obtener un indicador de densidad poblacional (Salvador & Espinosa, 2016).

Otros aspectos que el fototrampeo permite estudiar son patrones de actividad, comportamiento, interacciones entre especies, dinámica espacial y temporal, densidad poblacional y abundancia relativa (Ahumada *et al.*, 2011; O'Connell *et al.*, 2011). Estudios referentes al comportamiento y patrones de actividad, incluyen a aquellos en donde se observa en qué momento una especie es más activa (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018) o la competencia que puede tener con otras especies que estén activas simultáneamente (Chanchania *et al.*, 2018). De igual modo se estudia la dinámica espacial y temporal a través de modelos como el de captura-recaptura que estima la abundancia y densidad de animales que tengan marcas de fácil identificación (como manchas o rayas características) y observar cómo es su desenvolvimiento en el área con respecto a aspectos de su historia natural como alimentación o migración (Hodge, 2014). Se puede utilizar la dinámica para estudiar y analizar el estado de una población presente en un sitio mediante estimados temporales de viabilidad y estabilidad (Hepler *et al.*, 2018).

No obstante, a pesar de que algunas especies pueden ser identificadas por marcas individuales, hay casos en los que es casi imposible hacer estas distinciones por lo que se aplican modelos de abundancia relativa, que suelen complementarse con modelos de ocupación o conteos repetidos que permiten que esta inferencia de datos sea válida para los índices de abundancia (Neilson *et al.*, 2018). A esto también se suman estudios de modelos de ocupación que permiten evaluar la probabilidad de presencia de una o varias especies en un área y los factores que influyen en ella (O'Connell *et al.*, 2011).

Diversidad de mamíferos: riqueza, abundancia e índices

La diversidad biológica está compuesta por diferentes componentes como la diversidad genética, de especies y de ecosistemas (Karahán *et al.*, 2025). Al ser un concepto bastante amplio y complejo, tiene diferentes disciplinas en donde se realizan estudios como la ecología, donde está relacionada con la estabilidad y la capacidad de adaptación que existe en los ecosistemas (Loreau *et al.*, 2001); la biogeografía que se centra en patrones de distribución que presentan las especies a lo largo del tiempo (Rosenzweig, 1995) y la biología de la conservación que está más enfocada en proteger y gestionar a las especies y sus ecosistemas (Mace *et al.*, 2018).

Hay varias formas de medir la diversidad, pero de estas las más importantes, por ser las que permiten evaluar el estado de un ecosistema y comparar esos estados con otras áreas, son la riqueza y la abundancia: la riqueza corresponde a la cantidad de especies presentes en una comunidad, un área determinada o un ecosistema; la abundancia en cambio es el número total de individuos de una o más especies que están presentes en un área en específico (Magurran, 2021). Hay varias técnicas que sirven para medir la riqueza y la abundancia de una o varias especies entre las que se encuentra el uso de cámaras trampa (O'Connell *et al.*, 2011).

Algo que debe considerarse al realizar estudios de diversidad biológica es la influencia de factores como las condiciones climáticas, la época del año y el tipo de hábitat en el que se lleva a cabo el muestreo, ya que estos pueden afectar de manera significativa los resultados obtenidos (Magurran, 2021). Para reducir estos efectos, es común complementar estudios de diversidad con medidas que permitan obtener resultados que sean más completos con relación a la estructura y la complejidad de las comunidades y para esto se puede utilizar índices como el de Simpson y Shannon o los números de Hill que permiten expresar la diversidad en términos de números efectivos de especies considerando diferentes ponderaciones de la abundancia relativa (Hill, 1973).

El índice de Shannon-Wiener (H') calcula entropía con base en la información en una comunidad como un estimado de diversidad en función de la abundancia. Este índice no posee umbrales absolutos de diversidad, ya que su interpretación depende del contexto ecológico y del esfuerzo de muestreo. Sin embargo, valores menores a 2 suelen asociarse con una baja diversidad, mientras que valores iguales o superiores a 3 se interpretan comúnmente como indicativos de una diversidad alta, siendo los valores intermedios (entre 2 y 3) representativos de niveles moderados de diversidad en estudios comparativos (Pla, 2006); el índice de dominancia de Simpson (D) mide la probabilidad de que dos individuos distribuidos al azar sean de la misma especie, es decir, el índice de Simpson mide la homogeneidad de la muestra (Bouza & Covarrubias, 2005) y sus valores suelen variar entre 0 y 1.

Según Magurran (2021), el número de Hill de orden 0 ($q = 0$) corresponde a la riqueza de especies, el número de Hill de orden 1 ($q = 1$) equivale al exponencial del índice de Shannon y evalúa la equidad, y el número de Hill de orden 2 ($q = 2$) corresponde al inverso del índice de Simpson, que mide la dominancia. Gracias a estos números se puede obtener un mejor entendimiento de la composición de especies en un estudio con la obtención de unidades de medidas comparables.

De manera complementaria, el concepto de diversidad verdadera o Número Efectivo de Especies (Jost, 2006), sustenta el uso de los números de Hill, al interpretar la diversidad como el número de especies igualmente abundantes que generarían el mismo valor del índice observado. A partir de este índice, se puede observar la diversidad dentro de una comunidad virtual donde las especies presentan la misma abundancia si todas estuvieran en la misma proporción. Este concepto es más intuitivo en comparación con los otros índices lo que permite una evaluación más directa en relación a la magnitud de cambio en la diversidad entre distintas comunidades (García-Morales *et al.*, 2011).

Los números de Hill permiten expresar la diversidad como el número efectivo de especies, facilitando la comparación entre comunidades y ofreciendo una medida más intuitiva de la

diversidad biológica (Moreno, 2001). Además son considerados como una opción adecuada para la medición de la diversidad ya que su uso permite conducir a las mismas clases de medidas normalizadas de similitud o diferenciación (Chao & Chiu, 2016); el alfa de Fisher (α) estima la riqueza de especies a partir de la relación entre el número de especies y el número de individuos en una muestra, asumiendo una distribución logarítmica de abundancias (Magurran & McGill, 2011). A diferencia de otros índices, α es relativamente independiente del tamaño de la muestra, por lo que resulta útil para comparar comunidades con distintos esfuerzos de muestreo (Hansen & Coleman, 1998).

También hay otras formas de analizar la diversidad biológica en función de distintos niveles espaciales comúnmente denominados diversidad alfa, beta o gamma. La diversidad alfa mide la diversidad local dentro de una comunidad o sitio específico; la diversidad beta mide la variación que existe de la diversidad entre áreas o comunidades diferentes; y la diversidad gamma se encarga de medir la diversidad presente en un área geográfica grande donde están englobadas varias comunidades (Begon & Townsend, 2006). El uso de estos tres niveles de diversidad aporta perspectivas diferentes según el alcance al que se quiera llegar con la investigación. Sin embargo, cada nivel aporta de una u otra manera al otro para tener una mejor comprensión de la complejidad y el valor de diferentes ecosistemas y comunidades biológicas, sea desde comparar especies en diferentes comunidades y su distribución, hasta obtener una comprensión más completa de la diversidad dentro de una región o hasta un continente (Jost, 2006).

Modelos de ocupación y co-ocurrencia de especies

La Dinámica de ocupación (ψ) es la probabilidad que se espera obtener en relación con la presencia de una especie en un punto en específico y, a diferencia de otros métodos que realizan mediciones poblacionales, este método considera explícitamente la detección imperfecta ya que no requiere ni reconocimiento individual ni la identificación de individuos

(Ahumada *et al.*, 2011): pretende medir y evaluar el estado de las distribuciones de las especies.

Este modelo consiste en estimar simultáneamente la probabilidad de ocupación y la probabilidad de detección mediante un enfoque de máxima verosimilitud, lo que permite su aplicación en una o múltiples temporadas, ya sea dentro de un mismo año o a lo largo de varios periodos y es bastante útil cuando los datos obtenidos son heterogéneos para las especies que se plantean estudiar por diferencias al momento de realizar un muestreo de un área (MacKenzie *et al.*, 2002; O'Connell *et al.*, 2011).

De manera descriptiva, la ocupación puede aproximarse mediante la estimación del área ocupada (*Proportion of Area Occupied* - PAO) o la probabilidad de que un sitio este ocupado (MacKenzie *et al.*, 2002) calculada de la siguiente manera:

$$PAO = \frac{\# \text{ de sitios donde se detectaron las especies}}{\# \text{ total de sitios encuestados}}$$

Sin embargo, esta medida no corrige la detección imperfecta, a diferencia del parámetro ψ estimado a través de modelos de ocupación (MacKenzie *et al.*, 2002).

En estudios multitemporales, los cambios pueden ser debido a eventos significativos como la mejora del hábitat o la perturbación humana. Estos eventos resultarían en diferencias a nivel de la comunidad como, por ejemplo, colonizaciones o extinciones locales (MacKenzie *et al.*, 2003) y para esto se mide a menudo la ocupación, la extinción o la colonización como una función de las covariables y con esto obtener un estimado de la probabilidad de uso de un hábitat y la probabilidad de detección (Ríos-Alvear, 2016).

Se debe tomar en cuenta que la heterogeneidad inducida por abundancia puede ser importante cuando las poblaciones de animales existen en densidades bajas que varían en el área de interés (O'Connell *et al.*, 2011). Al utilizar los modelos de ocupación como método de detección imperfecta, se lo puede considerar como un sustituto de la abundancia y también se puede

aplicar para evaluar múltiples especies en diferentes parámetros como por ejemplo interacciones entre especies, éxito reproductivo o también la dinámica de una comunidad (Burton *et al.*, 2015). Las aplicaciones que se pueden usar a partir de estos estudios son monitoreos a gran escala y también se aplica en la investigación de la dinámica de metapoblaciones (MacKenzie *et al.*, 2002).

El modelo de dos especies consiste en calcular la ocupación de dos especies y también la probabilidad que condiciona la ocupación de una especie cuando la otra está presente o no. Los parámetros que se utilizan para este modelo son: probabilidad de ocupación (ψ), en este caso ψ_A y ψ_B que corresponde a probabilidad de ocupación de la especie A y B respectivamente; co-ocurrencia de especies (ϕ), es decir, probabilidad de ocupación de ambas especies; probabilidad de detección de especie A y ausencia de especie B (p_A); probabilidad de detección de especie B y ausencia de especie A (p_B); probabilidad de detección de especie A o B siendo que ambas especies están presentes (r_A o r_B); por último, la co-detección de especies (λ) que consiste en la probabilidad de detectar ambas especies siendo que ambas están presentes.

La estimación entre especies denominada factor de interacción de especies (γ) (FIE o sus siglas en inglés: species interaction factors - SIF) sugerirá que: si valores de γ son menores a 1 entonces podría estar ocurriendo evitación de especies o frecuencia baja de coexistencia entre especies; si valores de γ son mayores a 1 entonces podría estar ocurriendo contagio de especies o mayor frecuencia a la coexistencia entre especies; por último si valores de γ son igual a 1 entonces las especies se presentan de forma independiente (Mackenzie *et al.*, 2004).

Datos de historia natural novedosa de especies observadas

La historia natural o historia de vida se refiere a varios patrones relacionados a su crecimiento, diferenciación, almacenamiento y reproducción que se dan durante el tiempo de vida que tiene esa especie (Begon *et al.*, 2006). Debido a que los mamíferos en general tienen costumbres, hábitos y preferencias muy variadas, no siempre se logra observar su historia natural en su

totalidad, por lo tanto, siempre es importante constatar nuevos registros o complementar otros ya registrados; esto debido a que los registros no son iguales para todas las especies (Tirira, 2017). Aumentar el conocimiento que se tienen de las especies permite lograr una conservación más adecuada y permite aumentar aspectos básicos de la biología de especies que son catalogadas como datos insuficientes (DD) o no evaluadas (NE) en las listas rojas (Martínez-Gallardo & Sánchez-Cordero, 1997).

OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar los patrones de diversidad y abundancia de mamíferos presentes en la Reserva Biológica del Río Bigal, mediante monitoreo de la dinámica de ocupación.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar la riqueza y abundancia meso y macrofaunística de mamíferos en el área de estudio.
2. Determinar la dinámica de ocupación de la comunidad de mamíferos.
3. Registrar datos de historia natural novedosos para las especies observadas.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Sumaco está conformado por regiones que abarcan páramos, bosques nublados montanos y bosques tropicales (Ministerio del Ambiente, 2015). Dentro de su territorio se localizan dos volcanes (Sumaco y Pan de Azúcar) y dos cerros (Negro y Galeras) que forman la cordillera de Galeras. Su temperatura varía entre 6 - 8 °C, en las zonas andinas y los 24 - 25 °C en las zonas bajas (Ministerio del Ambiente, 2015). Posee más de 6000 especies vegetales de entre las cuales 90 son endémicas (Lozano, 2011). En cuanto a fauna no se tienen evaluaciones completas debido a que existen especies que son infrecuentes o raras de observar por tener un número bajo de individuos y, en consecuencia, hay datos insuficientes para determinar el estado de su población a pesar de estar en una de las regiones más diversas del país (Tirira, 2017; Brito *et al.*, 2019); además, debido a que en este sector el rango altitudinal es muy variable, existen regiones de difícil acceso, hay sitios que presentan microclimas, y por lo tanto es más complicado realizar estudios en este sector (Ministerio del Ambiente, 2015)

La "Reserva Biológica del Río Bigal" se encuentra ubicada en la zona de amortiguamiento del límite sur del Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras y presenta 205 249 ha de bosque en su mayoría de tipo primario y está a una altura de 400 a 1000 m (García & Tirira, 2017; Figura 1).

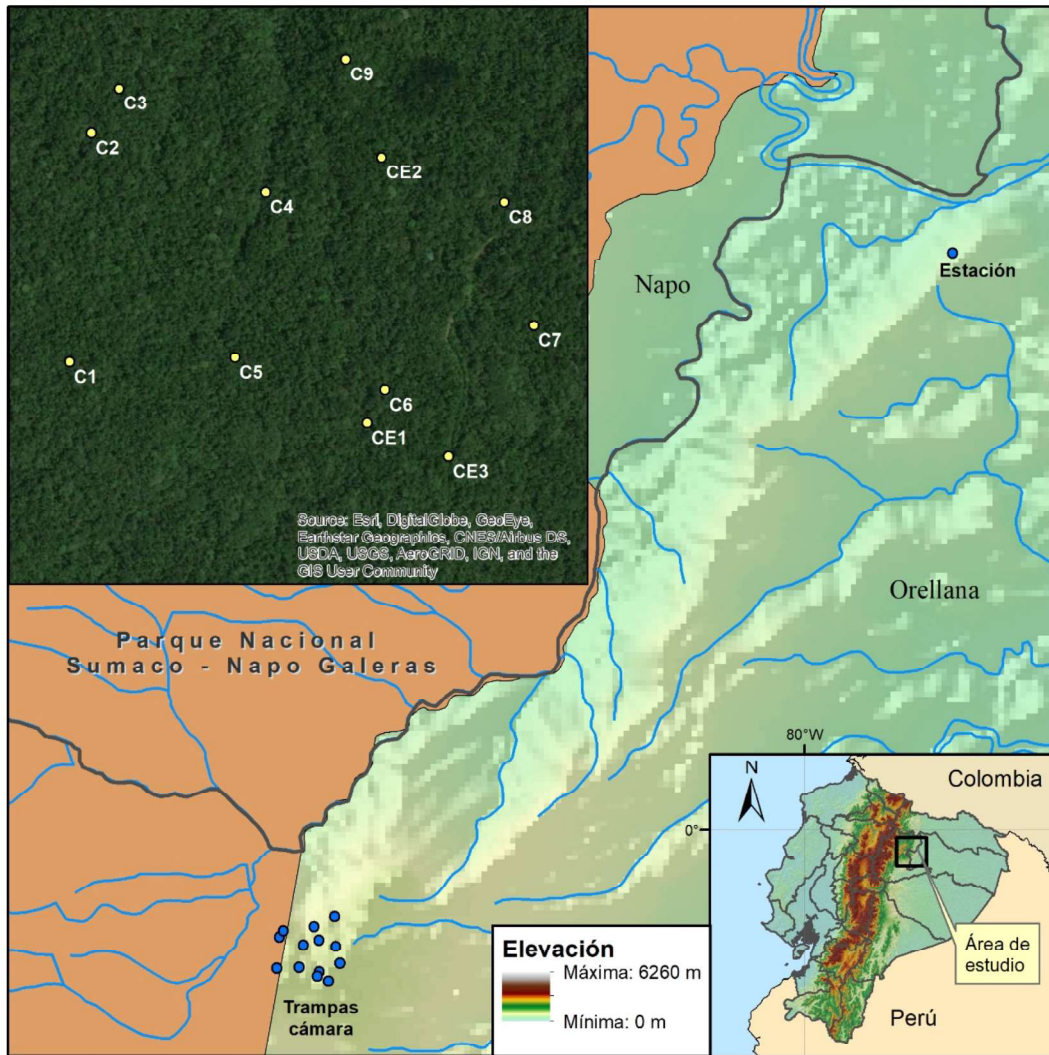


Figura 1. Ubicación de las cámaras en la Reserva Río Bigal

Se trata de una reserva privada que funciona desde 2008 con apoyo de la Fundación Sumac Muyu; algo característico de esta área es que los bosques presentes en la reservan han mostrado una gran cantidad de especies de todos los tipos y una cosa muy peculiar es que en este sector se encuentran especies de las partes altas del parque como el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y de partes bajas como el jaguar (*Panthera onca*). La razón de esta

diversidad es su ubicación en las estribaciones del Volcán Sumaco y variedad de islas ecológicas que podrían propiciar, además, alto endemismo (García & Tirira, 2017).

La reserva está trabajando, actualmente, a través del Proyecto de Conservación del Río Bigal (PCRB), el cual tiene como objetivo la protección de la biodiversidad de un área de bosque primario ubicada en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco (Reserva Biológica del Río Bigal, 2010).

DATOS DE CAMPO

Desde el año 2013 se ha usado la técnica de fototrampeo para registrar la presencia de vertebrados en Río Bigal. La colocación de cámaras trampa fue realizada por personal de la reserva con una distancia entre éstas de aproximadamente 250 metros, aunque en algunos casos la distancia entre cámaras fue menor (~100 m). Se colocaron un total de 13 cámaras correspondientes a la marca Bushnell y se utilizaron dos modelos: Serie Essential E3 Brown, Modelo 119837 y Serie Trophy Cam Aggressor Brown, Modelo 119774, que estuvieron en funcionamiento desde diciembre de 2013 y hasta la actualidad siguen recopilando datos. Las cámaras fueron programadas para tomar fotos las 24 horas del día con tres fotos por evento y para los videos la duración fue de 10 segundos y se revisó las cámaras mensualmente. Cada cámara se identificó con una letra y un número: C1 a C10 y CE1, CE2 y CE3 (Figura 1). La altura donde se desplegaron las cámaras varió desde 942 m hasta 995 m.

Para este estudio se analizaron únicamente los datos obtenidos entre diciembre de 2013 hasta diciembre de 2017; seis de las trece cámaras se mantuvieron funcionales por la mayoría o totalidad del periodo de estudio. El resto de las cámaras presentó variaciones respecto a su temporalidad de actividad, desde solo pocos días a varios meses, de forma intermitente. Debido a esta variación se excluyeron los datos de una cámara (C5) por haber permanecido menos tiempo a diferencia del resto (una semana) y los resultados se evaluaron de forma relativa al número de trampas cámara activas en cada periodo anual.

A partir de datos obtenidos de la reserva, los códigos para cada cámara son: C1, C3, C7, C9, CE1, CE2 y CE3 (Figura 1):

- La cámara C1 estaba localizada en un saladero pequeño con un pequeño riachuelo en su interior.
- La C3 en un pequeño claro en el bosque y parte de este terreno presentaba una pendiente no muy pronunciada, hacia la cual apuntaba la cámara. Alrededor había partes donde la vegetación era un poco densa mientras que en otras se podían ver senderos más claramente.
- Tanto la cámara C1 como la cámara C3 estaban en el límite del Parque Nacional Sumaco y corresponden a bosque primario.
- La cámara C7 estaba más cerca de un área de bosque secundario donde había varias especies de palmas y bastantes claros de bosque por la caída de árboles.
- La cámara C9 estaba al norte en la cima de una cuchilla con vegetación arbustiva bastante densa y en la parte central donde se captaron los registros, se observa que existe una poza de lodo poco profunda.
- La cámara CE1 estaba ubicada junto a uno de los senderos. El área era un poco abierta y en el sector donde se colocó la cámara había un poco de vegetación.
- La cámara CE2 estaba en una colina de bosque primario poco inclinada. Además, parte de la vegetación era medianamente densa y en otras partes la vegetación era poco densa.
- Por último, la cámara CE3 inicialmente estuvo ubicada en una zona del sendero que llegaba a la estación y que era de bosque secundario. Sin embargo, luego fue movida a un área de bosque primario donde había un río que no tenía mucha profundidad en esa área.

La curación de los datos audiovisuales se hizo en dos fases: la primera fase consistió en una revisión de la consistencia, coherencia y relevancia de los datos debido a que las fotografías fueron previamente sistematizadas por un grupo de voluntarios, en distintos momentos. Estos voluntarios tenían diferentes capacidades de observación y conocimiento heterogéneo de la taxonomía de mamíferos grandes y medianos del sitio, por lo que se realizaron revisiones para

evaluar o corregir estos datos. En la segunda fase se identificaron y registraron nuevas fotografías y videos provistos por la reserva y bajo los mismos criterios usados en la primera fase.

Además se siguieron los lineamientos recomendados por O'Connell y colaboradores (2011) con respecto a lo siguiente:

- para evitar sobreestimación se consideró que, si aparecían varias fotos con la misma especie, estas se considerarían eventos diferentes si existía una diferencia de tiempo de una hora o más entre eventos, y
- en el caso que haya más de un individuo en la foto, no se tomaría en cuenta la detección por número de individuos, en su lugar se lo tomaría en cuenta solo como número de especie.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Diversidad y abundancia

Para el análisis de diversidad y abundancia se utilizó el programa EstimateS 9.1.0 y se midió la riqueza, abundancia relativa y diversidad de mastofauna de la zona. Se ingresaron los datos obtenidos en una tabla a través de un archivo de texto separado por tabulaciones y se eligió la opción de “Datos de incidencia o abundancia basados en muestras” (*Sample-based incidence or abundance data*) y luego se seleccionó la primera opción que corresponde a “Un conjunto de unidades de muestreo replicadas” (*One set of replicated sampling units*).

Para la riqueza se contempló el número total de especies observadas, el descriptor más simple para la estructura de comunidades (Magurran & McGill, 2011). Adicionalmente, se calcularon medidas de abundancia relativa, expresadas como el número de individuos registrados por unidad de muestreo. La estimación de la abundancia para el caso de mamíferos tanto medianos como grandes es difícil debido a que generalmente son especies evasivas; por lo

tanto, el cálculo de índices de abundancia relativa es recomendable para estos casos (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018). Adicionalmente se utilizaron los índices de diversidad de Shannon, Simpson y el alfa de Fisher.

Dado que *Estimates* reporta el índice de Simpson en su forma recíproca (1/D) (Colwell, 2013), se utilizó directamente este valor como número de Hill de orden 2 ($q=2$).

Dinámica de ocupación de mamíferos comunes

Dentro de la dinámica de ocupación se utilizó el modelo de temporada múltiple (*Multiple-Season*) o dinámico de dos especies de dos grupos: Artiodactyla y Felidae. Para Artiodactyla se comparó la dinámica de ocupación entre el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) mientras que para Felidae la comparación fue entre el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el margay (*Leopardus wiedii*). Se escogió a estas especies debido a que hubo registros de estas en todos o casi todos los años que duró el estudio y en la mayoría de las cámaras que se tomaron en cuenta para este modelo, si se hubiera escogido otra especie que presentara un número menor de registros y mayor heterogeneidad en cuanto a los datos obtenidos hubiera sido necesario otro modelo que solo abarque una sola especie o una sola temporada (MacKenzie *et al.*, 2002). Para este modelo se utilizó el programa PRESENCE 12.31.

Se calcularon parámetros correspondientes a ocupación, colonización, extinción y detección de ambas especies. Se codificaron los datos en una matriz de presencia y ausencia de la siguiente manera: 0= sin detección de ninguna de las especies; 1= detección solo de especie A; 2= detección solo de especie B; 3= detección de ambas especies (MacKenzie, *et al.*, 2004). Para las especies de interés se denominará de la siguiente manera: para pecaríes 1= Pecarí de Collar, 2= Pecarí de Labio Blanco; para felinos: 1= Ocelote, 2=Margay (MacKenzie *et al.*, 2004).

Datos de historia natural novedosos de especies observadas

Además de los análisis de diversidad y ocupación, se revisaron sistemáticamente las fotografías y videos para identificar comportamientos, interacciones interespecíficas, usos de hábitat y eventos de alimentación. Se consideró como registro de historia natural novedoso todo comportamiento, interacción o ítem alimenticio no reportado previamente o también eventos que aportaron información adicional para la especie en la literatura disponible o no documentado antes para la Reserva Biológica del Río Bigal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad y abundancia

De los datos obtenidos se consiguió un total de 2365 registros (Figura 2) en un total de 932 días de muestreo con 13 780 fotografías y 895 videos de los cuales no se tomaron en cuenta registros de aves, roedores pequeños, quirópteros y didelfimorfios pequeños. Las razones para no tomar en cuenta estos registros fueron:

- Las aves no se consideraron dentro de esta evaluación aunque si se vieron especies terrestres comunes como Trompeteros (*Psophia crepitans*) y también otras aves más pequeñas como el Momoto piquiancho (*Electron platyrhynchum pyrrholaemum*), en total hubo diez registros;
- Aunque en el orden Didelphimorphia se logró identificar a dos especies que sí son tomadas en cuenta más adelante (*Didelphis marsupialis* y *Chironectes minimus*), en lo que respecta a la clasificación de tamaños de mamíferos según Wilson & Reeder (2005), un mamífero mediano tiene entre 1 y 10 kg de peso corporal, y ambas especies entran dentro de esta categoría. El resto de marsupiales no pudo ser identificado por tener fotos borrosas donde no se podían distinguir características específicas como presencia de marsupio, pliegues laterales, cola prensil o no prensil, etc. (Lozada *et al.*, 2015), además los registros de estos individuos fue exclusivamente nocturno por lo que no se pudo observar color de pelaje, hubo 58 registros;
- En el orden Rodentia hay especies que son fáciles de identificar como el caso de guatusas (*Dasyprocta fuliginosa*) o guantas (*Cuniculus paca*) por su tamaño y ciertos rasgos que son característicos de estas especies, sin embargo, roedores más pequeños como ratas y ratones presentan mayor dificultad al momento de identificarlos porque morfológicamente son bastante similares y para determinar a qué especie corresponden se debe proceder a un análisis morfológico craneal (Villalobos-

Chaves *et al.*, 2016); los roedores que no se pudieron identificar corresponden a la familia Cricetidae con un total 235 registros;

- Se logró obtener dos registros de murciélagos en la cámara C6 en el año 2017, pero no se logra distinguir algún distintivo que permita identificar la especie. De lo poco que se pudo observar fue que la envergadura de las alas parecía bastante amplia y por la aparente cercanía a la cámara se infiere que podría tratarse de alguna especie de tamaño mediano a grande.

Con respecto a meso y macromamíferos, se registraron ocho órdenes, 16 familias y 28 especies (Figura 2).

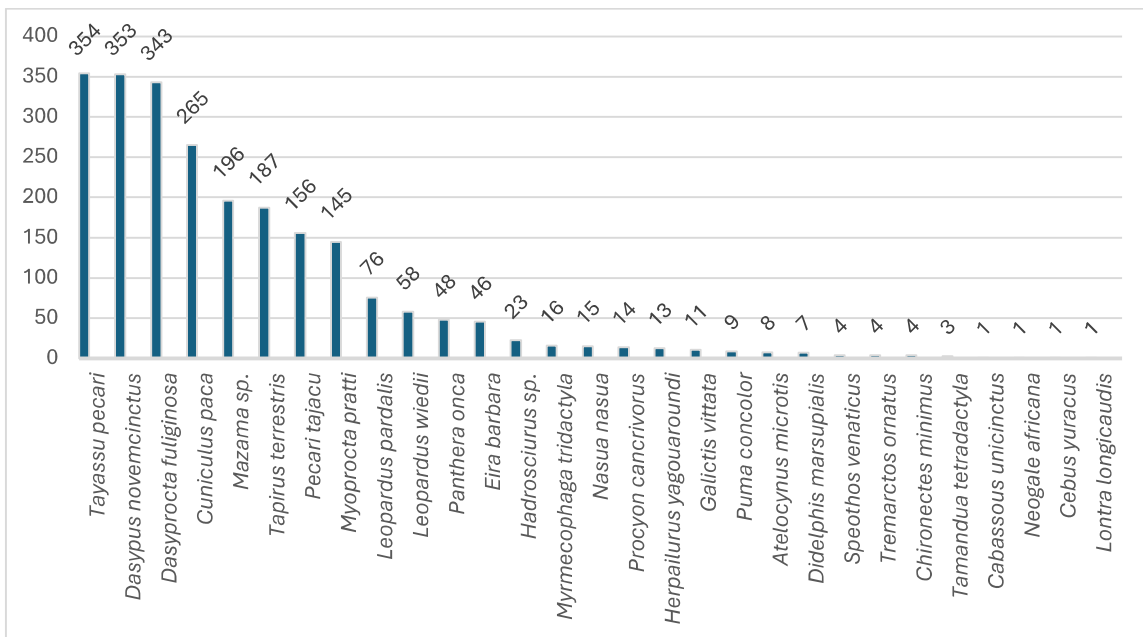


Figura 2. Abundancia total por especies registradas en el periodo de muestreo

Las familias más comunes fueron Tayassuidae (*T. pecari* y *P. tajacu*), Dasypodidae (*D. novemcinctus*), Dasyproctidae (*D. fuliginosa* y *M. pratti*) y Cuniculidae (*C. paca*). Las menos comunes fueron Canidae (*A. microtis* y *S. venaticus*), Procyonidae (*N. nasua* y *P. cancrivorus*), Ursidae (*T. ornatus*), Chlamyphoridae (*C. unicinctus*) y Cebidae (*C. yuracus*).

Debido a que no todas las cámaras estuvieron activas la misma cantidad de tiempo el número de registros por año es muy variable (Figura 3), por ejemplo, en el año 2013 tiene el número más bajos de registros, pero eso es debido a que las cámaras fueron colocadas por primera vez en diciembre de ese año. A partir del año 2014 hay registros continuos todo el año.

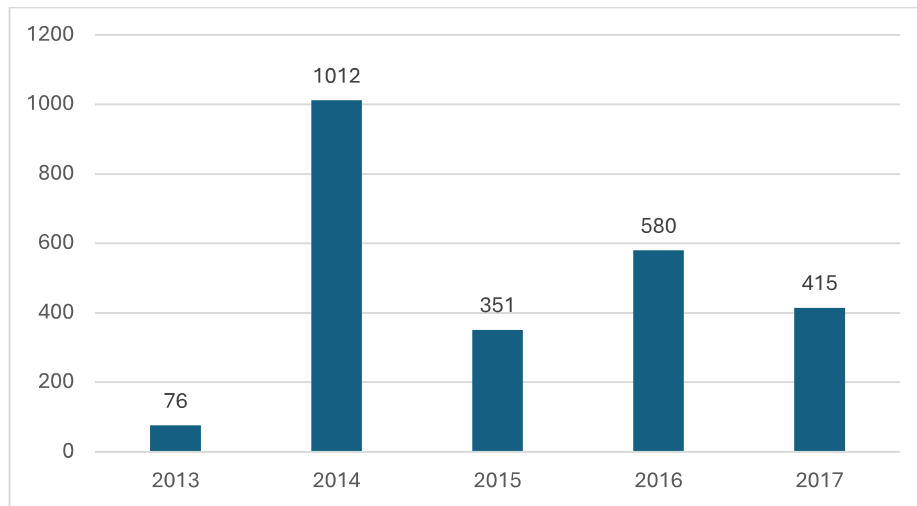


Figura 3. Total de registros por año. El año 2013 solo corresponde al mes de diciembre

El número de registro por cámara (Tabla 1) varía porque hubo sitios donde inicialmente solo se colocaron las trampas a manera de prueba y en consecuencia los registros obtenidos son bajos porque no dieron los resultados esperados y fueron retiradas , dando prioridad a las cámaras que aportaban mayor cantidad de datos. Hubo variaciones en los registros ya que algunas especies fueron registradas en una única cámara, mientras que otras fueron registradas en la mayoría. Entre las que fueron específicas de una sola cámara se encuentran: *Cabassous unicinctus* (C2, bosque primario), *Galictis vittata* (C1, saladero), *Neogale africana* (C1, saladero), *Cebus yuracus* (C7, bosque secundario), *Lontra longicaudis* (CE3, río) y *Chironectes minimus* (CE3, río). En el caso de la cámara C2 solo hubo un registro de *Cabassous unicinctus* debido a que la cámara solo estuvo funcional por algunos meses del año 2014. Posiblemente si se hubiera mantenido la cámara por un tiempo más prolongado en ese sector, se habría tenido la posibilidad de registrar nuevamente esta especie. Para *Galictis vittata* se atribuye que

la razón para que sólo aparezca en esta cámara en específico (C1) sea debido a que dentro del saladero había la presencia de un cuerpo de agua, y según Tirira (2017), esta especie suele frecuentar sitios donde haya cuerpos de agua o ríos. Para el caso de la cámara CE3, *Galictis vittata* pudo haber estado por el área pero simplemente no pasó por donde estaba colocada la cámara y por ende no hubo registro a pesar de que esta cámara estuvo junto a un cuerpo de agua.

Tabla 1. Registro de cada especie por cámara

Especies	Cámaras												Total
	C01	C02	C03	C04	C06	C07	C08	C09	C10	CE1	CE2	CE3	
<i>Atelocynus microtis</i>	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	3	0	8
<i>Cabassous unicinctus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cuniculus paca</i>	46	1	74	22	5	6	9	1	28	0	17	56	265
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	118	6	48	12	8	68	6	5	20	2	22	30	343
<i>Dasybus novemcinctus</i>	18	41	39	22	17	53	7	36	20	0	57	43	353
<i>Didelphis marsupialis</i>	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	3	7
<i>Eira barbara</i>	32	0	5	1	1	1	0	0	0	0	4	2	46
<i>Galictis vittata</i>	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>Hadroskiurus sp.</i>	1	0	4	2	0	10	0	0	1	0	2	3	23
<i>Leopardus pardalis</i>	25	2	5	4	2	23	1	0	0	2	7	5	76
<i>Leopardus wiedii</i>	0	6	24	5	2	12	0	2	0	1	6	0	58
<i>Mazama sp.</i>	5	0	30	24	14	36	0	9	0	0	46	32	196
<i>Neogale africana</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myoprocta pratti</i>	21	2	30	8	0	62	4	0	4	0	8	6	145
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0	0	5	3	1	1	0	2	0	0	4	0	16
<i>Nasua nasua</i>	1	0	4	2	0	6	0	0	1	0	0	1	15
<i>Panthera onca</i>	18	0	9	7	1	7	0	1	2	0	3	0	48
<i>Pecari tajacu</i>	5	0	10	1	0	40	2	48	4	1	15	30	156
<i>Procyon cancrivorus</i>	0	0	0	0	7	2	0	0	0	0	1	4	14
<i>Puma concolor</i>	4	0	2	0	0	0	0	0	0	1	2	0	9
<i>Speothos venaticus</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
<i>Tapirus terrestris</i>	1	2	49	36	9	42	0	12	16	2	14	4	187
<i>Tayassu pecari</i>	122	3	107	18	6	51	0	6	4	4	24	9	354
<i>Tremarctos ornatus</i>	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	1	0	7	0	0	1	0	1	1	0	2	0	13
<i>Cebus yuracus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lontra longicaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Chironectes minimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
Total general	435	64	457	167	74	427	30	126	101	13	237	234	2364

En el caso de *Neogale africana*, hay pocos datos sobre esta especie por su tamaño pequeño y comportamiento esquivo; de los pocos registros que se han obtenido han sido cercanos a cuerpos de agua (Ramírez-Chaves *et al.*, 2014) por lo que esta puede ser la razón para que haya sido registrada en la misma cámara que *G. vittata* (C1).

Cebus yuracus es una especie arborícola, aunque ocasionalmente desciende al sotobosque para conseguir alimento (Tirira, 2017) y dado que la cámara donde se registró esta especie (C7) presentaba una variedad de especies de palmas, y además, hubo registros de otras especies alimentándose de sus frutos, es posible que su presencia esté relacionada con la disponibilidad de recursos alimenticios. Por último, tanto *Lontra longicaudis* como *Chironectes minimus* son especies semiacuáticas, por lo que su presencia se relaciona con la presencia de cuerpos de agua (Tirira, 2017) como es el caso de la cámara (CE3) donde fueron registradas.

En los resultados obtenidos en EstimateS para el índice de Shannon-Wiener se obtuvo el valor de 2.52. En este caso el valor obtenido sugiere que la riqueza en esta reserva es relativamente alta. A pesar de la poca información de estudios que reporten valores cuantitativos para mamíferos en la provincia de Napo, tanto en la Reserva Biológica del Río Bigal o sitios vecinos como el Bosque Protector Selva Viva (cantón Tena, Napo) que ha sido estudiado mediante fototrampeo para describir riqueza y patrones de actividad de mamíferos (Almeida, 2019), la existencia de diversidad faunística documentada en Selva Viva, dentro de la misma región amazónica del Napo, es consistente con el valor obtenido en este estudio.

Cabe recalcar que, a pesar de que no todas las cámaras estuvieron activas en igualdad de condiciones y/o tiempo, obteniendo un número heterogéneo de registros por año (Figura 3), no quiere decir que el número de especies haya disminuido en el sector a causa de la diferencia numérica de registros anuales, sino que al haber un número menor o mayor de cámaras activas, hay menor o mayor número de registros.

En el número de Hill de segundo orden se obtuvo el valor de 9.75 que corresponde al recíproco del índice de Simpson. Este valor indica que la comunidad presenta un número efectivo de especies relativamente alto, lo que sugiere una baja dominancia de una sola especie y una distribución relativamente equitativa entre ellas. De manera complementaria, el valor del índice de Simpson arrojó un valor de $D = 0.1028$, resaltando la baja dominancia.

Los valores del índice alfa de Fisher fueron inicialmente altos y se ajustaron conforme aumentó el tamaño de la muestra, estabilizándose finalmente en un valor de 4.65. Este comportamiento, observado junto con la curva de acumulación de especies (Figura 4), sugiere que el esfuerzo de muestreo fue suficiente y que se ha registrado la mayor parte de las especies presentes en el sitio.

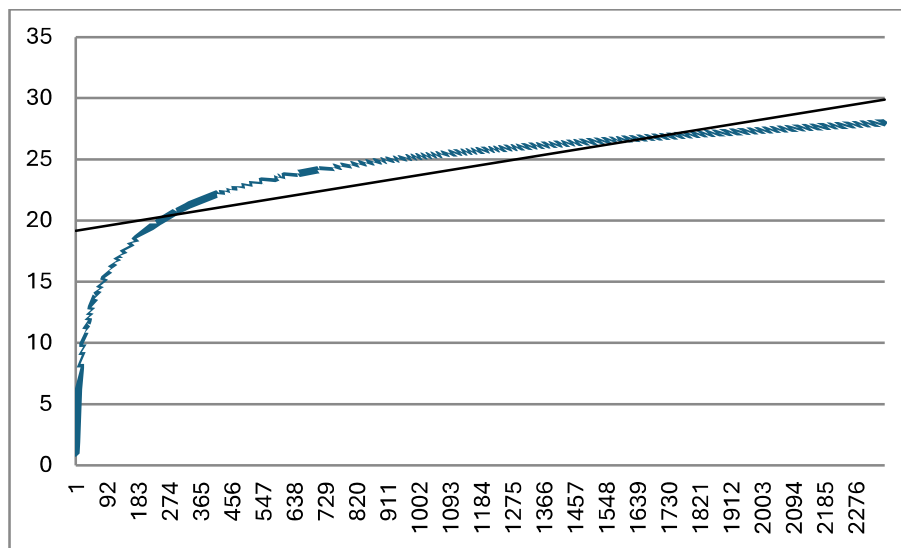


Figura 4. Curva de acumulación del total de registros de especies en la reserva. El eje x corresponde al número total de registros de todas las especies. El eje y corresponde al número de especies registradas.

El valor obtenido es consistente con comunidades caracterizadas por pocas especies comunes y un mayor número de especies raras, un patrón típico de comunidades con alta riqueza específica (Begon *et al.*, 2006).

Dinámica de ocupación

La estimación obtenida para ambos grupos presentó valores comprendidos entre 0 y 1 (Figura 5), los cuales variaron según el sitio de detección de las especies analizadas. Dado que el valor máximo posible del índice es 1, los valores cercanos a 0 pueden interpretarse como un patrón de evitación entre especies, mientras que los valores cercanos a 1 indican un mayor grado de coexistencia. Por su parte, valores próximos a 0.5 sugieren una presencia independiente de las especies, sin evidencia clara de asociación positiva o negativa.

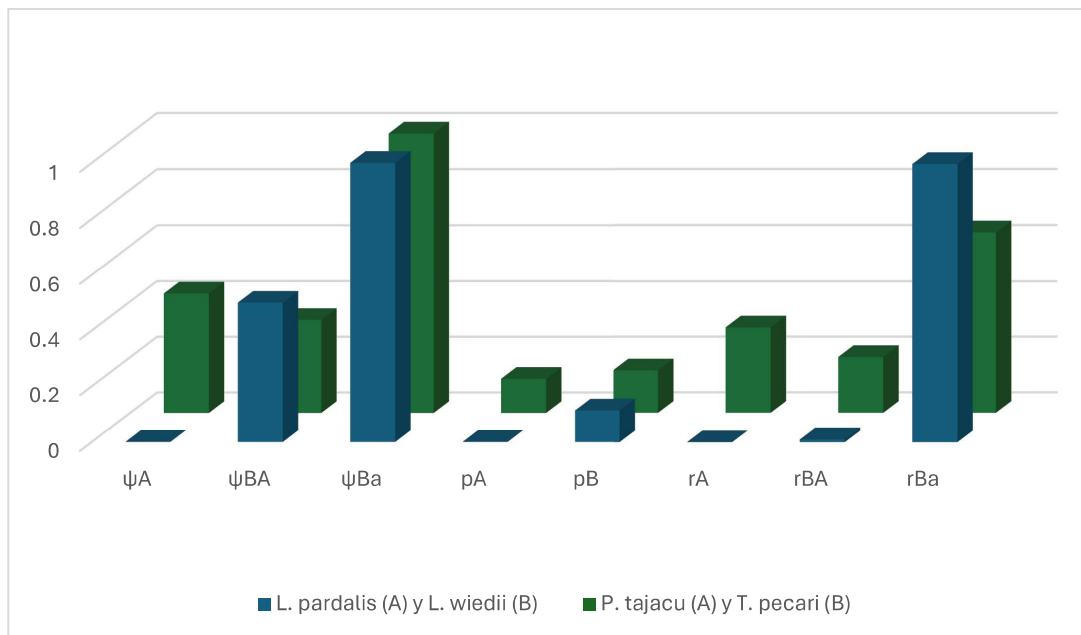


Figura 5. Dinámica de ocupación de dos especies para felinos (azul) y pecaríes (verde).

Para los resultados obtenidos de *Leopaudus pardalis* y *Leopardus wiedii*, muestra que la ocupación inicial (ψ_A) de *L. pardalis* es 0, por lo tanto, aparentemente esta especie tiende a evitar a *L. wiedii*. Sin embargo, por el lado de *L. wiedii* la ocupación es de manera independiente (ψ_{BA}) y también puede coexistir (ψ_{Ba}) con *L. pardalis* sin que esta especie le cause alguna molestia. Para la detección se da a notar que *L. pardalis* es más difícil de detectar (p_A) a diferencia de *L. wiedii* (p_B) de manera individual y de manera conjunta, sea que *L. pardalis* esté presente o no, *L. wiedii* tiene más probabilidad de detección que *L. pardalis*.

La explicación de estos resultados se puede deber a ciertos comportamientos específicos de cada especie. A pesar de que ambos son especies solitarias, *L. pardalis* puede cazar tanto en los árboles como en el suelo, sin embargo, es más especialista en la cacería en el sotobosque; *L. wiedii* es más especialista de los árboles, aunque si suele bajar al sotobosque a cazar (Sunquist & Sunquist, 2009). *L. pardalis* es más generalista en cuanto a la selección de presas mientras que *L. wiedii* depende un poco más de las especies arborícolas (Tirira, 2017).

A partir de esto, la razón de que no se registre mucha ocupación en este sector por parte de *L. pardalis* podría deberse a que, al ser una especie más generalista del sotobosque, su ámbito hogareño sea más extenso, aunque algo menor a razón que el terreno es irregular y con mayor cantidad de colinas a diferencia de las tierras más bajas como el Parque Nacional Yasuní donde su ámbito hogareño puede llegar a los 10 km² (Salvador y Espinosa, 2016). Al tener un ámbito hogareño extenso puede disminuir el número de registros y, por lo tanto, al poder moverse más es más difícil de detectar que *L. wiedii* que posee un ámbito hogareño más pequeño según Vanderhoff y colaboradores (2011) que registraron en un área cercana al Parque Nacional Sumaco, en un sector similar a la reserva de Rio Bigal, 10 individuos en un área de 5km².

Otra razón de poder detectar más a *L. wiedii* que a *L. pardalis* sea debido a la ubicación de la reserva. Según MacKenzie, y colaboradores (2004), la probabilidad de que una especie ocupe una ubicación puede verse afectada por las características de la ubicación. En el caso de la Reserva Rio Bigal, esta se encuentra cercana a plantaciones de caña de azúcar por lo que afecta la detección de ciertas especies que son más exclusivas de bosque primario como *L. pardalis*, pero no afecta tanto a *L. wiedii* porque esta especie puede estar tanto en zonas de bosque primario como secundario (Sunquist & Sunquist, 2009).

En cuanto a *Pecari tajacu* y *Tayassu pecari* los resultados muestran que en general las dos especies no interaccionan mayormente (Figura 5), aunque hay mayor ocupación por parte de *P. tajacu* cuando *T. pecari* no está presente (ψ^{Ba}) en cuanto a la interacción entre ambas, estas tienden a evitar a la otra y muy poco a coexistir independientemente (ψ^{BA} y ψ^A). En cuanto a la

probabilidad de detección existe un porcentaje ligeramente mayor de detectar a *T. pecari* (pB) que a *P. tajacu* (pA). Si se desea detectar a *T. pecari* la probabilidad de detección es mucho más alta si no está presente *P. tajacu* o existe la interacción de ambas especies en el área (rBa).

La diferencia para la ocupación y detección de estas especies esta esencialmente en el número de individuos. *P. tajacu* suele formar grupos de hasta 20 individuos, aunque también hay casos de machos solitarios y la división de esto grupos grandes en subgrupos de 1 a 3 individuos (Tirira, 2017). debido a esto no se registra un número tan grande comparado con *T. pecari*. Sin embargo, estos grupos pequeños pueden tener mayor facilidad de acceder a sectores de bosque de difícil acceso por la vegetación densa o por la temperatura. Por ejemplo, hay mayor registro de *P. tajacu* en la cámara C9 que de *T. pecari*. Esto se debe a que esta cámara estaba en una zona con vegetación densa pero también estaba en la cima de una colina y por lo tanto recibía corrientes leves de viento un tanto frías y esta especie puede adaptarse a estas temperaturas (Bodmer & Sowls, 1993) de mejor manera a comparación de *T. pecari* y por lo tanto acceder a más sectores que *T. pecari* no podría. En cuanto a *T. pecari*, el número de individuos por grupo puede llegar hasta los 400. Esta especie está más adaptada a altas temperaturas (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009).

Historia natural novedosa de especies observadas

Con la evidencia de fotos y videos disponible se observaron los siguientes comportamientos: el armadillo de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*) en la cámara C9 hubo varios registros donde la especie se revuelca en el lodo en la noche. Empezaba tumbándose a un lado y realizaba movimientos serpenteantes hasta cubrir ese lado de su cuerpo de lodo, luego hacia lo mismo del otro lado y cuando terminaba salía del lodo y seguía su camino. De las pocas ocasiones que pudo cubrirse por completo el lodo, el sitio estaba con más agua y el armadillo se metió hasta que solo sobresalía la cabeza y empezó a realizar movimientos de izquierda a

derecha para cubrirse por completo de lodo. Este comportamiento si ha sido observado anteriormente, aunque solo en el día, sin embargo, no hay estudios enfocados a este comportamiento y que beneficios tiene, solo suposiciones donde se infiere que tiene como función refrescarse y controlar ectoparásitos al igual que otras especies como los elefantes (Abba & Superina, 2016).

Otro registro interesante que se obtuvo fue de un jaguar (*Panthera onca*) alimentándose de un oso hormiguero (*Tamandua tetradactyla*) en la cámara C3, captado en un video casi fuera de la visión de la cámara. A pesar de ello se logró identificar la presa que este espécimen estaba ingiriendo porque se observa la parte trasera del individuo antes de que el jaguar lo mueva. La forma en la que procedió a comer este espécimen fue, en primer lugar, retirando el pelaje con los dientes y luego ayudándose con la lengua para deshacerse de este. Cuando terminó de retirar el pelaje de una parte de la presa procedió a consumirla. Seymour (1989) menciona que el jaguar consume hasta 85 especies diferentes y *T. tetradactyla* es una de estas, pero no es muy común en la dieta de *P. onca*.

Se logró observar la presencia de un yaguarundí (*Herpailurus yagouaroundi*) acompañado de dos crías, las cuales presentaban un tamaño ligeramente menor al de la hembra adulta, lo que sugiere que se encontraban en una etapa juvenil. De Oliveira (1998) reporta que las crías suelen ser entre uno a cuatro individuos, por lo que este número de crías avistadas está dentro del rango normal. Asimismo, la similitud en la coloración del pelaje entre las crías y la madre concuerda con lo descrito por Hulley (1976), lo que permite inferir que se trataría de individuos juveniles relativamente desarrollados, aunque no es posible determinar con precisión su edad a partir de este registro.

Por último, se registró a un individuo de *Leopardus pardalis* interactuando con una serpiente correspondiente al género *Bothrocophias* (García & Tirira, 2017). Según Bianchi y colaboradores (2014), existen registros de *L. pardalis* consumiendo reptiles de las familias Teiidae y Colubridae, así como del género *Bothrops*, por lo que este registro resulta relevante

al documentar una interacción entre estas especies, aunque no fue posible confirmar un evento de depredación.

CONCLUSIONES

La Reserva Biológica del Río Bigal presenta una diversidad relevante de mamíferos medianos y grandes, caracterizada por un patrón de pocas especies comunes y muchas especies raras, lo cual es consistente con comunidades naturales de bosques amazónicos. La riqueza y la abundancia relativa registradas indican que el área mantiene condiciones adecuadas para la presencia de mastofauna, aun considerando las limitaciones asociadas al esfuerzo de muestreo y a la heterogeneidad temporal de los registros.

El análisis de la dinámica de ocupación permitió identificar diferencias en los patrones de uso del espacio entre *Leopardus pardalis* y *Leopardus wiedii*. Los resultados sugieren una baja probabilidad de coexistencia espacial en los sitios monitoreados y una ocupación independiente por parte de *L. wiedii*, así como una menor probabilidad de detección de *L. pardalis*. Estas diferencias pueden estar relacionadas con contrastes en el uso del hábitat, la selección de presas y el tamaño del ámbito hogareño de ambas especies, más que con una interacción directa entre ellas.

En el caso de *Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*, los resultados indican una baja asociación espacial y patrones de ocupación diferenciados. *P. tajacu* presentó mayor ocupación en sitios con vegetación densa y temperaturas relativamente más bajas, mientras que *T. pecari* mostró preferencia por áreas más abiertas, cálidas y de menor altitud. Estas diferencias pueden explicarse por variaciones en el tamaño de los grupos, requerimientos térmicos y estrategias de uso del hábitat de ambas especies.

Si bien el estudio permitió evaluar patrones de diversidad, abundancia relativa y ocupación espacial de mamíferos medianos y grandes, no fue posible detectar con claridad cambios

temporales marcados en la dinámica de ocupación anual, lo que sugiere la necesidad de ampliar el esfuerzo de muestreo y la continuidad temporal de los registros.

Finalmente, se recomienda complementar este estudio con investigaciones enfocadas en mamíferos pequeños y especies arborícolas, así como estandarizar protocolos de instalación y mantenimiento de cámaras trampa. Esto permitiría obtener estimaciones más robustas de diversidad y ocupación, y reducir sesgos derivados de fallas técnicas o diferencias en el esfuerzo de muestreo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abba, A. M., & Superina, M. (2016). *Dasypus hybridus* (Cingulata: Dasypodidae). *Mammalian Species*, 48(931), 10–20. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sew001>
- Ahumada, J. A., Silva, C. E. F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2703–2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- Almeida E., S. E. (2019). *Diversidad y patrones de actividad de mamíferos terrestres medianos y grandes del Bosque Protector Selva Viva, cantón Tena, Napo – Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Central del Ecuador]. <https://www.dspace.uce.edu.ec/server/api/core/bitstreams/61f037d3-d893-4f1b-9501-6857c4dbad5d/content>
- Ancrenaz, M. (2012). *Handbook for wildlife monitoring using camera-traps*. BBEC II Secretariat.
- Araguillín, E., Zapata-Ríos, G., Utrera, V., & Noss, A. (2010). Muestreo con trampas fotográficas de mamíferos medianos, grandes y de aves en el Bloque Ishpingo Tambococha Tiputini (ITT), sector Varadero (Parque Nacional Yasuni) [Informe técnico].
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.
- Bianchi, R. C., Campos, R. C., Xavier-Filho, N. L., Olifiers, N., Gompper, M., & Mourão, G. (2014). Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. *Acta Theriologica*, 59(1), 13–23. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0146-7>
- Blanes, J. (2003). *Las zonas de amortiguamiento: Un instrumento para el manejo de la biodiversidad. El caso de Ecuador, Perú y Bolivia*. CEBEM; FLACSO Sede Ecuador.
- Bodmer, R. E., & SOWLS, L. K. (1993). The collared peccary (*Tayassu tajacu*). In W. L. R. Oliver (Ed.), *Pigs, peccaries and hippos: Status survey and action plan* (pp. 33–35). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland. Suiza.
- Bouza, C., & Covarrubias, D. (2005). Estimación del índice de diversidad de Simpson en *m* sitios de muestreo. *Revista Investigación Operacional*, 26(3), 187–197.
- Brito, J., Tinoco, N., Curay, J., Vargas, R., Reyes-Puig, C., Romero, V., & Pardiñas, U. F. J. (2019). Diversidad insospechada en los Andes de Ecuador: Filogenia del grupo “*cinereus*” de *Thomasomys* y descripción de una nueva especie (Rodentia, Cricetidae). *Mastozoología Neotropical*, 26(2), 308–330. <https://doi.org/10.31687/saremMN.26.2.7>
- Buckner, C. H. (1964). Preliminary trials of a camera recording device for the study of small mammals. *Canadian Field-Naturalist*, 78(2), 77–79

- Burneo, S. F., & Camacho, M. A. (2008). Zonas prioritarias de investigación en base a análisis de sesgos de muestreo en la colección de mamíferos de QCAZ. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, 19(1-2), 22–22
- Burneo, S. F., Proaño, M. D., & Tirira, D. G. (Eds.). (2015). *Plan de acción para la conservación de los murciélagos del Ecuador*. Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador; Ministerio del Ambiente del Ecuador
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). Wildlife camera trapping: A review, and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Carthew, S. M., & Slater, E. (1991). Monitoring animal activity with automated photography. *Journal of Wildlife Management*, 55(3), 689–692.
- Champion, F. W. (1933). *The jungle in sunlight and shadow*. Chatto & Windus.
- Chanchanía, P., Gerber, B. D., & Noona, B. R. (2018). Elevated potential for intraspecific competition in territorial carnivores occupying fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 227, 275–283. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028>
- Chao, A., & Chiu, C.-H. (2016). Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(8), 919–928. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12551>
- Chapman, F. M. (1927). Who treads our trails? *National Geographic Magazine*, 52(3), 330–345.
- Cifuentes Arias, M. (1992). Establecimiento y manejo de zonas de amortiguamiento. *Revista Forestal Centroamericana*, 24, 17–22.
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples* (Version 9.1.0) [Software]. <http://purl.oclc.org/estimates>
- Cruz, A., Pacheco, V., & Rivas, A. (2021). Modelos de ocupación para datos de cámaras trampa: De los conceptos a la interpretación. *Mammalogy Notes*, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.52677/mammnot.2021.1.a1>
- de Oliveira, T. G. (1998). *Herpailurus yagouaroundi*. *Mammalian Species*, 578, 1–6. <https://doi.org/10.2307/0-306-10219-1>
- Díaz-Pulido, A., & Payán Garrido, E. (2012). *Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt; Panthera Colombia.
- Fujita, M. K., Leaché, A. D., Burbrink, F. T., McGuire, J. A., & Moritz, C. (2012). Coalescent-based species delimitation in an integrative taxonomy. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(9), 480–488. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.04.012>
- Gallina, S., & López-González, C. (Ed.). (2011). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna: Volumen I*. Universidad Autónoma de Querétaro; Instituto de Ecología. <http://www.uaq.mx>

- Gatica, A., Ochoa, A. C., Maroli, M., Cuenca, F., Cuenca, B., Ayarragaray Tabuenca, M., & Gómez Vinassa, M. L. (2024). Ensemble de mamíferos medianos y grandes del Parque Natural Provincial "Islas y Canales Verdes del Río Uruguay". *Acta Zoológica Lilloana*, 68(1), 37–57.
- García, T., & Tirira, D. G. (2017). *Mamíferos de la Reserva Biológica del Río Bigal, Amazonía del Ecuador: Una guía de campo* (1ª ed.). Fundación Ecológica Sumac Muyu.
- García-Morales, R., Moreno, C., & Bello-Gutiérrez, J. (2011). Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: El número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya*, 2(3), 205–215. <https://doi.org/10.12933/therya-2-205>
- Guevara Alvarado, N. (2023). Uso de cámaras trampa como método para el estudio de la avifauna en la República de Panamá. *Visión Antataura*, 7(1), 61–76.
- Godoy-Güinao, J., & Díaz, I. A. (2018). First records of rhynocryptid understory birds in the canopy of Chilean temperate rainforests. *Ornitología Neotropical*, 29(2), 297–300.
- Gurnell, J., Lurz, P. P. W., Shirley, M. D. F., Cartmel, S., Garson, P. J., Magris, L., & Steele, J. (2004). Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain. *Mammal Review*, 34(1), 51–74. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2004.00009.x>
- Gysel, L. W., & Davis, E. M. (1956). A simple automatic photographic unit for wildlife research. *Journal of Wildlife Management*, 20(4), 451–453.
- Hansen, R. A., & Coleman, D. C. (1998). Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 9(1–3), 17–23.
- Hehmeyer, A. (2025, March 10). *Utilizando el poder de la IA para identificar y rastrear especies*. World Wildlife Fund. <https://www.worldwildlife.org/descubre-wwf/historias/utilizando-el-poder-de-la-ia-para-identificar-y-rastrear-especies>
- Hepler, S. A., Erhardt, R., & Anderson, T. M. (2018). Identifying drivers of spatial variation in occupancy with limited replication camera trap data. *Ecology*, 99(9), 2152–2158. <https://doi.org/10.1002/ecy.2396>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hodge, A. M. C. (2014). Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foothills of Ecuador. *Mammalia*, 78(3), 395–402.
- Hodge, A. M. C., & Arbogast, B. S. (2016). Carnivore diversity at a montane rainforest site in Ecuador's Gran Sumaco Biosphere Reserve. *Oryx*, 50(3), 474–479. <https://doi.org/10.1017/S0030605314001044>
- Hulley, J. T. (1976). Maintenance and breeding of captive jaguarundis *Felis yagouaroundi* at Chester Zoo and Toronto. *International Zoo Yearbook*, 16(1), 120–122. <https://doi.org/10.1111/j.1748-1090.1976.tb01264.x>

- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Karahan, A., Basnou, C., Brummitt, N., Dauby, G., Darbi, M., Eggermont, H., Gauthier, P., Haase, P., Haesen, S., Janssen, J., Kark, S., Katsanevakis, S., Múcher, S., Niamir, A., Pe'er, G., Petrosillo, I., Proença, V., Roura-Pascual, N., Schmeller, D. S., Storkey, J., & Turkelboom, F. (2021). MAF biodiversity measurements: Species, ecosystem, and genetic diversity. *Open Research Europe*, 1, Article 119. <https://doi.org/10.12688/openreseurope.14517.1>
- Kays, R., Arbogast, B. S., Baker-Whatton, M., Beirne, C., Boone, H. M., Bowler, M., Burneo, S. F., Cove, M. V., Ding, P., Espinosa, S., Gonçalves, A. L. S., Hansen, C. P., Jansen, P. A., Kolowski, J. M., Knowles, T. W., Lima, M. G. M., Millspaugh, J., McShea, W. J., Pacifici, K., Parsons, A. W., Pease, B. S., Rovero, F., Santos, F., Schuttler, S. G., Sheil, D., Si, X., Snider, M., & Spironello, W. R. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, 11(6), 700–713. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>
- Kravchenko, V., Pustilnik, L., Nagari, M., Shtivelman, D., Furman, G., Poltavsky, A., Traore, M., Petrány, G., Yakovlev, R. V., & Müller, G. (2021). Application of time-lapse camera situated near a light source, for registration insects' rhythm of attraction to light (Lepidoptera: Noctuidae). *SHILAP Revista de Lepidopterología*, 49(194), 319–325.
- López Díaz, L. H., García Galindo, D. A., & Ruiz Páez, A. M. (2024). Cámaras trampa, una ventana a la vida silvestre en reservas naturales: Revisión de literatura y tendencias. *Saperes Universitas*, 7(1). <http://portal.amelica.org/ameli/journal/783/7834887003/>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Tilman, D., Wardle, D. A., Grime, J. P., & Schmid, B. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Loureiro, L. O., Lim, B. K., & Engstrom, M. D. (2018). A new species of mastiff bat (Chiroptera, Molossidae, *Molossus*) from Guyana and Ecuador. *Mammalian Biology*, 90, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.001>
- Lozada, S., Ramírez, G. F., & Osorio, J. H. (2015). Características morfológicas de un grupo de zarigüeyas (*Didelphis marsupialis*) del suroccidente colombiano. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 26(2), 200–205.
- Lozano, P. (2011). *Flora de las estribaciones andinas de la provincia de Napo*. ECOBONA (Serie Investigación y Sistematización No. 20).
- Mace, G. M., Barrett, M., Burgess, N. D., Cornell, S. E., Freeman, R., Grooten, M., & Purvis, A. (2018). Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability*, 1(9), 448–451. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0130-0>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than

- one. *Ecology*, 83(8), 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2\[1\]](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2[1])
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., & Franklin, A. B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8), 2200–2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L., & Nichols, J. D. (2004). Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), 546–555. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x>
- Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), Article R1174–R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.001>
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (Eds.). (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.
- Martínez-Gallardo, R., & Sánchez-Cordero, V. (1997). Historia natural de algunas especies de mamíferos terrestres. Capítulo del libro *Historia natural de los Tuxtlas*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mascarenhas-Junior, P. B., Sousa Correia, J. M., & Simões, P. I. (2023). Tracking Crocodylia: A review of telemetry studies on movements and spatial use. *Animal Biotelemetry*, 11, Article 21. <https://doi.org/10.1186/s40317-023-00324-5>
- Mannise, N. (2022). *Conservación: Métodos para el estudio de mamíferos amenazados* [PDF]. https://cuentaciencia.uy/wp-content/uploads/2022/Conservacion_Mamiferos_Teorico.pdf
- McDonald, B. W., Mason, B. M., Callaghan, C. T., Lashley, M. A., Baruzzi, C., & Sánchez, L. (2025). *Cámaras trampa para la vida silvestre (WEC472S/UW539)*. EDIS, University of Florida IFAS Extension.
- Ministerio del Ambiente. (2015). *Parque Nacional Sumaco*. <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/areas-protegidas/parque-nacional-sumaco-napo-galeras>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA.
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Díaz-Pulido, A. P., & 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. <https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a13>
- Muybridge, E., & Mozley, A. V. (1887). *Muybridge's complete human and animal locomotion: All 781 plates from the 1887 Animal locomotion*. Courier Dover Publications.
- Neilson, E. W., Avgar, T., Burton, A. C., Broadley, K., & Boutin, S. (2018). Animal movement affects interpretation of occupancy models from camera-trap surveys of unmarked animals. *Ecosphere*, 9(1), Article e02092. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2092>
- Neumiller, G. (2019). *Cambios en el cronograma de temporadas reproductivas de pingüinos de Magallanes (Spheniscus magellanicus): Relaciones entre eventos fenológicos y*

variables climáticas [Independent Study Project, SIT Study Abroad]. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/3273

- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Käranta, K. (Eds.). (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer.
- Oyanedel, A., Habit, E., Belk, M. C., Solís-Lufi, K., Colin, N., González, J., Jara, A., & Muñoz-Ramírez, C. P. (2018). Movement patterns and home range in *Diplomystes camposensis* (Siluriformes: Diplomystidae), an endemic and threatened species from Chile. *Neotropical Ichthyology*, 16(1), Article e170134.
- Palencia, P., Rowcliffe, J. M., Vicente, J., & Acevedo, P. (2021). Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1583–1592. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13916>
- Pearson, O. P. (1959). A traffic survey of *Microtus-Reithrodontomys* runways. *Journal of Mammalogy*, 40(2), 169–180.
- Pearson, O. P. (1960). Habits of *Microtus californicus* revealed by automatic photo records. *Ecological Monographs*, 30(3), 231–249.
- Pfeffer, S. E., Spitzer, R., Allen, A. M., Hofmeester, T. R., Ericsson, G., Widemo, F., Singh, N. J., & Cromsigt, J. P. G. M. (2018). Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 173–183. <https://doi.org/10.1002/rse2.62>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583–590.
- Ramírez-Chaves, H. E., Arango-Guerra, H. A., & Patterson, B. D. (2014). *Mustela africana* (Carnivora: Mustelidae). *Mammalian Species*, 46(903), 110–115. <https://doi.org/10.1644/9-17.1>
- Reddy, S., & Dávalos, L. M. (2003). Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography*, 30(11), 1719–1727. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00971.x>
- Reserva Biológica del Río Bigal. (2010). *Reserva Biológica del Río Bigal*. <http://bigalriverbiologicalreserve.org/es/>
- Reyna-Hurtado, R., Rojas-Flores, E., & Tanner, G. W. (2009). Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90(5), 1199–1209. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-387.1>
- Ríos-Alvear, G. (2016). *Integración de modelos de circuitos y modelos de ocupación de sitios para evaluar la conectividad de poblaciones de fauna silvestre* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Ecuador].
- Rodas-Trejo, J. (2024). Inteligencia artificial aplicada al monitoreo de fauna silvestre. *Revista Latinoamericana de Conservación*. <https://revistaconservacionlatinoamericana.org/ia-fauna>

- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623387>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01477.x>
- Salvador, J., & Espinosa, S. (2016). Density and activity patterns of ocelot populations in Yasuní National Park, Ecuador. *Mammalia*, 80(4), 395–403. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0048>
- Santana, A. (2025, March). Conservación en la Caatinga: ¿Cómo priorizar áreas protegidas para el futuro? *Mongabay Latam*. <https://es.mongabay.com/2025/03/conservacion-caatinga-como-priorizar-areas-protegidas-futuro/>
- Seymour, K. L. (1989). *Panthera onca*. *Mammalian Species*, 340, 1–9. <https://doi.org/10.2307/3504094>
- Shiras, G. (1913). Wild animals that took their own pictures by day and by night. *National Geographic Magazine*, 24(7), 763–834.
- Sunquist, M. E., & Sunquist, F. C. (2009). Family Felidae (cats). In D. E. Wilson & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the mammals of the world: Vol. 1. Carnivores* (pp. 54–169). Lynx Edicions.
- Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C., & Wolf, S. A. (2004). Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: An evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin*, 32(1), 357–365. <https://doi.org/10.2193/2003-33>
- Tinajero, R., J. (2017). *Composición de los ensambles de comunidades de murciélagos del Bosque Protector Cerro Blanco, Guayaquil* [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador].
- Tirira, D. (1999). Técnicas de campo para el estudio de mamíferos silvestres. In D. Tirira (Ed.), *Biología, sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador* (Publicación Especial No. 1, pp. 93–125). Sociedad para la Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad Ecuatoriana.
- Tirira, D. G. (2017). *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador* (2ª ed.). Asociación Ecuatoriana de Mastozoología; Editorial Murciélago Blanco (Publicación Especial sobre los Mamíferos de Ecuador No. 11).
- Tirira, D., & Boada, C. (2005). Evaluación ecológica rápida de la mastofauna en los bosques del suroccidente de la provincia de Esmeraldas. In M. Vázquez, J. Freile, & L. Suárez (Eds.), *Biodiversidad en el suroccidente de la provincia de Esmeraldas: Un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas* (pp. 109–127). EcoCiencia; Ministerio del Ambiente.
- Tirira, D. G., Brito, J., Burneo, S. F., Pinto, C. M., & Comisión de Diversidad de la Asociación Ecuatoriana de Mastozoología. (2025). *Mamíferos del Ecuador: Lista oficial actualizada de especies / Mammals of Ecuador: Official updated species checklist* (Version 2025.1). Asociación Ecuatoriana de Mastozoología. <http://aem.mamiferosdelecuador.com/>

- Vanderhoff, E. N., Hodge, A. M. C., Arbogast, B. S., Nilsson, J., & Knowles, T. W. (2011). Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the Eastern Andes of Ecuador. *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 271–279.
- Villalobos-Chaves, D., Ramírez-Fernández, J. D., Chacón-Madrigal, E., Pineda-Lizano, W., & Rodríguez-Herrera, B. (2016). *Clave para la identificación de los roedores de Costa Rica*. Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica.
- Villarreal, J. A. (2019). *Caracterización del uso de hábitat de tres especies de roedores en páramos de la Reserva Ecológica Antisana* [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador]. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23766808.2022.2132023>
- Voss, R. S. (2003). A new species of *Thomasomys* (Rodentia: Muridae) from eastern Ecuador, with remarks on mammalian diversity and biogeography in the Cordillera Oriental. *American Museum Novitates*, 3388, 1–47.
- Wilson, D. E., & Reeder, D. M. (Eds.). (2005). *Mammal species of the world: A taxonomic and geographic reference* (3rd ed.). Johns Hopkins University Press.
- Wilson, G. J., & Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28(2), 151–164. <https://doi.org/10.1071/WR00033>
- Zapata-Grajales, F. N., & Montoya-Osorio, J. C. (2025). El uso de cámaras trampa: Una posibilidad para potenciar la educación ambiental — un estudio con *Didelphis marsupialis*. *Revista Multidisciplinar Epistemología de las Ciencias*, 2(1), 356–387.
- Zapata-Ríos, G., Araguillín, E., & Jorgenson, J. (2006). Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la Cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 13(2), 227–238.