



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales

**Diversidad funcional de mamíferos y aves  
en un paisaje fragmentado: El caso de la  
región de Marqués de Comillas, Chiapas**

**T E S I S**

**Que presenta:**

**L.C.A. GONZALO ALEJANDRO HERNÁNDEZ AYALA**

**Como requisito para obtener el título de:  
Maestro en Ciencias en Ecología Integrativa**

**Tutor de Tesis:**

**Dr. Eduardo Mendoza Ramírez**

Morelia, Michoacán. Octubre 2023.



## **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para poder llevar a cabo mis estudios y trabajo de investigación del posgrado.

Al Proyecto de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) “Efectos de la deforestación de selvas sobre la biodiversidad en paisajes agroforestales tropicales (SEP-CONACyT-2016-285840), Investigador principal Miguel Martínez Ramos.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH). Al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA) y al Laboratorio de Análisis para la Conservación de la Biodiversidad (LACB) por proporcionarme el espacio y las herramientas necesarias para el desarrollo de mi investigación. A mis amigos del laboratorio con quienes he compartido muy buenos momentos tanto en campo, congresos, talleres, cursos y fuera del escritorio y quienes siempre me han apoyado de manera desinteresada en cualquier duda que tuviera por pequeña que fuera. ¡Arriba el LACB!

A mi asesor/sensei el Dr. Eduardo Mendoza Ramírez quien tuvo la confianza de aceptarme como su alumno y de quien he aprendido muchísimo. Por siempre estar disponible y al pendiente de mi trabajo, así como en apoyar mis decisiones para realizar la investigación y de involucrarme en otros proyectos del laboratorio. Además, agradezco su amistad, su paciencia y buena disposición de apoyarme aun cuando me tuviera que explicar mil veces alguna duda.

A los miembros de mi comité sinodal el Dr. Javier Salgado Ortiz, Dra. Clementina González Zaragoza, Dra. Yvonne Herreras Diego, Dra. Isela Edith Zermeno Hernández y la Dra. Ana María González Di Pierro por sus valiosos comentarios que sin duda alguna mejoraron y enriquecieron este trabajo. ¡Gracias!



A mi familia que sin duda alguna son mi principal fuente de apoyo y que sin su esfuerzo, paciencia y cariño esto no sería posible. Por aquellas personas que ya no están pero que sin duda llevo en mi memoria. Especialmente agradezco a mi mamá que siempre está al pendiente de mi trayectoria y de alentarme en que puedo lograr mis metas y mostrármelo con su ejemplo. A Vane quien es una de las personas más especiales en mi vida y a quien admiro por poseer una férrea convicción en sus ideologías y que ciegamente me apoya y me motiva a seguir adelante. Por su amor, su amistad, sus consejos y su energía que me levantan el ánimo siempre que lo necesito. Espero ser también una persona en la que puedas encontrar eso y más. Te amo.

A mis amigos los “Pochis” por esos viajes y esa buena y larga amistad que tenemos. Especialmente al “Rainbow team” con quienes he compartido un sin fin de historias y recuerdos más memorables. Personas que he visto crecer, admiro y que me motivan con su ejemplo a seguir adelante. A mi buen amigo y roomie Pablillo por su amistad sincera que no es fácil encontrar y de estar siempre en buena disposición de ayudarme y escucharme cuando lo he necesitado.

Obviamente no podían faltar mis perrhijas Sasha, Moka y Niña que me acompañaron en esas largas noches de desvelo y que día a día me hacen sonreír.

Y la neta pues a mí también.



## Índice de contenido

Resumen general.....	8
General summary.....	9
Introducción General.....	10
Objetivos.....	14
Objetivo general.....	14
Objetivos particulares.....	14
Hipótesis.....	14
Predicción.....	15
Justificación.....	15
Referencias.....	16
Capítulo I. Camera-trapping complements point count bird surveys by detecting rare and secretive large bodied species in a highly threatened tropical forest.....	20
Abstract.....	21
Introduction.....	22
Material and methods.....	24
Study site.....	24
Camera trapping design.....	26
Bird survey based on point counts.....	27
Camera trap database organization.....	27
Data analysis.....	28
Results.....	29
Discussion.....	35
References.....	38
Supplementary material.....	43



Capítulo II. Diversidad funcional y taxonómica de mamíferos y aves medianas y grandes en un gradiente de deforestación.....	50
Introducción.....	51
Materiales y métodos.....	53
Sitio de estudio.....	53
Unidades del paisaje y gradiente de deforestación.....	54
Diseño de muestreo de fototrampeo.....	55
Muestreo de aves a partir de puntos de conteo.....	55
Organización de base de datos.....	56
Rasgos funcionales.....	56
Análisis de la diversidad funcional.....	59
Índice de Diversidad Funcional (FD).....	59
Resultados.....	61
Comparación de la composición de especies entre las distintas unidades de paisaje con diferentes categorías de perturbación .....	62
Análisis de la diversidad funcional.....	64
Discusión.....	69
Conclusiones generales.....	76
Referencias.....	78
Anexos.....	84
Anexo 1. Listado taxonómico de las especies de mamíferos registradas.....	84
Anexo 2. Listado taxonómico de las especies de aves registradas.....	86
Anexo 3. Localización geográfica de los 18 sitios de muestreo realizado para mamíferos.....	92
Anexo 4. Localización geográfica de los 18 sitios de muestreo realizado para aves.....	93
Anexo 5. Dendrogramas realizados para mamíferos.....	94
Anexo 6. Dendrogramas realizados para aves.....	95
Anexo 7. Glosario.....	98



### Índice de figuras (Capítulo I)

<b>Figura 1.</b> Localización geográfica del sitio de estudio.....	26
<b>Figura 2.</b> Riqueza de especies de aves por ambos métodos.....	29
<b>Figura 3.</b> Avifauna registrada por fototrampeo.....	30
<b>Figura 4.</b> Masa corporal de avifauna en ambos métodos.....	32

### Índice de figuras (Capítulo II)

<b>Figura 1.</b> Localización geográfica del sitio de estudio.....	53
<b>Figura 2.</b> Riqueza de especies de mamíferos y aves registradas.....	61
<b>Figura 3.</b> Similitud de la composición de mamíferos en un gradiente de deforestación.....	62
<b>Figura 4.</b> Similitud de la composición de aves en un gradiente de deforestación .....	63
<b>Figura 5.</b> Masa corporal de mamíferos en un gradiente de deforestación .....	65
<b>Figura 6.</b> Asociación de variables “nivel trófico” y “grado de perturbación” para mamíferos.....	66
<b>Figura 7.</b> Masa corporal de aves en un gradiente de deforestación.....	68
<b>Figura 8.</b> Asociación entre la variable “dieta” y “grado de perturbación” para aves.....	68



### Índice de tablas (Capítulo I)

<b>Tabla 1.</b> Registro de avifauna para ambos métodos.....	33
<b>Tabla 1s.</b> Cobertura forestal de las unidades de paisaje.....	43
<b>Tabla 2s.</b> Registro de avifauna para la región de Marqués de Comillas, Chiapas.....	44
<b>Table 3s.</b> Avifauna registrada en las distintas unidades de paisaje.....	47

### Índice de tablas (Capítulo II)

<b>Tabla 1.</b> Porcentajes de cobertura forestal para cada unidad de paisaje.....	54
<b>Tabla 2.</b> Rasgos funcionales seleccionados para mamíferos.....	57
<b>Tabla 3.</b> Rasgos funcionales seleccionados para aves.....	58



## **Resumen general**

La defaunación es una de las grandes amenazas que enfrenta la biodiversidad ya que causa una gran pérdida de especies animales y de las funciones ecológicas que éstas desempeñan. La deforestación y fragmentación del hábitat son de los principales factores asociados con la defaunación. Gran parte de la investigación sobre la defaunación se ha centrado en sus impactos a nivel de cambios en la riqueza de especies, en comparación, menos estudios se han centrado en los efectos a nivel funcional. Evaluamos cómo la deforestación y fragmentación de la selva en la región de Marqués de Comillas, Chiapas afecta la composición y diversidad taxonómica y funcional de mamíferos terrestres y aves de talla mediana y grande del sotobosque. Se seleccionaron 18 unidades de paisaje de 1 km<sup>2</sup> a lo largo de un gradiente de deforestación (0.8% a 100%) y se colocaron cinco cámaras-trampa en temporada de lluvias y secas (30 días en cada una). Registramos un total de 25 especies de mamíferos y 122 de aves. Además, recopilamos una base de datos con los rasgos funcionales (masa corporal, dieta, nivel trófico, descendencia, camadas por año, patrón de actividad, rango hogareño y estrato y comportamiento de forrajeo) de esas especies a partir de bases de datos y literatura. Calculamos el índice de diversidad funcional (FD) y realizamos un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) y encontramos que existe una variación en el valor del índice, así como diferencias en la riqueza y composición de especies dependiendo del grado de disturbio (bajo, medio y alto) de los sitios. De manera paralela, analizamos como las cámaras trampa son herramientas complementarias clave para el registro de la avifauna. Encontramos que las cámaras-trampa permitieron el registro de especies con una talla corporal promedio mayor a aquellas obtenidas mediante técnicas convencionales.

**Palabras clave:** defaunación, fragmentación, procesos ecológicos, rasgos funcionales, Selva Lacandona





## General summary

Defaunation is one of the great threats to biodiversity as it causes a great loss of animal species and the ecological functions they play. Deforestation and habitat fragmentation are among the main factors associated with defaunation. Much of the research on defaunation has focused on its impacts at the level of changes in species richness, in comparison, fewer studies have focused on effects at the functional level. We evaluate how the deforestation and fragmentation of the forest in the region of Marqués de Comillas, Chiapas affects the composition and taxonomic and functional diversity of terrestrial mammals and birds of medium and large size of the understory. 18 landscape units of 1 km<sup>2</sup> were selected along a deforestation gradient (0.8% to 100%) and five trap cameras were placed in rainy and dry season (30 days each). We recorded a total of 25 species of mammals and 122 species of birds. In addition, we compiled a database of functional traits (body mass, diet, trophic level, offspring, litters per year, activity pattern, home range and stratum and foraging behavior) of these species from databases and literature. We calculated the functional diversity index (FD) and performed a Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis and found that there was a variation in the value of the index, as well as differences in species richness and composition depending on the degree of disturbance (low, medium and high) of the sites. In parallel, we analyze how trap cameras are key complementary tools for recording avifauna. We found that the trap cameras allowed the registration of species with an average body size greater than those obtained by conventional techniques.

**Keywords:** defaunation, ecological processes, fragmentation, functional traits, Lacandon Forest



## **Introducción general**

La deforestación debido al cambio de uso de suelo es actualmente una de las principales amenazas que enfrenta la biodiversidad (Paulsen, 2003). Desde hace algunos años la deforestación y fragmentación de los hábitats naturales se han reconocido como importantes factores de cambios en la estructura y función de los ecosistemas (Saunders et al., 1991; Debinski y Holt, 2000). El proceso de fragmentación se manifiesta como un aislamiento geográfico de las poblaciones de flora y fauna disminuyendo su movimiento natural y la posibilidad de flujo génico (Morera et al., 2006). Esto tiene un efecto inmediato en la reducción del hábitat para las especies, que puede ocasionar un proceso de defaunación o desaparición parcial o total de especies de algunos grupos como insectos, aves y mamíferos (Dirzo et al., 2014). La transformación de los hábitats naturales, a su vez, favorece la entrada de especies invasoras y vectores de enfermedades. Se ha estimado que aproximadamente el 50% de los casos de extinción de fauna silvestre (de los que se conocen sus causas) involucran el impacto de especies invasoras (Clavero y García-Berthou, 2005).

La defaunación es uno de los problemas ambientales más graves que experimenta el planeta en el Antropoceno. Se estima que entre 11,000 a 58,000 especies de animales se pierden al año, principalmente por la destrucción de sus hábitats, impactos de especies invasoras y la sobreexplotación (Hoffmann et al., 2010; Scheffers et al., 2012; Mora et al., 2013). Las implicaciones biológicas que tiene la defaunación son múltiples y pueden expresarse en una variedad de escalas espaciales y temporales. Por ejemplo, a través de estudios observacionales y experimentales, se ha demostrado que la defaunación de los pequeños vertebrados conduce a cascadas multitróficas, las cuales afectan la abundancia de herbívoros, modificando a su vez los niveles de herbivoría en las plantas y su biomasa, la producción de alimentos y el control de plagas en cultivos (Karp et al., 2013). En el mismo sentido, la defaunación degrada procesos ecológicos tales como la polinización, depredación y dispersión de semillas, bioerosión (acción erosiva producida por organismos sobre un sustrato duro en este caso por actividad de depredadores y/o carroñeros), movimiento de nutrientes y depredación (Dirzo et al., 2014). Aproximadamente el 22% de las especies de mamíferos del mundo, la mayoría de talla mediana y grande, se encuentran en alguna categoría de peligro que va desde la vulnerabilidad hasta la extinción (IUCN, 2021). La situación para las aves es similar, ya que aproximadamente el 15% de las especies se encuentran dentro de las categorías anteriormente mencionadas (IUCN, 2021).



Los mamíferos, son un grupo de vertebrados que juegan un papel fundamental para mantener la estructura y función de los ecosistemas (Rumiz, 2010). En el mismo sentido, las aves son importantes debido al papel que juegan en la provisión de servicios como la polinización y la dispersión de semillas, lo cual está ligado a la producción de alimento y regeneración de la cobertura vegetal (Anderson et al., 2011). Además, varias especies de estos grupos, incluyendo los murciélagos, y aves como *Ceratopipra mentalis* funcionan como bioindicadores que responden a los disturbios antrópicos (Feria et al., 2013).

Si bien hay una clara asociación entre perturbación y pérdida de la biodiversidad, existen casos en los que un nivel moderado de disturbio puede resultar en un incremento de la diversidad (Connell, 1978). Estos casos generalmente son resultado de una mezcla de especies con distintos grados de tolerancia al disturbio (Roxburgh et al. 2004). Se ha planteado que los disturbios naturales promueven la liberación de recursos en el ecosistema facilitando su aprovechamiento. En este sentido, el sistema puede “renovarse” siempre y cuando las fuentes de germoplasma no hayan sido fuertemente alteradas (Vega y Peters, 2003). Lo anterior se expresa en la hipótesis del disturbio intermedio la cual plantea que un ecosistema es capaz de funcionar y mantenerse correctamente cuando en su dinámica existen eventos de perturbación frecuentes, pero de intensidad moderada. Estos eventos promueven la coexistencia entre los individuos en la comunidad, así como la capacidad de los mismos para adaptarse a dichos procesos de disturbio (Roxburgh et al., 2004).

Al impacto directo de la pérdida y fragmentación del hábitat se agrega el de la cacería. Benítez-López et al., (2017) analizaron el impacto de la cacería en términos de la reducción en la abundancia y la presencia de las poblaciones de aves y mamíferos en la región pantropical. A través de un meta-análisis de 176 estudios, estos investigadores encontraron, que, en áreas de bosque relativamente poco perturbadas en términos de su vegetación, las poblaciones de mamíferos y aves han experimentado reducciones promedio del 58% y 83%, respectivamente. Para el caso de México también se tienen registrados algunos casos notorios de impactos sobre la fauna silvestre asociados con la extracción ilegal de fauna silvestre (Sosa-Escalante, 2011).



Los vertebrados de talla mediana y grande están entre las especies más vulnerables a extinguirse a consecuencia de los procesos de degradación del hábitat (Dirzo, 2001). Para ambos grupos (mamíferos y aves) se ha encontrado que las especies más afectadas por la pérdida de hábitat son aquellas con un tamaño corporal grande, un área de distribución geográfica pequeña y una capacidad limitada de dispersión (Roff y Roff, 2003; Gage et al., 2004; Lees y Peres, 2008). Así mismo, los organismos con mayor talla corporal necesitan una mayor extensión territorial para cubrir sus requerimientos alimenticios y reproductivos (Cardillo y Meijaard, 2012).

El análisis de la diversidad biológica puede abordarse desde diferentes perspectivas como la taxonómica, filogenética, genética, evolutiva o funcional (Devictor et al., 2010; Mazel et al., 2014; Fergnani y Ruggiero, 2015). En particular, el estudio de la diversidad desde el punto funcional es un enfoque que permite analizar a las comunidades en términos de los papeles ecológicos que las especies realizan. Lo anterior a partir del análisis de sus características morfológicas, fisiológicas o conductuales que influyen en su desempeño y que afectan el funcionamiento y mantenimiento de los ecosistemas (Petchey y Gaston, 2006; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Se plantea entonces, que la diversidad funcional puede ser un predictor más certero de la productividad y vulnerabilidad de los ecosistemas que la diversidad taxonómica (Hooper et al. 2005).

Existen algunos antecedentes sobre el estudio del impacto del disturbio antrópico sobre la diversidad funcional de aves y mamíferos, como el estudio realizado por Flynn et al. (2009). Dicho estudio consistió en un meta-análisis para evaluar el efecto del cambio de uso de suelo sobre la diversidad funcional de mamíferos, aves y plantas utilizando el índice Functional Diversity (FD) propuesto por Petchey y Gaston (2002). Para mamíferos se tomaron en cuenta los siguientes rasgos: masa corporal, gremio alimenticio (carnívoro, herbívoro, insectívoro y omnívoro), principal tipo de alimento consumido (invertebrados, frutos, semillas, etc.), periodo de actividad (diurno o nocturno), tipo de refugio utilizado (acuático, arbóreo, madriguera, etc.) y el tamaño de sus camadas. Para las aves, los rasgos utilizados fueron: masa corporal, gremio alimenticio (carnívoro, herbívoro, insectívoro y omnívoro), tipo de alimento (invertebrados, frutos, néctar, semillas, etc.), lugar de forrajeo (suelo, dosel, sotobosque, etc.) y habito de forrajeo (suelo, hojas, aéreo, etc.). Los autores concluyeron que la perturbación reduce la riqueza funcional tanto de mamíferos como de aves. En el mismo sentido, Ahumada et al. (2011) evaluaron la diversidad taxonómica y la funcional de mamíferos en un gradiente de fragmentación enfocándose en el tamaño corporal y la categoría



trófica. Encontraron que la riqueza de especies, la diversidad funcional y la ocupación de especies disminuye a medida que el paisaje se vuelve más fragmentado, siendo algunos grupos funcionales más sensibles que otros.

Si bien se ha avanzado en la implementación del enfoque funcional, este avance no ha sido equitativo debido a que se ha enfocado más en plantas (Vandewalle et al. 2010). Es importante realizar más estudios enfocados en vertebrados para evaluar el posible impacto funcional que puede tener la pérdida de estos organismos en los ecosistemas. Así mismo, un conocimiento más amplio de la diversidad funcional de grupos como las aves y los mamíferos puede permitir tener una visión más clara para identificar áreas críticas para la conservación (Margules y Pressey, 2000). Distintos autores, como Strecker et al. (2011) han resaltado que la conservación debería estar encaminada también hacia la conservación de las relaciones funcionales y filogenéticas entre taxones ya que son determinantes ecológicos y evolutivos clave de la biodiversidad (Faith, 1992).

Vinculado al estudio de la diversidad faunística en ambientes antropizados está el tema de la urgente necesidad de obtener información confiable sobre la presencia de especies que muchas veces son difíciles de detectar por sus hábitos evasivos. El uso de cámaras trampa ha revolucionado el estudio de la fauna silvestre, principalmente en el caso de los mamíferos, al demostrar ser una herramienta sumamente efectiva para registrar la presencia de la fauna (McCallum, 2013; Mendoza et al. 2022). Si bien, su uso ha estado dirigido principalmente a mamíferos, existe un creciente número de estudios que las han utilizado en otros grupos de organismos como las aves, con el fin de ampliar de manera expedita el registro de especies raras y crípticas, así como para análisis del impacto antrópico sobre este grupo (Mosquera-Muñoz et al. 2014).

La presente investigación, se enfoca en analizar la diversidad taxonómica y funcional de mamíferos y aves de talla mediana y grande presentes en 18 unidades de paisaje de 1 km<sup>2</sup> a lo largo de un gradiente de deforestación en la selva de la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Las condiciones de perturbación antrópica presentes en el sitio de estudio son el resultado de la conversión de selva a sitios agropecuarios, dejando como resultado un paisaje fragmentado y degradado. De manera secundaria se analiza el fototrampeo como una herramienta para obtener información complementaria a la generada con métodos estándar (puntos de conteo) para el registro de la avifauna.



## **Objetivos**

### **Objetivo general:**

Evaluar cómo los cambios en la diversidad taxonómica y funcional de mamíferos y aves de talla mediana y grande a lo largo de un gradiente de deforestación y analizar la capacidad del fototrampeo como herramienta complementaria para registrar la diversidad de aves medianas y grandes del sotobosque en sitios con diferentes grados de perturbación.

### **Objetivos particulares:**

1. Realizar un inventario, mediante fototrampeo, de las especies de mamíferos y aves presentes en unidades del paisaje ubicadas en un gradiente de deforestación de selva húmeda.
2. Caracterizar desde el punto de vista funcional a las especies de mamíferos y aves registradas.
3. Analizar las diferencias en la diversidad taxonómica (riqueza y composición) y funcional de la fauna en función del grado de deforestación.
4. Comparar la riqueza de especies de aves que se registran mediante fototrampeo y con un método estándar de muestreo de la avifauna (puntos de conteo) en un gradiente de deforestación.

## **Hipótesis**

La modificación del paisaje que ocurre cuando se transforma la selva a áreas destinadas a la ganadería o monocultivos favorece a un subconjunto de aves y mamíferos que comparten atributos de historia de vida que los hacen más aptos a las nuevas condiciones. Así mismo, la deforestación generada por la frontera agropecuaria afecta la presencia de mamíferos y aves de talla mediana y grande principalmente y por ende la diversidad funcional asociada a dichas especies.



## **Predicciones**

1. Se espera encontrar mayor riqueza de especies y una mayor diversidad funcional de mamíferos y aves en sitios más conservados o con un disturbio intermedio.
2. Se espera alta disimilitud en la composición de especies de aves y mamíferos entre las unidades de paisaje más conservadas y las más perturbadas.
3. Las especies de mayor tamaño, que tienden a ser más susceptibles al impacto humano, se concentran en los sitios más conservados.

## **Justificación**

Son aún pocos los estudios que han analizado en su conjunto la diversidad funcional de mamíferos y aves en sitios con distinto grado de perturbación, sin embargo, la importancia que tiene este tema en cuestión de conservación de la biodiversidad y los ecosistemas es clave. Incluir el aspecto funcional de las especies puede permitir un mejor entendimiento del impacto que tiene la perturbación antrópica sobre la biodiversidad (Suding et al. 2008). Por otra parte, el encontrar evidencia de que a través del fototrampeo se pueden obtener estimaciones certeras de la riqueza de especies de aves de tamaño corporal mediano y grande en ambientes antropizados puede sentar las bases para establecer programas de monitoreo más eficientes.



## Referencias

- Ahumada, J. A., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., & 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.
- Anderson, S. H., Kelly, D., Ladley, J. J., Molloy, S., & Terry, J. (2011). Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science*, 331(6020), 1068-1071.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A. M., Ingram, D. J., Verweij, P. A., Eikelboom, J. A. J., & Huijbregts, M. A. J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356(6334), 180-183.
- Cardillo, M., & Meijaard, E. (2012). Are comparative studies of extinction risk useful for conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 27(3), 167-171.
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296(5569), 904-907.
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in ecology & evolution*, 20(3), 110.
- Connell, J. H. (1979). Response: Intermediate-Disturbance Hypothesis. *Science*, 204(4399), 1345-1345.
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87.
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2), 342-355.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N., (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13: 1030–1040.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406.





- Dirzo, R. (2001). Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. In *Ecology: achievement and challenge: the 41st Symposium of the British Ecological Society sponsored by the Ecological Society of America held at Orlando, Florida, USA, 10-13 April 2000* (pp. 319-335). Blackwell Science.
- Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological conservation*, 61(1), 1-10.
- Fergnani, P. N., & Ruggiero, A. (2015). Ecological diversity in South American mammals: their geographical distribution shows variable associations with phylogenetic diversity and does not follow the latitudinal richness gradient. *PLoS One*, 10(6), e0128264.
- Feria-Arroyo, T.P., G. Sánchez-Rojas, R. Ortiz-Pulido, J. Bravo-Cadena, E. Calixto-Pérez, J.M. Dale, J.N. Duberstein, P. Illoldi-Rangel, C. Lira y J. Valencia-Herverth. (2013). Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil* 14(1):47-55.
- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.
- Gage, G. S., Brooke, M. D. L., Symonds, M. R. E., & Wege, D. (2004, May). Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. In *Animal Conservation forum* (Vol. 7, No. 2, pp. 161-168). Cambridge University Press.
- Galetti, M., Giacomini, H. C., Bueno, R. S., Bernardo, C. S., Marques, R. M., Bovendorp, R. S., ... & Peres, C. A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229-1241.
- González-Valdivia, N. A., Arriaga-Weiss, S. L., Ochoa-Gaona, S., Ferguson, B. G., Kampichler, C., & Pozo, C. (2012). Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta zoológica mexicana*, 28(2), 237-269.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H., ... & Veloso, A. (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *science*, 330(6010), 1503-1509.



- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- IUCN. (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1.
- Karp, D. S., Mendenhall, C. D., Sandí, R. F., Chaumont, N., Ehrlich, P. R., Hadly, E. A., & Daily, G. C. (2013). Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology letters*, 16(11), 1339-1347.
- Lees, A. C., & Peres, C. A. (2008). Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal conservation*, 11(2), 128-137.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253.
- Mazel, F., Guilhaumon, F., Mouquet, N., Devictor, V., Gravel, D., Renaud, J., ... & Thuiller, W. (2014). Multifaceted diversity–area relationships reveal global hotspots of mammalian species, trait and lineage diversity. *Global ecology and biogeography*, 23(8), 836-847.
- McCallum, J. (2013). Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types. *Mammal Review*, 43(3), 196-206.
- Mendoza, E., Camargo-Sanabria, A. A., & Godínez-Gómez, O. (2022). Is camera trapping helping us to fill knowledge gaps related to the conservation of wild mammals? *Journal for Nature Conservation*, 126282.
- Mora, C., Rollo, A. & Tittensor, D. P. Comment on ‘Can we name Earth’s species before they go extinct?’. *Science* 341, 237 (2013).
- Mosquera-Muñoz, D. M., Corredor, G., Pedro, C., & Armbrecht, I. (2014). Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de Farallones de Cali. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 18(2), 144-156.
- Paulsen, J. (2003). Human impacts on tropical forest biodiversity and genetic resources.
- Peres, C. A. (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates. *Conservation biology*, 15(6), 1490-1505.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3), 402-411.
- Petchey, O.L. y K.J. Gaston. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-748.



- Roff, D. A., & Roff, R. J. (2003). Of rats and Maoris: a novel method for the analysis of patterns of extinction in the New Zealand avifauna before European contact. *Evolutionary Ecology Research*, 5(5), 759-779.
- Roxburgh, S. H., Shea, K., & Wilson, J. B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85(2), 359-371.
- Rumiz, D. I. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*, 2, 53-73.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Scheffers, B. R., Joppa, L. N., Pimm, S. L., & Laurance, W. F. (2012). What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 27(9), 501-510.
- Sosa-Escalante, J. E. (2011). Aplicación de la ley para el combate del tráfico ilegal de vida silvestre en México: El caso de Charco Cercado. *Therya*, 2(3), 245-262.
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B., & Paukert, C. P. (2011). Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, 21(8), 3002-3013.
- Suding, K. N., Lavorel, S., Chapin Iii, F. S., Cornelissen, J. H., Díaz, S., Garnier, E., ... & Navas, M. L. (2008). Scaling environmental change through the community-level: A trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14(5), 1125-1140.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2921-2947.
- Vega, E., & Peters, E. (2003). Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. *Conservación de ecosistemas templados de montaña de México*. O. Sánchez, E. Vega, E. Peters, O. Monroy-Vilchis (eds.). *Diplomado en Conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. Instituto Nacional de Ecología/SEMARNAT. México, 137-151.



*Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales*



# Capítulo I

**Camera-trapping complements point count bird surveys by  
detecting rare and secretive large-bodied species in a highly threatened tropical  
forest**



## **Abstract**

There is an urgent need to increase the periodicity and coverage of bird species inventories due to the alarming decline of species, particularly in tropical forests. Camera trapping, traditionally focused on surveying mammals, is emerging as a promissory tool to complement traditional bird surveying methods. However, few comparisons of bird surveys with traditional methods and camera trapping have been conducted in highly biodiverse areas subjected to strong anthropogenic threats. We conducted camera-trapping and point count surveys of medium/large bird species occurring in 1 km<sup>2</sup> landscape units (LU) along a forest loss gradient in Lacandon forest, Mexico. We compared the number of species recorded by both methods and contrasted the body mass and conservation status of the species recorded exclusively by each surveying method. We recorded 2.6 more species by point counts than by camera trapping and there was no relationship between the number of species recorded in the LUs by these two methods. Birds recorded exclusively by camera traps tended to be larger bodied and more threatened species. Camera trapping is a promising tool to complement bird surveys and to try to cope with the urgent need to document bird response to anthropogenic threats.

**Key words:** anthropogenic threats, bird ecology, bird surveying, Lacandon forest, tropical diversity.



## **Introduction**

Monitoring of biodiversity plays a central role in supporting conservation, management actions as well as in implementing environmental policies (Schmeller et al., 2017). The Anthropocene is characterized by the manifestation of the human endeavor fingerprint in any component of biodiversity. For example, globally 13% of bird species are in danger of extinction due to habitat loss, hunting, pollution, and interaction with exotic fauna (MacGregor-Fors & Schondube, 2012; IUCN, 2022). With birds in particular, the impact reverberates not just in species loss, but also at different ecological levels including the alteration of key ecological functions such as pollination, seed dispersal, and pest control (Sekercioglu, 2006; Boyer & Jetz 2014).

Methods to generate inventories of bird species such as those based on the recording of sightings and songs along transects, such as point counts or the capture of individuals using mist nets have long been acknowledge as popular recommended sampling methods (Angehr et al., 2002). The application of these methods involves skills to identify bird species in the field both, by sight and ear, or manipulate individuals captured by mist nets, as well as acquisition of the equipment used. Moreover, the training to develop these skills requires access to qualified instructors and, usually, a significant investment of time (González-García, 2011). These requirements can limit the availability of trained researchers and therefore the coverage of bird surveys both across different regions of the world and over time. Different approaches have been undertaken to increase the availability of bird inventories, including efforts based on citizen science and monitoring conducted by local people (Becker et al., 2005; Greenwood 2007; Neate-Clegg et al., 2020). However, due to the magnitude and generality of the anthropogenic threat impinging on bird populations, any additional source of sound data is of great value to increase our awareness of the current global state of bird populations.



Camera trapping is widely recognized as a very valuable tool for studying wild mammals (Rowcliffe, 2017; Mendoza et al., 2022). Among the most frequently mentioned advantages of camera trapping are its effectiveness in recording the activity of highly secretive species, its low impact on the species' habitat, and the minimum training needed for effective equipment operation (Carbone et al., 2001; Dinata et al., 2008; Kelly 2008, Vine et al., 2009; O'Connell et al., 2011; Ahumada et al., 2013). Whereas the vast majority of camera trapping studies have been focused on mammals, there is an increasing trend of using this tool in a greater variety of species, such as birds. Camera trapping has been recently used to record the presence of cryptic bird species (O'Brien & Kinnaird 2008), and to estimate the abundance and distribution patterns of different bird species and to estimate the species richness of bird communities (Dinata et al., 2008; Arnulphi, et al., 2013; Belda et al., 2009). Likewise, camera trapping has been applied to study bird nest predation (Buler & Hamilton, 2000), parental care behavior (Pietz & Granfors, 2005) and to analyze bird-driven seed dispersal (Rojas-Robles et al., 2012).

Some studies have focused on comparing the results of bird surveys based on standard methods and camera trapping (Wix & Reich 2019; Zárate-Betzel et al., 2019). The results of these studies suggest that the combination of camera trapping with standard methods can lead to more complete bird surveys, particularly by adding records of rare and secretive species. Thus, the implementation of tools such as camera traps that are active for a longer and different times than the point counts method can help maximize the recording of avifauna by capturing species with different activity patterns. However, more research is needed to have a more comprehensive view of the degree of complementarity of these different methodological approaches. In particular, additional research is greatly needed in highly diverse ecosystems undergoing strong anthropogenic pressure.



In this study, we aim to compare the results of bird surveys conducted using point counts, one of the most widely bird surveying methods (Villaseñor-Gómez & Santana 2003; González-García, 2011), with camera trapping in a highly diverse tropical forest subjected to strong anthropogenic threat (i.e., deforestation). For our analysis we focused particularly on medium and large bird species that inhabit mainly in the understory foraging stratum as they are more likely to be recorded by camera traps. Specifically, we a) compared bird species richness of medium sized and large birds (> 31 g), recorded by point counts and camera trapping along a deforestation gradient, and b) contrasted the body mass and conservation status of the species recorded exclusively by each surveying method. In this study, we provide evidence that camera traps are a complementary technique to aid in recording of bird species that are otherwise under represented in traditional bird survey techniques.

## **Materials and methods**

### ***Study site***

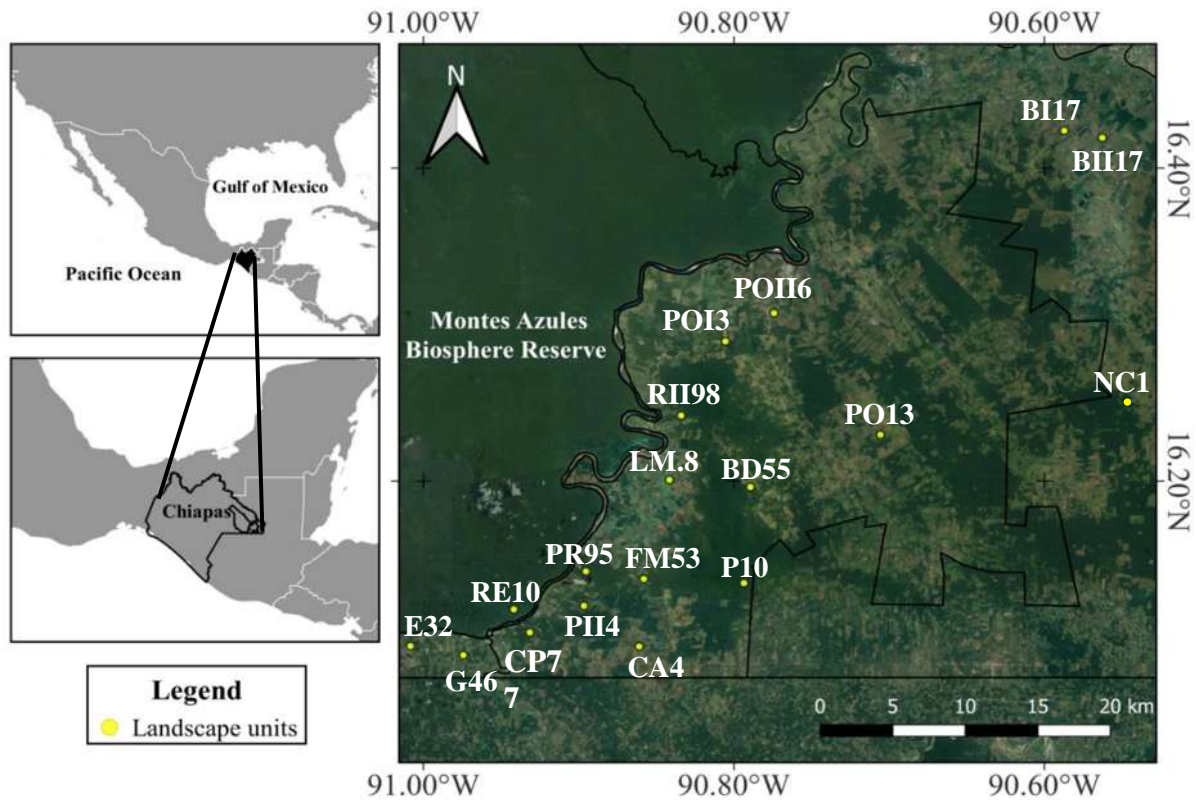
This study was conducted in the Marqués de Comillas (MC) region which is part of the Lacandon forest in the state of Chiapas, in Southern Mexico. The MC region has an extent of 94,266 km<sup>2</sup> (INAFED, 2010). It is limited to the West and North by the Lacantún river, to the South by the Guatemalan border, and to the East and North by the Salinas River (Fig.1). The Montes Azules biosphere reserve is located towards the West, covering an extent of 3,312 km<sup>2</sup> (Carabias et al., 2000). The mean annual precipitation in the region is 3,000 mm and the mean temperature is 24° C (Martínez-Ramos et al., 2009).





The Lacandon forest, together with its natural prolongation into Guatemala and Belize constitutes one of the largest remnants of tropical rainforests in Mesoamerica (Cruz et al., 2004). Unfortunately, over a period no longer than 12 years, the forested area in this region has lost approximately 142,000 ha, accumulating a total loss of nearly 70% of its original extent (de la Torre and Medellín, 2011; Carabias et al., 2015). Currently, this region supports a mosaic of remnant native forests, secondary forests, cattle pastures, African palm plantations and other agricultural land uses (Muench & Martínez-Ramos, 2016). Despite the impact suffered by this region, it still supports a very rich vertebrate fauna with 33 species of amphibians, 77 of reptiles and 116 mammals (Rangel-Salazar et al., 2005, Falconi & Naranjo, 2011) including some of the largest remaining populations of threatened species such as Baird's tapir (*Tapirella bairdii*) and jaguar (*Panthera onca*). Likewise, this region stands out for its great bird biodiversity. The occurrence of approximately 345 bird species have been documented in the region including some threatened species such as the Great curassow (*Crax rubra*), Harpy eagle (*Harpia harpyja*) and the King vulture (*Sarcoramphus papa*) (March et al., 1996).

Wies et al. (2021) estimated the percentage of forest cover in 18 1x1 km landscape units (LU) within the study area, using year's 2019 Sentinel-2 satellite images, with a 10 m spatial resolution, and ground-truthing (Figure 1). An object-based classification of the entire region was developed based on the texture variation of the red and infrared bands considering a spectral resolution of 2  $\mu\text{m}$  (Wies et al., 2021). The percentage of forest cover in these 18 LUs ranged between 0.8% and 100% (see Table 1S), and were established in different types of vegetation (e.g., mature forest, riparian forest, secondary forest, crops and cattle pasture).



**Figure 1.** Location of the study area at the Marqués de Comillas region in Chiapas in southern Mexico and landscape units in which camera traps were located and point counts to record bird presence were conducted.

### *Camera trapping design*

We set five camera traps in each of the 18 LU; one at each corner, and one at the center ( $n = 90$  camera traps) of the LUs. To define the specific location of each camera, after following the described design, we considered the presence of natural features of the landscape such as water bodies. Camera trapping surveys were conducted for 30 days during the dry (April-May) and rainy (September-November) seasons of 2019. We used Bushnell Trophy (16 MP) and Wildgame (12 MP) camera traps. These cameras were set to be active 24 hours per day and to record still images with a resting period of 30 s between activations. The cameras were attached to tree stems at a height between 0.5 and 1.0 m above the ground.



### ***Bird survey based on point counts***

We applied the method of point counts without fixed established distance limit to individual detection but considering a radius of maximum 50 to 100 m for real detection of birds in field (Bibby et al., 2000). We divided each of the 1 km LUs using a grid of 3 by 3 squares, each one of approximately 0.3 km per side (total number of squares =162). Within each of the squares of the grid we set a point count randomly but trying to include different vegetation types. We avoided establishing point counts at distances lesser than 250 m to reduce the likelihood of counting the same individual twice (Ralph et al., 1996, Villaseñor-Gómez & Santana, 2003). Surveys by point counts were conducted during two periods: April 4 to May 14, and November 6 to November 18 of the year 2019, by the same person. Surveys lasted from dawn (6:30, approximately) until 11:00, corresponding to the period of highest bird activity; it took one morning to complete each LU (Ralph et al., 1996, Villaseñor-Gómez & Santana, 2003). In each point count the birds detected, visually or by their vocalizations, in a period of 10 mins, were recorded, totalizing 90 mins per LU. We took pictures or recorded audio of the individuals that were not possible to identify in the field to confirm their identification in the lab using audiovisual guides (e.g., xeno-canto; <https://xeno-canto.org/>).

### ***Camera trap database organization***

We reviewed all the pictures to identify the bird species recorded by camera trap and organized a database with information on the time, date, and camera-trapping station in which the species were recorded. For the analysis, we only focused on species richness, not abundance. We grouped into 24-hour intervals all the records of birds obtained at the same site (hereafter picture events). Bird species in the videos were identified with the help of field guides (Howell & Webb, 1995; van Perlo, 2006; Lobato et al., 2014, and expert ornithologists).



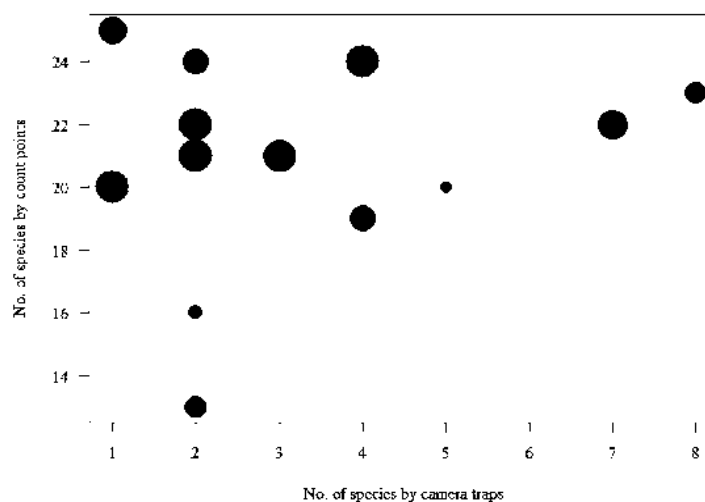
### ***Data analysis***

In order to combine data for both methods we focus on the presence/absence of the total pool of recorded species in each of the landscapes units to make a comparison. We classified the recorded bird species based on their body mass as follows: medium (31-80 g), large (81-200 g) and very large > 201 g (Gómez-Sánchez, 2019). We conducted a Spearman's correlation analysis due to the monotonic behavior of the data to compare the bird species richness recorded by both methods (camera trapping and point counts) using the “stats” package in R software (R Core Team, 2020). We excluded from this analysis camera trap data from two LUs (NC1 and PO13) due to logistic issues that caused the sampling effort to be markedly lower than in the rest of the LUs. Therefore, we conducted this analysis using 16 LUs. Moreover, we contrasted the body mass of the bird species that were recorded exclusively, either by camera trapping or point counts transforming the data to a base 10 logarithm scale and applying a Wilcoxon test due to the non-normality of the data using R software (R Core Team, 2020). We compiled information about the conservation status at the global (IUCN, 2022) and national level (NOM-059-SEMARNAT-2010) of the species recorded and compared their frequency between surveying methods (Table 2S).



## Results

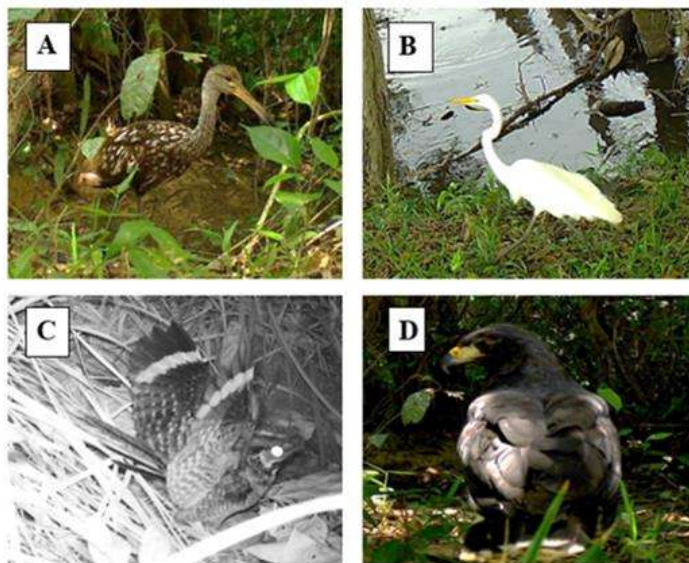
Overall, combining camera trapping and point counts, we recorded a total of 69 understory medium and large sized bird species distributed in 27 taxonomic families and 17 orders (Table 2s). Twenty-five of these species were recorded by camera trapping, with Ardeidae and Cracidae being the most frequently represented families ( $n = 4$  and  $3$  species, respectively); Tinamidae, Caprimulgidae and Accipitridae with two species each and 12 families were represented by just one species. We recorded 65 bird species with the point counts method. The family with the highest representation was Columbidae ( $n = 9$  species) followed by Icteridae ( $n = 7$  species) and Ardeidae ( $n = 6$  species); Furnariidae, Thraupidae, and Tyrannidae with four species each; Cracidae and Picidae with three species each; Turdidae, Cardinalidae, Passerellidae, Mimidae and Tinamidae with two species each, and fifteen families were represented by just one species. A higher species richness was obtained by point counts than by camera traps for all landscape units, even though there was no relationship between both methods in terms of species richness using Spearman's correlation coefficient (Fig. 2).



**Figure 2.** Comparison of the number of species recorded by camera trapping and point counts along a deforestation gradient in the Marqués de Comillas region, Chiapas, Southern Mexico. Each point is a landscape unit and its size is in function of its percentage of forest cover.



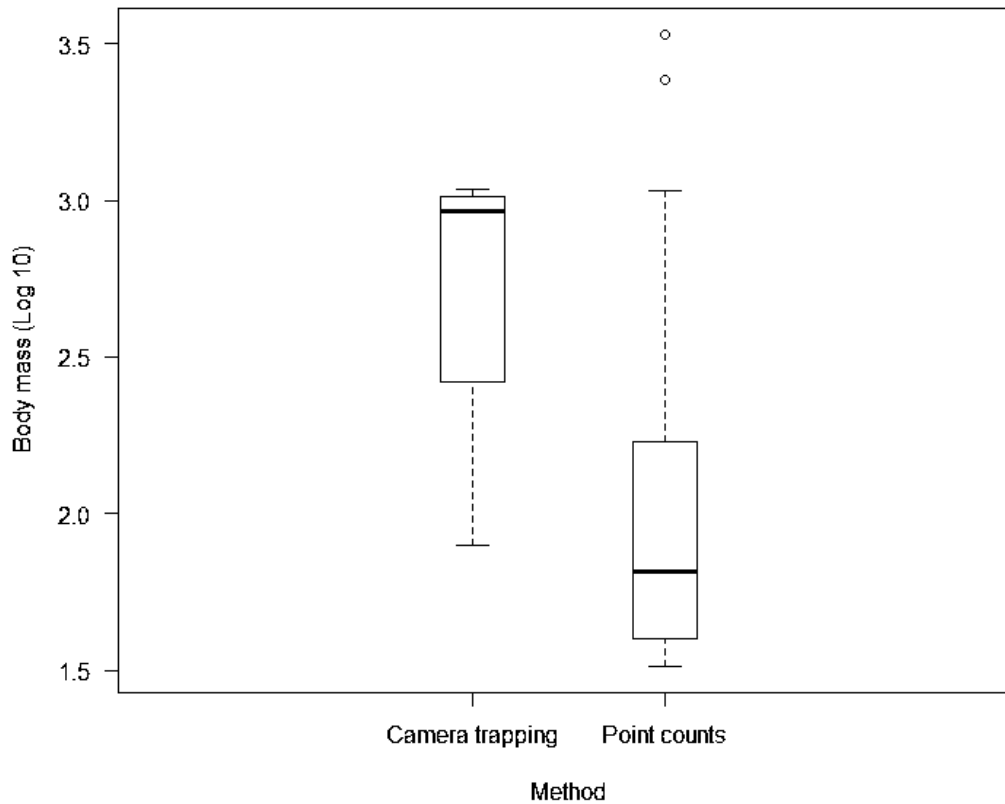
Four species (belonging to the families Ardeidae, Aramidae, Caprimulgidae and Accipitridae) were recorded exclusively by camera trapping (Figure 3, Table 1). Interestingly, these species were recorded at times before the point count surveys started or after they had finished. Among the species recorded by camera trapping three: *Aramus guarauna*, *Buteogallus anthracinus* and *Ardea alba* stand out for their high body mass (>800 g). Most of the species exclusively recorded by camera trapping were insectivorous except for *Aramus guarauna* which is omnivorous. Camera traps produced the unique record of a cathemeral species (*Chordeiles minor*) in the LU POII6 which had a high deforestation degree (6.8% forest cover). Among the four species exclusively recorded by camera trapping two (*Aramus guarauna* and *Buteogallus anthracinus*) are classified as threatened at the national level (NOM-059-SEMARNAT-2010). In comparison, the IUCN Red List classifies the four bird species as of least concern but indicates that two of them have declining populations (*Buteogallus anthracinus* and *Chordeiles minor*), one has a stable population (*Aramus guarauna*) and the population of *Ardea alba* has unknown status (Table 1).



**Figure 3.** Species recorded exclusively by camera trapping in landscape units with different degrees of deforestation in the region of Marqués de Comillas in the state of Chiapas, Southern Mexico. **A)** *Aramus guarauna*, **B)** *Ardea alba*, **C)** *Chordeiles minor* and **D)** *Buteogallus anthracinus*.



In contrast, 44 species were recorded exclusively by point counts (Table 1). These species belonged mainly to the families Columbidae (n= 8 species) and Icteridae (n= 5 species); Picidae, Tyrannidae, Ardeidae, Thraupidae and Furnariidae (n= 3 species each); Cardinalidae, Passerellidae and Mimidae, each with two species; and 10 families were represented by just one species. Some of the species (*Geotrygon montana*, *Leptotila plumbeiceps*, *Leptotila verreauxi*, *Leptotila Cassinii*, *Pteroglossus torquatus*) had a large body mass (>81g) but there were also several species of smaller size (e.g., *Cyanoloxia cyanooides*, *Habia rubica*, *Arremon aurantirostris* and *Dendrocincla anabatina*). Most of the species were insectivorous (n=22 species), followed by granivorous (n= 8 species), omnivorous (n= 6 species), small vertebrates and carrion (n= 5 species), and frugivorous (n= 3 species). Among the 44 species recorded, four (*Automolus ochrolaemus*, *Dendrocincla anabatina*, *Leptotila cassinii* and *Leptotila verreauxi*) were classified as requiring special protection and two (*Sarcoramphus papa* and *Cairina moschata*) as in danger of extinction at the national level (NOM-059-SEMARNAT-2010). In comparison, the total of these species are classified as of least concern by the IUCN Red list except one (*Sturnella magna*) which is classified as near threatened (Table 1). Twenty-three of these species have their populations declining, eight (*Aimophila rufescens*, *Butorides virescens*, *Columbina minuta*, *Dumetella carolinensis*, *Leptotila verreauxi*, *Megasceryle torquate*, *Molothrus aeneus* and *Turdus grayi*) have their populations stable, eleven (*Caracara cheriway*, *Dendrocygna autumnalis*, *Dryocopus lineatus*, *Egretta thula*, *Elanus leucurus*, *Mimus gilvus*, *Myiarchus tyrannulus*, *Podilymbus podiceps*, *Streptopelia decaocto*, *Trogon violaceus* and *Zenaida macroura* have their populations increasing while one (*Jacana spinosa*) has his population with an unknown status (IUCN, 2021).



**Figure 4.** Body mass comparison of medium-large size bird species recorded by camera trapping and point counts in the region of Marqués de Comillas, Chiapas. Y-axis (body mass) values were transformed to a base 10 logarithm scale. Body mass were statistically different (Wilcoxon test,  $W = 155$ ,  $p\text{-value} = 0.02108$ ).

We found significant differences between the census methods (camera trapping and point counts) where the largest birds were recorded in the camera traps (Figure 4) despite having obtained the two largest species (*Sarcoramphus papa*, 3400 g and *Cairina moschata*, 2415 g) through point counts. A higher mean for body mass was obtained from camera trapping as opposed to point counts ( $W = 155$ ,  $p\text{ value} = 0.02108$ ). On the other hand, no significant relationship was found on the distribution of the risk categories (threatened and non-threatened) of the NOM-059-SEMARNAT-2010 and the IUCN of the registered species regarding the sampling methods (camera trapping and point counts).





**Table 1.** Species recorded by point counts, camera trapping and both methods in landscape units with different degrees of deforestation in the region of Marqués de Comillas in the Lacandon forest. The different risk categories are shown according to the national level NOM-059-SEMARNAT-2010: Danger of extinction (P), Threatened (A) and Special protection (Pr). It also shows the category of Least Concern (LC), Near Threatened (NT) and Vulnerable (VU) and also \*Species with declining populations (IUCN, 2022).

Species	Method	Body mass (g)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
<i>Agelaius phoeniceus</i> *	Point counts	50.78		LC
<i>Aimophila rufescens</i>	Point counts	34.3		LC
<i>Amblycercus holosericeus</i>	Point counts	70.42		LC
<i>Aramus guarauna</i> *	Camera trapping	1080	A	LC
<i>Ardea alba</i> *	Camera trapping	871.33		LC
<i>Arremon aurantiirostris</i> *	Point counts	34.5		LC
<i>Attila spadiceus</i> *	Both	39.1	Pr	LC
<i>Automolus ochrolaemus</i> *	Point counts	40.2	Pr	LC
<i>Bubulcus ibis</i>	Both	365.95		LC
<i>Buteogallus anthracinus</i> *	Camera trapping	975.09	Pr	LC
<i>Butorides virescens</i>	Point counts	201.5		LC
<i>Cairina moschata</i> *	Point counts	2415.78	P	LC
<i>Caracara cheriway</i>	Point counts	1078.62		LC
<i>Cathartes aura</i>	Both	1518.24		LC
<i>Chordeiles minor</i> *	Camera trapping	79.3		LC
<i>Claravis pretiosa</i> *	Point counts	68.2		LC
<i>Colaptes rubiginosus</i> *	Point counts	55.79		LC
<i>Columbina minuta</i>	Point counts	32.59		LC
<i>Columbina talpacoti</i>	Both	46.04		LC
<i>Coragyps atratus</i>	Both	1881.69		LC
<i>Crax rubra</i> *	Both	4133	A	VU
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Both	82.04		LC
<i>Crypturellus soui</i> *	Both	216.16	A	LC
<i>Cyanoloxia cyanooides</i> *	Point counts	32.5		LC
<i>Dendrocincla anabatina</i> *	Point counts	34.21	Pr	LC
<i>Dendrocincla homochroa</i> *	Point counts	39.43		LC
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Point counts	755.3		LC
<i>Dives dives</i>	Both	91.32		LC
<i>Dryocopus lineatus</i>	Point counts	183.19		LC
<i>Dumetella carolinensis</i>	Point counts	35.3		LC
<i>Egretta caerulea</i> *	Both	338.61		LC



Species	Method	Body mass (g)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
<i>Egretta thula</i>	Point counts	371		LC
<i>Elanus leucurus</i>	Point counts	346		LC
<i>Formicarius moniliger</i> *	Both	61.89		LC
<i>Geotrygon montana</i> *	Point counts	133.86		LC
<i>Habia fuscicauda</i> *	Both	36.84		LC
<i>Habia rubica</i> *	Point counts	32.46		LC
<i>Hylocichla mustelina</i> *	Both	50.09		LC
<i>Icterus mesomelas</i> *	Point counts	39.9		LC
<i>Jacana spinosa</i>	Point counts	94		LC
<i>Leptotila cassinii</i> *	Point counts	159	Pr	LC
<i>Leptotila plumbeiceps</i> *	Point counts	170		LC
<i>Leptotila verreauxi</i>	Point counts	146.88	Pr	LC
<i>Leucontopicus fumigatus</i> *	Point counts	36.2		LC
<i>Megaceryle torquata</i>	Point counts	317		LC
<i>Mimus gilvus</i>	Point counts	51.99		LC
<i>Molothrus aeneus</i>	Point counts	62.61		LC
<i>Momotus lessonii</i> *	Both	114.96		LC
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Point counts	35.45		LC
<i>Nycticorax nycticorax</i> *	Point counts	810		LC
<i>Ortalis vetula</i>	Both	562.6		LC
<i>Penelope purpurascens</i> *	Both	2060	A	NT
<i>Podilymbus podiceps</i>	Point counts	411.93		LC
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Both	160.47		LC
<i>Ramphocelus sanguinolentus</i> *	Point counts	41		LC
<i>Rhytipterna holerythra</i> *	Point counts	36.8		LC
<i>Saltator atriceps</i> *	Both	83.79		LC
<i>Saltator coerulescens</i> *	Point counts	54.9		LC
<i>Saltator maximus</i> *	Point counts	47.62		LC
<i>Sarcoramphus papa</i> *	Point counts	3400	P	LC
<i>Sclerurus guatemalensis</i> *	Both	34.7	A	LC
<i>Streptopelia decaocto</i>	Point counts	148.96		LC
<i>Sturnella magna</i> *	Point counts	91.76		NT
<i>Tigrisoma mexicanum</i> *	Both	1154.38	Pr	LC
<i>Tinamus major</i> *	Both	1026.21	A	LC
<i>Trogon violaceus</i>	Point counts	46.5		LC
<i>Turdus grayi</i>	Point counts	79.5		LC
<i>Tyrannus tyrannus</i> *	Point counts	39.85		LC
<i>Zenaida macroura</i>	Point counts	118.93		LC



## Discussion

The use of point counts is probably the most popular technique applied for bird surveys, elsewhere, including unexplored areas. Our results confirm the usefulness of point counts as a straightforward method to accomplish effective bird species inventories. With a relatively moderate effort, point counts as expected, produced a much more complete inventory of species (11 times more of the focal species were recorded by point counts than by camera trapping. Moreover, we found no relationship between the number of species recorded by the two methods, indicating that camera trapping would hardly function as a substitute of point counts to conduct bird inventories, even when restricted to the avifauna active on the understory. Nonetheless, as we proposed in our title and introduction, the aim of our study was to test the use of camera traps as a complementary technique in bird surveys, and statement we do claim based on our results, that it did, camera traps can be used as a technique to complement bird inventories, especially by adding rarely recorded species such as highly cryptic, shy and rare species. Despite intensive surveys with the point counts, we found that some species were exclusively recorded by camera traps (*Aramus guarauna*, *Ardea alba*, *Chordeiles minor* and *Buteogallus anthracinus*), with some of them classified as in risk of extinction at the national level (NOM-059-SEMARNAT-2010). Among the recorded species, those large-bodied and threatened were particularly well represented. Different studies have found that large body-sized bird species such as *Tinamus major* and *Crypturellus soui* (Tinamidae), *Crax rubra*, *Penelope purpurascens* and *Ortalis vetula* (Cracidae), *Amazona* spp. and *Ara* spp. (Psittacidae) and some raptors are particularly prone to be affected by the impact of human activities such as overexploitation and habitat loss (Gage et al., 2004; Barlow et al. 2006).



However, not all the threatened species detected exclusively by camera traps were large body-sized. This suggests that camera trapping, in addition to complementing taxonomic studies, might be of particular utility to monitoring the population trends of specialist, endemic and socioeconomic interest species, something that can help better management and prevent their loss (Sodhi et al. 2004).

The analysis of camera trap data is undergoing constant improvement due to, for example, the development of tools to automate the processing of images and videos (Schneider et al. 2020; Norouzzadeh et al. 2021). Among other things these tools are aimed to accelerate the cleaning of data bases (by, for example, discarding false positives) and the identification of species. There is an abundance of camera trap data sets spanning at least a couple of decades and covering a wide variety of regions of the world, a greater availability of tools helping to automate their processing and analysis can make it possible to use them in order to obtain valuable information on the presence of focal bird species (e.g., threatened species) (Chalmers et al. 2023).

A potential advantage of using camera traps in combination with more traditional bird surveying techniques relates to the capacity to greatly increase the period of the day at which species activity can be detected. For example, recording of the species *Chordeiles minor* in a LU with high forest loss, occurred at 5:19, an earlier time than the start of point counts surveys in our study. Therefore, camera trapping can be particularly useful in increasing the likelihood of recording species that are more active at certain times of the day (e.g., night and dawn) which are generally not detected by traditional bird surveying methods. Likewise, *Aramus guarauna* is another species we registered that has become difficult to record due to habitat loss and hunting, which is why various monitoring techniques have been proposed to determine its abundance in conjunction with other secretive swamp species (Steidl et al., 2013).



The particular camera trapping design we used, like most of the camera trapping studies, was primarily based on recording of terrestrial mammal activity. A camera trapping design that gives more emphasis on the particular requirements of birds (by for example, placing cameras into various heights of the forest canopy) would, most likely, be more effective in recording a greater number of species in such animal group. The possibility of obtaining photographic images and video records is highly relevant to facilitate species identification, obtaining information about bird behavior and maintaining permanent records of species presence. However, the inclusion of other technological tools, such as autonomous audio recorders, would increase the possibility of recording rare or highly secretive species (Darras et al., 2019).

Birds are a group that, due to the low cost involved in their monitoring, even in large areas that cover a wide variety of habitats, where it is possible to obtain information about their ecological requirements, makes them key species for the development of studies focused on ecological restoration (Gardali et al., 2006; Majer, 2009). Likewise, avifauna monitoring and its importance as bioindicator species is very useful in evaluating the effectiveness of ecological restoration activities and promoting public participation in activities related to the conservation of ecosystems (Burnett et al., 2005). In this sense, the combined use of technological advances and trained local people looks like a promising approach to face the urgency of increasing our understanding on the ecological response of bird species to anthropogenic threats in highly biodiverse areas (Ortega-Álvarez et al., 2012). Our study demonstrates that by using camera traps we were able to add species of particular concern for conservation that are still present in highly human modified landscapes. Conservation initiatives could gain higher benefits by incorporating the use of camera trapping as a complementary survey effort, particularly for better estimations of endangered species or those of particular interest, such as game species that are rarely observed by other sampling techniques.



## References

- Ahumada, J. A., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PloS one*, 8(9), e73707.
- Angehr, G. R., Siegel, J., Aucca, C., Christian, D. G., & Pequeño, T. (2002). An assessment and monitoring program for birds in the Lower Urubamba Region, Peru. *Environmental monitoring and assessment*, 76, 69-87.
- Barlow, J., Peres, C. A., Henriques, L. M. P., Stouffer, P. C., & Wunderle, J. M. (2006). The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biological conservation*, 128(2), 182-192.
- Becker, C. D., Agreda, A., Astudillo, E., Costantino, M., & Torres, P. (2005). Community-based monitoring of fog capture and biodiversity at Loma Alta, Ecuador enhance social capital and institutional cooperation. *Biodiversity & Conservation*, 14, 2695-2707.
- Belda, A., Arques Pina, J., Martínez-Pérez, J. E., Peiro, V., & Seva Román, E. (2009). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en el Parque Natural de la Sierra de Mariola mediante fototrampeo.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hillis, D. M., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- Boyer, A. G., & Jetz, W. (2014). Extinctions and the loss of ecological function in island bird communities. *Global Ecology and Biogeography*, 23(6), 679-688.
- Buler, J. J., & Hamilton, R. B. (2000). Predation of natural and artificial nests in a southern pine forest. *The Auk*, 117(3), 739-747.
- Burnett, R. D., Gardali, T., & Geupel, G. R. (2005). Using songbird monitoring to guide and evaluate riparian restoration in salmonid-focused stream rehabilitation projects. *Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191*.
- C, S., Greenberg, S., Taylor, G. W., & Kremer, S. C. (2020). Three critical factors affecting automated image species recognition performance for camera traps. *Ecology and evolution*, 10(7), 3503-3517.



- Cailly Arnulphi, V. B., Ortiz, S. G., & Borghi, C. E. (2013). Características poblacionales del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en el parque natural provincial Ischigualasto, Argentina.
- Carabias LJ, Provencio E, De la Maza EJ, Gutiérrez CD, Gómez CM, López PA (2000). Programa de manejo Reserva de la Biosfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología INE. México.
- Carabias, J., De la Maza, J., & Cadena, R. (2015). Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. México DF: Natura y Ecosistemas Mexicanos.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., ... & Shahrudin, W. W. (2001, February). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. In *Animal Conservation forum* (Vol. 4, No. 1, pp. 75-79). Cambridge University Press.
- Chalmers, C., Fergus, P., Wich, S., Longmore, S. N., Walsh, N. D., Stephens, P., ... & Nuseibeh, A. (2023). Removing Human Bottlenecks in Bird Classification Using Camera Trap Images and Deep Learning. arXiv preprint arXiv:2305.02097.
- Cruz-Lara, L. E., Lorenzo, C., Soto, L., Naranjo, E., & Ramírez-Marcial, N. (2004). Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20(1), 63-81.
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B. J., Grass, I., Mulyani, Y. A., & Tschardtke, T. (2019). Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: a systematic map and user guide. *Ecological Applications*, 29(6), e01954.
- de la Torre, J. A., & Medellín, R. A. (2011). Jaguars *Panthera onca* in the Greater Lacandona Ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx*, 45(4), 546-553.
- Dinata, Y., Nugroho, A., Haidir, I. A., & Linkie, M. (2008). Camera trapping rare and threatened avifauna in west-central Sumatra. *Bird Conservation International*, 18(1), 30-37.
- Falconi Briones, F. A., & Naranjo Piñera, E. J. (2011). Densidad y abundancia relativa de aves y mamíferos en el sector sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules y comunidades adyacentes de la Selva Lacandona, Chiapas, México.
- Gage, G. S., Brooke, M. D. L., Symonds, M. R. E., & Wege, D. (2004, May). Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. In *Animal Conservation forum* (Vol. 7, No. 2, pp. 161-168). Cambridge University Press.



- Gardali, T., Holmes, A. L., Small, S. L., Nur, N., Geupel, G. R., & Golet, G. H. (2006). Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, USA. *Restoration Ecology*, 14(3), 391-403.
- Gómez-Sánchez, A. (2019). Diversidad funcional de aves en paisajes aguacateros en Michoacán, México.
- González-García, F. (2011). Métodos para contar aves terrestres. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*, 1, 86-123.
- Greenwood, J. J. (2007). Citizens, science and bird conservation. *Journal of Ornithology*, 148(Suppl 1), 77-124.
- Howell, S. N., & Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.
- INAFED (2010) Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. <http://www.inafed.gob.mx>. Accessed 28 February 2023.
- IUCN. (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1.
- Kelly, M. J. (2008). Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation*, 11(3), 182-184.
- Lobato J.M., Lombera R., y González A.M. (2014). Municipio de Marqués de Comillas Chiapas, México. *Aves de la Selva Lacandona*.
- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2012). Urbanizing the wild: shifts in bird communities associated to small human settlements. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(2), 477-486.
- Majer, J. D. (2009). Animals in the restoration process—progressing the trends. *Restoration Ecology*, 17(3), 315-319.
- March, I. J., Naranjo, E. J., Rodiles, R., Navarrete, D. A., Alba, M. P., Hernández, P. J., Domínguez, S. E., López, D. A., Jiménez, O. & Loaiza, V. H. (1996). Diagnóstico para la conservación y manejo de la fauna silvestre en la Selva Lacandona, Chiapas. (Informe presentado a la SEMARNAP). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Martínez-Ramos, M., Anten, N. P., & Ackerly, D. D. (2009). Defoliation and ENSO effects on vital rates of an understory tropical rain forest palm. *Journal of Ecology*, 97(5), 1050-1061.
- Mendoza, E., Camargo-Sanabria, A. A., & Godínez-Gómez, O. (2022). Is camera trapping helping us to fill knowledge gaps related to the conservation of wild mammals? *Journal for Nature Conservation*, 126282.





- Muench, C., & Martínez-Ramos, M. (2016). Can community-protected areas conserve biodiversity in human-modified tropical landscapes? The case of terrestrial mammals in southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 178-202.
- Neate-Clegg, M. H., Horns, J. J., Adler, F. R., Aytekin, M. Ç. K., & Şekercioğlu, Ç. H. (2020). Monitoring the world's bird populations with community science data. *Biological Conservation*, 248, 108653.
- Norouzzadeh, M. S., Morris, D., Beery, S., Joshi, N., Jojic, N., & Clune, J. (2021). A deep active learning system for species identification and counting in camera trap images. *Methods in ecology and evolution*, 12(1), 150-161.
- O'Connell AF, Nichols JD, Karanth KU (2011) *Camera traps in animal ecology methods and analyses*. Springer, New York
- O'Brien, T. G., & Kinnaird, M. F. (2008). A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, 18(S1), S144-S162.
- Ortega-Álvarez, R., Sánchez-González, L. A., Rodríguez-Contreras, V., Vargas-Canales, V. M., Puebla-Olivares, F., & Berlanga, H. (2012). Birding for and with people: Integrating local participation in avian monitoring programs within high biodiversity areas in southern Mexico. *Sustainability*, 4(9), 1984-1998.
- Perlo, B. V. (2006). *Field guide to the birds of Mexico and Central America*. Collins.
- Pietz, P. J., & Granfors, D. A. (2005). Parental Nest Defense on Videotape: More Reality Than "Myth". *The Auk*, 122(2), 701-705.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. De Sante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report, PSW-GTR-159, Pacific Southwest Research Station, Forest Services, U.S. Department of Agriculture, Albany, California.
- Rangel-Salazar, J. L., Enríquez, P. L., & Will, T. (2005). Diversidad de aves en Chiapas: prioridades de investigación para su conservación. *La diversidad biológica en Chiapas*, M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya (eds.). Plaza y Valdés, México, DF, 265-323.
- Rojas-Robles, R., Gary Stiles, F., & Muñoz-Saba, Y. (2012). Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* (Arecaceae) en un bosque de los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1445-1461.



- Rowcliffe, J. M. (2017). Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 107-108.
- Schmeller, D. S., Böhm, M., Arvanitidis, C., Barber-Meyer, S., Brummitt, N., Chandler, M., ... & Belnap, J. (2017). Building capacity in biodiversity monitoring at the global scale. *Biodiversity and conservation*, 26, 2765-2790.
- Schneider, S., Greenberg, S., Taylor, G. W., & Kremer, S. C. (2020). Three critical factors affecting automated image species recognition performance for camera traps. *Ecology and evolution*, 10(7), 3503-3517.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, 21(8), 464-471.
- Steidl, R. J., Conway, C. J., & Litt, A. R. (2013). Power to detect trends in abundance of secretive marsh birds: Effects of species traits and sampling effort. *The Journal of Wildlife Management*, 77(3), 445-453.
- Villaseñor-Gómez, J. F., & Santana, E. (2003). El monitoreo de poblaciones: herramienta necesaria para la conservación de aves en México. *Conservación de aves. Experiencias en México*, compilado por Héctor Gómez y Adán Oliveras, 224-409.
- Vine, S. J., Crowther, M. S., Lapidge, S. J., Dickman, C. R., Mooney, N., Piggott, M. P., & English, A. W. (2009). Comparison of methods to detect rare and cryptic species: a case study using the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research*, 36(5), 436-446.
- Wies, G., Arzeta, S. N., & Ramos, M. M. (2021). Critical ecological thresholds for conservation of tropical rainforest in Human Modified Landscapes. *Biological Conservation*, 255, 109023.
- Willhauck, G., 2000. Comparison of Object Oriented Classification Techniques and Standard Image Analysis for the Use of Change Detection Between SPOT Multispectral Satellite Images and Aerial Photos. *ISPRS Arch.* XXXIII, pp. 214–221.
- Wix, N., & Reich, M. (2019). Time-triggered camera traps versus line transects—advantages and limitations of multi-method studies for bird surveys. *Bird Study*, 66(2), 207-223.
- Zárate-Betzels, G. I., Weiler Gustafson, A., Núñez Goralewski, K. B., Mattos, A. E., Amarilla Rodríguez, S. M., & Pech-Canché, J. M. (2019). Cámara trampa como método de muestreo para aves paraguayas del Chaco seco: una comparación con los métodos auditivos y visuales. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 1089-1102.



## Supplementary material

**Table 1s.** Landscape units with their percentage of forest cover and code for each site.

Sampling sites			
No.	Site	% forest cover	Code
1	Reserva	100	RE100
2	Pirú	100	P100
3	Reforma II	98	RII98
4	Playón reserva	95.8	PR95
5	Chajul panteón	77.9	CP77
6	Belisario Domínguez	55.2	BD55
7	Flor de Marqués	53.4	FM53
8	Gilberto	46	G46
9	Playón II	40.8	PII40
10	Escolar	32.3	E32
11	Pico de Oro I	32.2	POI32
12	Benemérito I	17.7	BI17
13	Benemérito II	17.5	BII17
14	Porvenir	13.86	PO13
15	Pico de Oro II	6.8	POII6
16	Chajul agropecuario	4.6	CA4
17	Nuevo Chihuahua	1.2	NC1
18	López Mateos	0.8	LM.8



**Table 2s.** List of birds recorded with point counts and camera trapping in the Marques de Comillas region in the Lacandon Forest, southern Mexico.

Order	Family	Genus	Species	Common name	Method	Body mass (g)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List	
Accipitriformes	Accipitridae	Buteogallus	<i>Buteogallus anthracinus</i>	Common Black Hawk	Camera trapping	975.09	Pr	LC	
		Coragyps	<i>Coragyps atratus</i>	American Black Vulture	Both	1881.69		LC	
	Elanidae	Elanus	<i>Elanus leucurus</i>	White-tailed Kite	Point counts	346		LC	
Anseriformes	Anatidae	Cairina	<i>Cairina moschata</i>	Muscovy Duck	Point counts	2415.78	P	LC	
		Dendrocygna	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Black-bellied Whistling-duck	Point counts	755.3		LC	
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Chordeiles	<i>Chordeiles minor</i>	Common Nighthawk	Camera trapping	79.3		LC	
Cathartiformes	Cathartidae	Cathartes	<i>Cathartes aura</i>	Turkey Vulture	Both	1518.24	P	LC	
		Sarcoramphus	<i>Sarcoramphus papa</i>	King Vulture	Point counts	3400		LC	
Charadriiformes	Jacanidae	Jacana	<i>Jacana spinosa</i>	Northern Jacana	Point counts	94		LC	
		Columbina	<i>Columbina talpacoti</i>	Ruddy Ground-dove	Both	46.04		LC	
			<i>Columbina minuta</i>	Plain-breasted Ground-dove	Point counts	32.59		LC	
			Claravis	<i>Claravis pretiosa</i>	Blue Ground-dove	Point counts	68.2		LC
			Geotrygon	<i>Geotrygon montana</i>	Ruddy Quail-dove	Point counts	133.86		LC
Columbiformes	Columbidae	Leptotila	<i>Leptotila cassinii</i>	Grey-chested Dove	Point counts	159	Pr	LC	
			<i>Leptotila plumbeiceps</i>	Grey-headed Dove	Point counts	170		LC	
			<i>Leptotila verreauxi</i>	White-tipped Dove	Point counts	146.88		Pr	LC
		Streptopelia	<i>Streptopelia decaocto</i>	Eurasian Collared-dove	Point counts	148.96		LC	
		Zenaida	<i>Zenaida macroura</i>	Mourning Dove	Point counts	118.93		LC	
		Momotidae	Momotus	<i>Momotus lessonii</i>	Blue-diademed Motmot	Both	114.96		LC
Coraciiformes	Alcedinidae	Megaceryle	<i>Megaceryle torquata</i>	Ringed Kingfisher	Point counts	317		LC	
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Groove-billed Ani	Both	82.04	E	LC	
Falconiformes	Falconidae	Caracara	<i>Caracara cheriway</i>	Crested Caracara	Point counts	1078.62		LC	
		Crax	<i>Crax rubra</i>	Great Curassow	Both	4133	A	VU	
Galliformes	Cracidae	Ortalis	<i>Ortalis vetula</i>	Plain Chachalaca	Both	562.6		LC	
Gruiformes	Aramidae	Penelope	<i>Penelope purpurascens</i>	Crested Guan	Both	2060	A	NT	
		Aramus	<i>Aramus guarauna</i>	Limpkin	Camera trapping	1080	A	LC	



Order	Family	Genus	Species	Common name	Method	Body mass (g)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
Passeriformes	Turdidae	Hylocichla	<i>Hylocichla mustelina</i>	Wood Thrush	Both	50.09		LC
		Turdus	<i>Turdus grayi</i>	Clay-colored Thrush	Point counts	79.5		LC
		Dives	<i>Dives dives</i>	Melodious Blackbird	Both	91.32		LC
		Icterus	<i>Icterus mesomelas</i>	Yellow-tailed Oriole	Point counts	39.9		LC
		Sturnella	<i>Sturnella magna</i>	Eastern Meadowlark	Point counts	91.76		NT
	Icteridae	Quiscalus	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Great-tailed Grackle	Both	160.47		LC
		Agelaius	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Red-winged Blackbird	Point counts	50.78		LC
		Amblycercus	<i>Amblycercus holosericeus</i>	Yellow-billed Cacique	Point counts	70.42		LC
		Molothrus	<i>Molothrus aeneus</i>	Bronzed Cowbird	Point counts	62.61		LC
		Sclerurus	<i>Sclerurus guatemalensis</i>	Scaly-throated Leaf-tosser	Both	34.7	A	LC
		Automolus	<i>Automolus ochrolaemus</i>	Buff-throated Foliage-gleaner	Point counts	40.2	Pr	LC
		Furnariidae	Dendrocincla	<i>Dendrocincla anabatina</i>	Tawny-winged Woodcreeper	Point counts	34.21	Pr
	<i>Dendrocincla homochroa</i>			Ruddy Woodcreeper	Point counts	39.43		LC
	Cardinalidae	Habia	<i>Habia fuscicauda</i>	Red-throated Ant-tanager	Both	36.84		LC
			<i>Habia rubica</i>	Red-crowned Ant-tanager	Point counts	32.46		LC
		Cyanoloxia	<i>Cyanoloxia cyanooides</i>	Blue-black Grosbeak	Point counts	32.5		LC
			<i>Saltator atriceps</i>	Black-headed Saltator	Both	83.79		LC
			<i>Saltator coeruleus</i>	Amazonian Grey Saltator	Point counts	54.9		LC
	Thraupidae	Saltator	<i>Saltator maximus</i>	Buff-throated Saltator	Point counts	47.62		LC
			<i>Ramphocelus sanguinolentus</i>	Crimson-collared Tanager	Point counts	41		LC
			<i>Formicarius moniliger</i>	Mayan Antthrush	Both	61.89		LC
	Formicariidae	Attila	<i>Attila spadiceus</i>	Bright-rumped Attila	Both	39.1	Pr	LC
	Tyrannidae	Myiarchus	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Brown-crested Flycatcher	Point counts	35.45		LC
Rhytipterna		<i>Rhytipterna holerythra</i>	Rufous Mourner	Point counts	36.8		LC	
Tyrannus		<i>Tyrannus tyrannus</i>	Eastern Kingbird	Point counts	39.85		LC	
Passerellidae	Aimophila	<i>Aimophila rufescens</i>	Rusty Sparrow	Point counts	34.3		LC	
	Arremon	<i>Arremon aurantirostris</i>	Orange-billed Sparrow	Point counts	34.5		LC	
Mimidae	Dumetella	<i>Dumetella carolinensis</i>	Grey Catbird	Point counts	35.3		LC	
	Mimus	<i>Mimus gilvus</i>	Tropical Mockingbird	Point counts	51.99		LC	



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Order	Family	Genus	Species	Common name	Method	Body mass (g)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
		Bubulcus	<i>Bubulcus ibis</i>	Cattle Egret	Both	365.95		LC
		Egretta	<i>Egretta caerulea</i>	Little Blue Heron	Both	338.61		LC
			<i>Egretta thula</i>	Snowy Egret	Point counts	371		LC
Pelecaniformes	Ardeidae	Ardea	<i>Ardea alba</i>	Great White Egret	Camera trapping	871.33		LC
		Tigrisoma	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	Bare-throated Tiger-heron	Both	1154.38	Pr	LC
		Butorides	<i>Butorides virescens</i>	Green-backed Heron	Point counts	201.5		LC
		Nycticorax	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Black-crowned Night-heron	Point counts	810		LC
		Colaptes	<i>Colaptes rubiginosus</i>	Golden-olive Woodpecker	Point counts	55.79		LC
Piciformes	Picidae	Leuconotopicus	<i>Leuconotopicus fumigatus</i>	Smoky-brown Woodpecker	Point counts	36.2		LC
		Dryocopus	<i>Dryocopus lineatus</i>	Lineated Woodpecker	Point counts	183.19		LC
Podicipediformes	Podicipedidae	Podilymbus	<i>Podilymbus podiceps</i>	Pied-billed Grebe	Point counts	411.93		LC
Struthioniformes	Tinamidae	Tinamus	<i>Tinamus major</i>	Great Tinamou	Both	1026.21	A	LC
		Crypturellus	<i>Crypturellus soui</i>	Little Tinamou	Both	216.16	A	LC
Trogoniformes	Trogonidae	Trogon	<i>Trogon violaceus</i>	Violaceous Trogon	Point counts	46.5		LC



**Table 3s.** Landscape units in which species were recorded. \*Species with declining populations (IUCN, 2022).

Species	Body mass (g)	Landscape Units (LU)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
<i>Agelaius phoeniceus</i> *	50.78	CA4; LM.8		LC
<i>Aimophila rufescens</i>	34.3	FM55; RII98		LC
<i>Amblycercus holosericeus</i>	70.42	RE100; FM53; LM.8; BD55; BI17		LC
<i>Aramus guarauna</i> *	1080.0	BI17; BII17; FM53; LM.8	A	LC
<i>Ardea alba</i>	871.3	BI17		LC
<i>Arremon aurantiirostris</i> *	34.5	BD55; CP77; P100; RII98; PR95		LC
<i>Attila spadiceus</i> *	39.1	G46; POI32; CA4; RE100; FM53; PR95; PII40	Pr	LC
<i>Automolus ochrolaemus</i> *	40.2	FM55; G46; POI32; RE100; PR95	Pr	LC
<i>Bubulcus ibis</i>	365.95	E32; RII98; POII6; BI17; G46; CA4; POI32; BD55; LM.8		LC
<i>Buteogallus anthracinus</i> *	975.1	BI17	Pr	LC
<i>Butorides virescens</i>	201.5	CA4; LM.8		LC
<i>Cairina moschata</i> *	2415.78	CP77	P	LC
<i>Caracara cheriway</i>	1078.62	CA4; RE100; POII6		LC
<i>Cathartes aura</i>	1518.24	RII98; BI17; CP77; E32; PII40		LC
<i>Chordeiles minor</i> *	79.3	POII6		LC
<i>Claravis pretiosa</i> *	68.2	P100; PII40; G46; POI32; E32; CA4; CP77; FM53; RE100; RII98; BI17		LC
<i>Colaptes rubiginosus</i> *	55.79	G46; POI32; E32; CP77; FM53; BD55		LC
<i>Columbina minuta</i>	32.59	BII17; CA4; POI32; PII40		LC
<i>Columbina talpacoti</i>	46.04	POII6; RII98; BI17; BII17; G46; LM.8; E32; CP77; FM53; POI32; BD55; CA4; PII40		LC
<i>Coragyps atratus</i>	1881.69	POII6; BI17; BII17; LM.8; CA4; CP77; PII40		LC
<i>Crax rubra</i> *	4133	P100; FM53; POI32; RE100; RII98	A	VU
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	82.04	RII98; POII6; BI17; BII17; G46; LM.8; BD55; E32; CA4; FM53; POI32; PII40	E	LC
<i>Crypturellus soui</i> *	216.16	P100; G46; BD55; RE100; FM53; POI32; RII98; PR95	A	LC
<i>Cyanoloxia cyanooides</i> *	32.5	P100; PR95; G46; CP77; BD55; POI32; RII98		LC
<i>Dendrocincla anabatina</i> *	34.21	PR95	Pr	LC



Species	Body mass (g)	Landscape Units (LU)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
<i>Dendrocincla homochroa</i> *	39.43	E32; RE100; BD55		LC
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	755.3	POII6; BI17; BII17; LM.8		LC
<i>Dives dives</i>	91.32	BII17; CA4; LM.8; E32; CP77; FM53; POII6; RE100; POI32; BD55; RII98; BI17; PR95; PII40		LC
<i>Dryocopus lineatus</i>	183.19	LM.8; E32; POI32; RII98		LC
<i>Dumetella carolinensis</i>	35.3	LM.8; CA4; POII6; BII17; BI17; POI32; E32; PII40; G46; FM53; BD55; CP77; PR95; RII98		LC
<i>Egretta caerulea</i> *	338.61	G46; CA4; LM.8		LC
<i>Egretta thula</i>	371	LM.8		LC
<i>Elanus leucurus</i>	346	CA4; POII6; BI17		LC
<i>Formicarius moniliger</i> *	61.9	G46; PR95; PII40		LC
<i>Geotrygon montana</i> *	133.9	P100; PR95; RE100; G46; FM53; E32		LC
<i>Habia fuscicauda</i> *	39.43	P100; RE100; CP77; G46; BD55; E32; RII98; POI32; PR95		LC
<i>Habia rubica</i> *	32.5	P100; PII40; PR95; FM53		LC
<i>Hylocichla mustelina</i> *	50.09	BII17; P100; CP77; FM53; BI17; E32; RE100; POI32; BD55; PR95; PII40		LC
<i>Icterus mesomelas</i> *	39.9	LM.8; G46; E32		LC
<i>Jacana spinosa</i>	94	BI17		LC
<i>Leptotila cassinii</i> *	159.0	P100; PR95; RE100; G46	Pr	LC
<i>Leptotila plumbeiceps</i> *	170.0	P100; G46; E32; RE100; PR95		LC
<i>Leptotila verreauxi</i>	146.9	LM.8; CA4; POII6; BII17; BI17; POI32; E32; PII40; G46; FM53; BD55; CP77; RII98; P100	Pr	LC
<i>Leuconotopicus fumigatus</i> *	36.2	P100; G46; CP77; FM53; RE100; BD55; PR95		LC
<i>Megaceryle torquata</i>	317	LM.8		LC
<i>Mimus gilvus</i>	51.99	BII17; BI17		LC
<i>Molothrus aeneus</i>	62.61	BI17; LM.8		LC





Species	Body mass (g)	Landscape Units (LU)	NOM-059-SEMARNAT-2010	IUCN Red List
<i>Momotus lessonii</i> *	114.96	E32; PR95; PII40		LC
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	35.45	POII6; E32		LC
<i>Nycticorax nycticorax</i> *	810	BI17		LC
<i>Ortalis vetula</i>	562.6	POII6; CA4; P100; RE100; CP77; G46; PII40		LC
<i>Penelope purpurascens</i> *	2060	P100; FM53	A	NT
<i>Podilymbus podiceps</i>	411.93	POI32		LC
<i>Quiscalus mexicanus</i>	160.47	BI17; BII17; CA4; FM53; LM.8; POI32		LC
<i>Ramphocelus sanguinolentus</i> *	41.0	G46		LC
<i>Rhytipterna holerythra</i> *	36.8	RE100		LC
<i>Saltator atriceps</i> *	83.79	RII98; POII6; BI17; P100; POI32; CP77; FM53; BD55; G46; PII40		LC
<i>Saltator coerulescens</i> *	54.9	BII17; CA4; POII6; POI32; LM.8; FM53; BI17; E32; BD55; RII98; G46; PII40		LC
<i>Saltator maximus</i> *	47.6	P100; RE100; PR95; CP77; POI32; PII40; FM53; BI17; BD55; G46; RII98		LC
<i>Sarcoramphus papa</i> *	3400	PII40	P	LC
<i>Sclerurus guatemalensis</i> *	34.7	RE100; P100; CP77; PII40	A	LC
<i>Streptopelia decaocto</i>	148.96	BI17		LC
<i>Sturnella magna</i> *	91.76	BII17; CA4; POII6; POI32; LM.8; BI17; BD55; RII98; PII40		NT
<i>Tigrisoma mexicanum</i> *	1154.38	BII17; POII6; FM53; LM.8; RII98; BI17; G46	Pr	LC
<i>Tinamus major</i> *	1026.21	P100; RE100; CP77; FM53; RII98; PR95	A	LC
<i>Trogon violaceus</i>	46.5	RE100; P100; POI32; CP77; FM53; BD55; G46; RII98; PR95; PII40		LC
<i>Turdus grayi</i>	79.5	CA4; RE100; POII6; E32; CP77; FM53; PII40; RII98; G46; BI17		LC
<i>Tyrannus tyrannus</i> *	39.85	CA4; CP77; G46		LC
<i>Zenaida macroura</i>	118.93	LM.8		LC



*Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*  
*Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales*



# Capítulo II

**Diversidad funcional y taxonómica de mamíferos y aves medianas y grandes en un gradiente de deforestación**



## **Introducción**

La pérdida de hábitat es una de las grandes amenazas que enfrenta la biodiversidad por sus múltiples efectos negativos (Fahrig, 2003). Entre estos efectos se pueden mencionar la reducción en la complejidad de las redes tróficas (Komonen et al., 2000), la alteración en las interacciones entre especies (Taylor y Merriam, 1995) y la disminución en el número de especies de hábitos especializados y de talla grande (Gibbs y Stanton, 2001). Además, el efecto de borde resultado de la deforestación y la fragmentación ocasiona que las especies abandonen los parches de hábitat remanentes lo que puede provocar que aumente su tasa de mortalidad y disminuya su capacidad reproductiva (Fahrig, 2002). En aves se ha visto su alta probabilidad de ser depredadas en los bordes (Chalfoun et al., 2002).

La diversidad taxonómica es una medida de la biodiversidad que se ha utilizado para estudiar las comunidades de distintos organismos para identificar, entre otras cosas, si existe algún declive en su integridad ecológica debido a la perturbación antrópica. Esto se ha realizado en estudios con mamíferos ya que dentro de este grupo hay especies que son susceptibles a los cambios ambientales, lo que permite que sean usadas como especies bioindicadoras (Jones et al. 2009; Aguilar-López et al. 2013).

Por otra parte, el enfoque de la diversidad funcional se basa en la medición de características morfológicas, fisiológicas, bioquímicas y conductuales de las especies que se asume están relacionadas con distintos procesos que ocurren en el ecosistema que habitan (Tilman, 2001). Actualmente, el enfoque funcional está más desarrollado en el área de la ecología vegetal que en su aplicación en las comunidades animales (Caliman et al., 2010; Vandewalle et al., 2010). Este contraste en la aplicación del enfoque funcional entre plantas y animales se relaciona, entre otras cosas, con el hecho de que el esfuerzo de muestreo necesario para tener comunidades animales bien representadas puede ser muy alto. Por otra parte, se relaciona a la dificultad para hacer mediciones directas de los rasgos funcionales de los animales tanto a nivel individual como de especie, debido a sus conductas evasivas, hábitos nocturnos y frecuentemente escasa abundancia (Gómez-Ortiz y Moreno, 2017).



El análisis de la diversidad funcional ofrece una perspectiva novedosa al intentar poner en evidencia la relación entre las especies y el funcionamiento del ecosistema (Chalmandrier et al., 2015; Laureto et al., 2015). Además, se ha propuesto que la presencia de diferentes grupos funcionales y las interacciones entre ellos está relacionada con aspectos muy importantes de los ecosistemas como su resiliencia ecológica ya que promueven la productividad, el mantenimiento y la conservación del hábitat (Peterson et al., 1998; Violle et al. 2007).

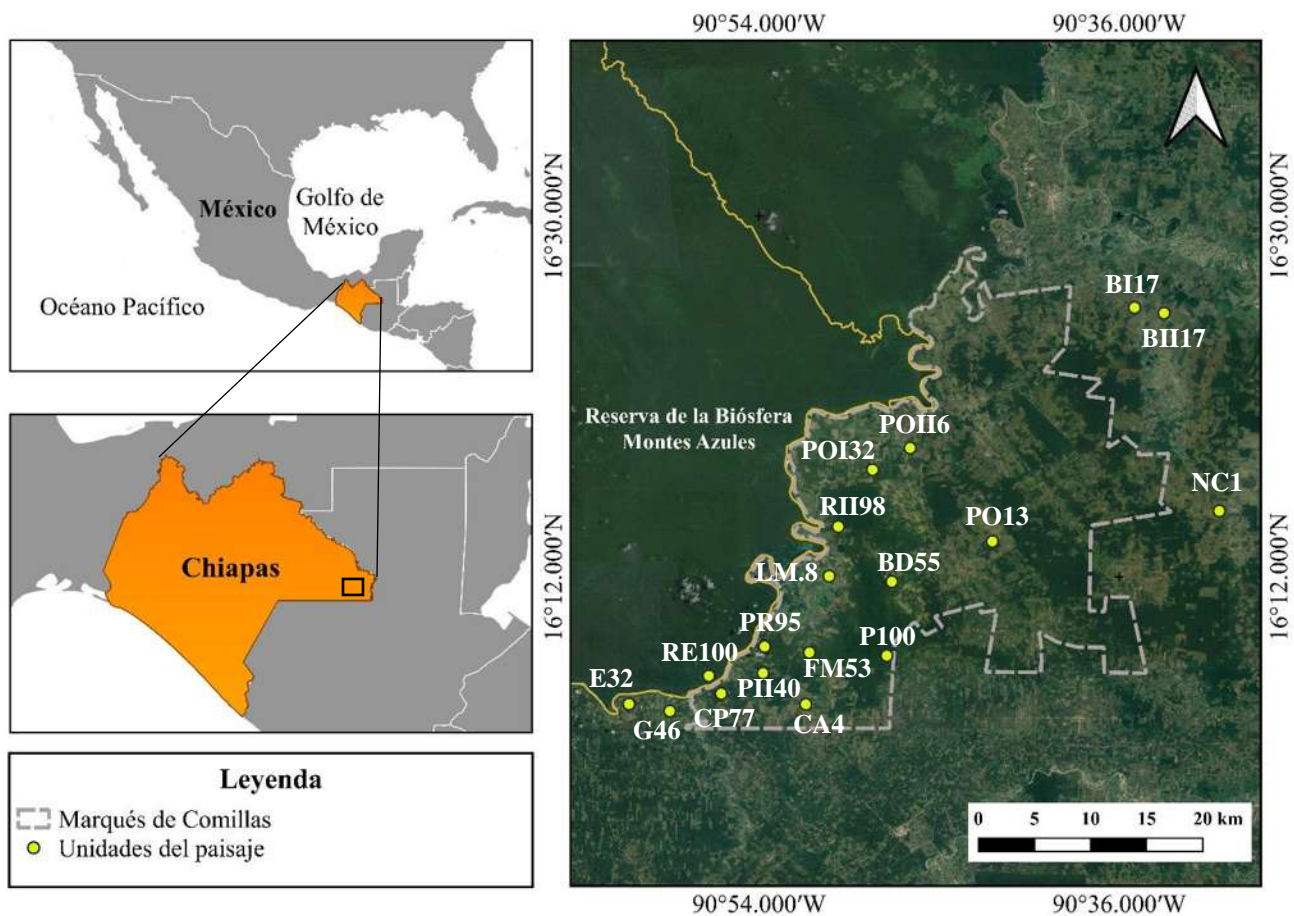
Existe un limitado número de estudios que abordan la diversidad funcional y la fragmentación del hábitat asociados a los cambios en la diversidad taxonómica de comunidades animales. Hay estudios enfocados en aves (Luck et al., 2013), murciélagos (Ramírez-Mejía et al., 2020), e incluso dos estudios realizados en la zona de la Selva Lacandona para el caso de mamíferos (Arroyo, 2008) y lagartijas (Romero, 2021). En estos trabajos se utilizaron distintos índices de diversidad funcional: Riqueza Funcional (FRic), Equitatividad Funcional (FEve), Divergencia Funcional (FDiv) y Dispersión Funcional (FDis). De manera general estos estudios concluyen en que una alta perturbación influye negativamente en la riqueza y composición de especies, así como en la diversidad funcional presente con respecto a los rasgos evaluados para cada grupo (mamíferos, aves, murciélagos y reptiles).

Actualmente son pocos los estudios enfocados en la diversidad funcional y aún más pocos aquellos donde se comparan dos grupos distintos (mamíferos y aves) en múltiples sitios como el que se propone aquí. En el presente estudio analizamos la riqueza y el cambio en la composición de especies asociado a la diversidad funcional de mamíferos y aves de talla mediana y grande en el sureste de México a lo largo de un gradiente de deforestación utilizando el índice de Diversidad Funcional (FD) propuesto por Petchey y Gaston (2002). Particularmente hicimos a) un inventario, mediante fototrampeo, de las especies de mamíferos y aves presentes en unidades del paisaje ubicadas en un gradiente de deforestación de selva húmeda, b) caracterizar desde el punto de vista funcional a las especies de mamíferos y aves registradas, c) analizar las diferencias en la diversidad taxonómica (riqueza y composición) y funcional de la fauna en función del grado de deforestación y d) comparar la riqueza de especies de aves que se registran mediante fototrampeo y con un método estándar de muestreo de la avifauna (puntos de conteo) en un gradiente de deforestación.

## Materiales y métodos

### Sitio de estudio

Este estudio se realizó en la región de Marqués de Comillas en la Selva Lacandona, Chiapas. Esta región tiene una precipitación anual de 2,900 mm y una temperatura media de 24 °C (Martínez-Ramos et al. 2009). Es una de las regiones con mayor biodiversidad del país con un aproximado de 427 especies de vertebrados terrestres (116 especies de mamíferos y 345 de aves), las cuales representan el 52% de la riqueza de especies en estos grupos para Chiapas y el 12.5% para México (INE, 2000; March et al., 1996). La región de Marqués de Comillas ha sufrido la pérdida de aproximadamente el 60% de su cobertura de selva original y la remanente está altamente fragmentada (Carabias et al. 2016). La matriz que rodea los fragmentos de selva incluye diferentes usos agropecuarios (Zermeño-Hernández et al. 2015).



**Figura 1.** Localización geográfica de la región Marqués de Comillas, Chiapas y de las unidades de paisaje de 1km<sup>2</sup> en las que se realizaron los muestreos de mamíferos y aves.



### Unidades del paisaje y gradiente de deforestación

Se seleccionaron 18 unidades de paisaje de 1 x 1 km cada uno; 2 unidades cubiertas totalmente por selva madura y 16 con una cobertura variable de selva de entre 0.80% a 98% (Tabla 1). El tamaño de los parches y sus porcentajes de cobertura forestal se establecieron en un estudio previo realizado por Wies et al. (2021). En este estudio se identificaron, a partir de imágenes satelitales Sentinel-2, los diferentes tipos de usos de suelo y se determinó el tamaño de las unidades de paisaje, esto para tener representadas los disturbios humanos considerando las posibles fluctuaciones climáticas, incendios o grados de deforestación. Lo anterior se realizó a partir de una clasificación basada en objetos de toda la región, desarrollada en torno a la variación de textura de las bandas roja e infrarroja considerando un espectro de resolución de 2um (Wies et al., 2021). En dicho estudio se identificaron tres tipos de coberturas: bosque maduro, bosque secundario y bosque ribereño. Para este trabajo, se sumaron las tres categorías dando como resultado los porcentajes de cobertura forestal total para cada unidad de paisaje.

**Tabla 1.** Porcentaje de cobertura forestal (suma de las coberturas de bosque maduro, bosque secundario y bosque ribereño) por unidad de paisaje en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Fuente: Wies et al. 2021.

Unidades de paisaje			
No.	Sitio	% de cobertura forestal	Clave
1	Reserva	100	RE100
2	Pirú	100	P100
3	Reforma II	98	RII98
4	Playón reserva	95.8	PR95
5	Chajul panteón	77.9	CP77
6	Belisario Domínguez	55.2	BD55
7	Flor de Marqués	53.4	FM53
8	Gilberto	46	G46
9	Playón II	40.8	PII40
10	Escolar	32.3	E32
11	Pico de Oro I	32.2	POI32
12	Benemérito I	17.7	BI17
13	Benemérito II	17.5	BII17
14	Porvenir	13.86	PO13
15	Pico de Oro II	6.8	POII6
16	Chajul agropecuario	4.6	CA4
17	Nuevo Chihuahua	1.2	NC1
18	López Mateos	0.8	LM.8



### **Diseño de muestreo de fototrampeo**

Los mamíferos y aves de talla mediana y grande se muestrearon mediante fototrampeo con un total de 90 cámaras trampa marca Bushnell®. Se colocó una cámara-trampa por estación de monitoreo ( $n = 5$  por unidad de paisaje) a una altura aproximada de 1 m, fijándolas a árboles o postes. Se colectaron datos en temporada de secas (enero-agosto) y lluvias (septiembre-diciembre) en cada una de las 18 unidades del paisaje. Las cámaras se configuraron para tomar fotos y videos y se dispusieron en un diseño en forma de X en cada una de las unidades del paisaje. Las cámaras de cada unidad del paisaje se colocaron cerca de cuerpos de agua y senderos con el fin de maximizar la probabilidad de detección de la fauna. Las cámaras permanecieron activas 30 días por temporada de muestreo (estaciones seca y lluviosa).

### **Muestreo de aves a partir de puntos de conteo**

A partir de un estudio paralelo realizado en las mismas 18 unidades de paisaje de Marqués de Comillas (J. Schondube, datos no publicados) se obtuvo una base de datos de la avifauna registrada. En ese estudio, se aplicó el método de puntos de conteo sin rango fijo que no establece un límite a la detección individual, pero considerando un radio máximo de 50 a 100 m para detectar a las aves en campo (Bibby et al. 2000). Se dividió cada una de las unidades de paisaje de 1 km utilizando una cuadrícula de 3 por 3 cuadros de aproximadamente 0.3 km por lado (número total de cuadros = 162). Dentro de cada uno de los cuadros de la cuadrícula se estableció un punto de conteo al azar, tratando de incluir diferentes tipos de vegetación y evitando tenerlos a distancias menores de 250 m para reducir la probabilidad de contar las mismas aves más de una vez (Ralph et al., 1996, Villaseñor-Gómez y Santana, 2003). Los puntos de conteo fueron muestreados durante dos periodos: secas (4 de abril al 14 de mayo) y lluvias (6 de noviembre al 18 de noviembre) del año 2019 por la misma persona. Los muestreos comenzaron a las 6:30 y se terminaron a las 11:00 horas, lo que corresponde al período de mayor actividad de las aves; se completó una unidad de paisaje por día (Ralph et al. 1996, Villaseñor-Gómez y Santana, 2003). En cada punto de conteo se registraron las aves detectadas, visualmente o por sus vocalizaciones, en un lapso de 10 min, totalizando 90 min por unidad de paisaje. Se tomaron fotografías y grabaciones de audio de los individuos que no fue posible identificar en el campo para posteriormente realizar la identificación en el laboratorio con la ayuda de guías audiovisuales (por ejemplo, xeno-canto; <https://xeno-canto.org/>) y apoyo de expertos en ornitología.



### **Organización de base de datos**

Para la toma de datos del fototrampeo se tomó como un evento el registro de cada especie dentro de un periodo de 24 horas por sitio. Para tener el registro total de especies de aves, se combinó la información del fototrampeo con la de los puntos de conteo utilizando los registros de ausencia/presencia de las especies para cada uno de los sitios. La identificación de mamíferos se realizó con la guía especializada de Aranda (2000) mientras que para las aves se utilizaron las guías especializadas de Peterson y Chalif (1973), Howell y Webb, (1995) y Van Perlo (2006) así como una guía de campo de aves de la región de Marqués de Comillas, Chiapas elaborada por Lobato et al. (2014).

### **Rasgos funcionales**

Los rasgos funcionales seleccionados se muestran en la Tabla 2 en el caso de los mamíferos y la Tabla 3 para aves. Para el caso de mamíferos, la información se obtuvo de las bases de datos PanTHERIA y Wilman et al. (2014), que consisten en un conjunto de datos globales a nivel de especie con características de historia de vida, ecológicas y geográficas de todos los mamíferos conocidos existentes y recientemente extintos (Jones et al., 2009). Para obtener los rasgos funcionales de aves se utilizó la base de datos de Wilman et al. (2014) en conjunto con información en línea de las páginas de The Cornell Lab of Ornithology (<https://www.birds.cornell.edu/home>), ebird (<https://ebird.org/home>) y National Audubon Society (<https://www.audubon.org/>).





**Tabla 2.** Categorías de los rasgos funcionales seleccionados para la caracterización de la diversidad funcional de mamíferos registrados en Marqués de Comillas, Chiapas.

Rasgo	Categorías	Función asociada
Talla/masa corporal	Mediano (1-19kg) Grande (>20kg)	Demanda de recursos tróficos, gasto energético, flujo de energía entre niveles tróficos y tamaño del dominio total
Dieta	1) Frutos 2) Plantas/hierba 3) Invertebrados 4) Vertebrados 5) Pescado 6) Generalista	Uso de recursos alimentarios, control de poblaciones y plagas, dispersión de semillas y frutos y plasticidad trófica
Nivel trófico	1) Herbívoro 2) Omnívoro 3) Carnívoro	Uso de recursos alimentarios y flujo de energía entre niveles tróficos
Patrón de actividad diaria	1) Nocturno 2) Nocturno/crepuscular, Catemeral, crepuscular o diurno/crepuscular 3) Diurno	Estrategias depredatorias y antidepredatorias y segregación temporal
Descendencia	No. de crías por camada	Éxito reproductivo, disponibilidad y demanda de recursos tróficos y espaciales
Camadas por año	No. de camadas	Éxito reproductivo, disponibilidad y demanda de recursos tróficos y espaciales
Rango hogareño	km <sup>2</sup>	Demanda de recursos tróficos y espaciales, protección de las crías, estrategias depredatorias y antidepredatorias y territorialidad



**Tabla 3.** Categorías de los rasgos funcionales seleccionados para la caracterización de la diversidad funcional de aves registradas en Marqués de Comillas, Chiapas.

Rasgo	Categorías	Función asociada
Talla/masa corporal	Mediano (31-80g) Grande (81-200) Muy grande (201-800g)	Demanda de recursos tróficos, gasto energético, flujo de energía entre niveles tróficos y tamaño del dominio total
Comportamiento de forrajeo	1) Solitarios 2) Parejas 3) Grupo 4) Bandadas 5) Gregarios	Explotación de recursos alimentarios y estrategias antidepredatorias
Dieta	1) Invertebrados 2) Omnívoro 3) Frugívoro 4) Granívoro 5) Vertebrados	Uso de recursos alimentarios, control de poblaciones y plagas, dispersión de semillas y frutos y plasticidad trófica
Estrato de forrajeo	1) Suelo 2) Sotobosque 3) Aéreo 4) Dosel 5) Generalista 6) Parte alta	Uso de recursos alimentarios y dispersión de semillas y frutos



## **Análisis de la diversidad funcional de mamíferos y aves**

### *Índice de Diversidad Funcional (FD)*

El índice de Diversidad Funcional (FD) propuesto por Petchey y Gaston (2002) mide la diversidad simultáneamente en todos los rasgos y proporciona una medida del grado de complementariedad de los rasgos de distintas especies presentes en una localidad. Los rasgos utilizados tienen el mismo peso al momento del cálculo y el valor del índice FD es afectado por la riqueza de especies, número de grupos funcionales, composición de la comunidad e identidad de las especies (Petchey y Gaston, 2002). Previo al cálculo del índice (FD) las unidades del paisaje se agruparon en categorías de disturbio (baja, media y alta) en función de su porcentaje de cobertura forestal. Posteriormente, para calcular el índice FD se usaron los paquetes *FD* y *Picante* (Kembel et al. 2010) para R versión 4.0.3 (R Core Team, 2020) utilizando las matrices de rasgos funcionales con el total de especies registradas para mamíferos y aves y para cada categoría de disturbio (baja, media y alta). Este índice utiliza datos de ausencia/presencia, es decir, no considera la abundancia de las especies y toma en cuenta la suma total de la longitud de las ramas en un dendrograma en términos de los niveles de similitud entre conglomerados. Estas matrices se convirtieron en matrices de distancias mediante el cálculo del coeficiente de similitud de Gower (1971) en el software R (R Core Team, 2020). Esta medida de similitud es recomendable cuando se utilizan rasgos continuos y categóricos. Una vez realizado lo anterior, se generó un dendrograma funcional para cada categoría de disturbio y para cada grupo (mamíferos y aves) mediante el método de agrupamiento por pares utilizando la media aritmética no ponderada (UPGMA, Unweighted Pair-Group clustering Method using Arithmetic averages) (Petchey y Gaston 2002). Por último, el valor del índice FD se obtuvo de la suma total de las ramas de cada dendrograma en términos de las especies registradas y los rasgos funcionales seleccionados con el objetivo de identificar que sitios a partir de su categoría de disturbio cuentan con una mayor o menor diversidad funcional.



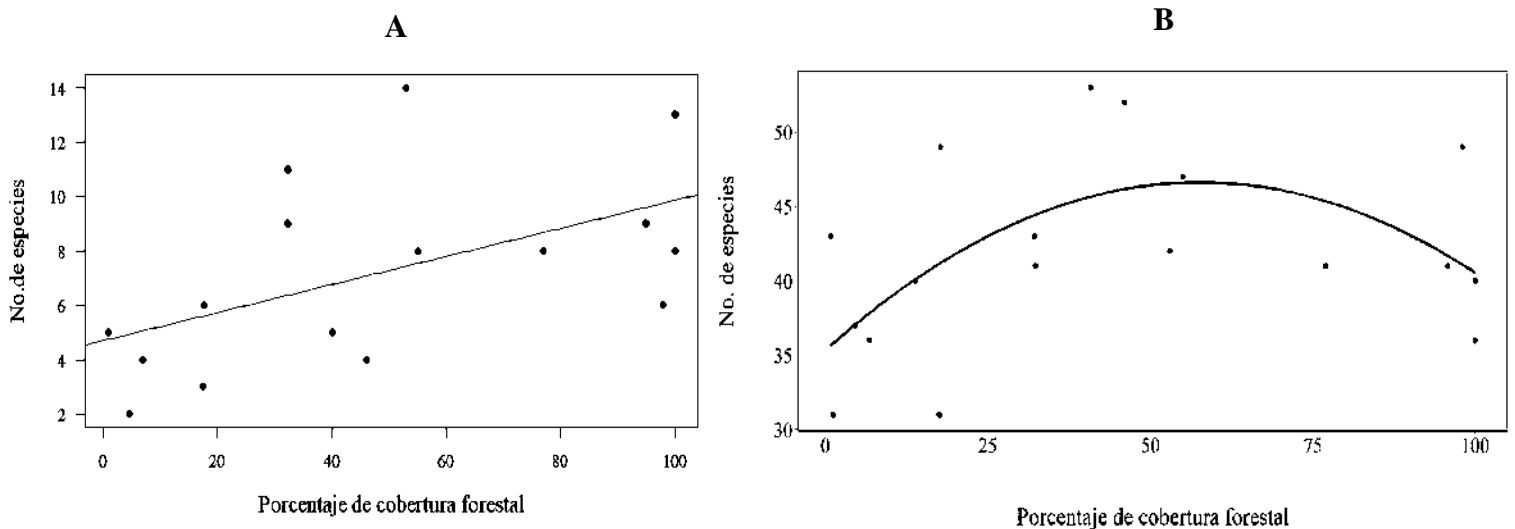
Se realizó también un análisis de regresión lineal para mamíferos y una regresión polinómica para aves para evaluar la relación entre la riqueza de especies y el porcentaje de cobertura forestal de las unidades de paisaje para cada grupo (mamíferos y aves). Además, se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) para evaluar la existencia de diferencias en la composición de especies de aves y mamíferos entre las unidades del paisaje. El NMDS es una técnica multivariante que permite representar en un espacio geométrico la proximidad que existe entre un conjunto de datos. De manera complementaria al NMDS se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para evaluar las diferencias en la composición de especies dentro de las unidades del paisaje agrupadas por categorías de disturbio.

Por otro lado, dada su importancia ecológica se evaluó de manera independiente el rasgo funcional de la masa corporal con respecto al porcentaje de cobertura forestal para ambos grupos (mamíferos y aves) a partir de un análisis de regresión lineal y polinómica respectivamente. Así mismo, para los rasgos de nivel trófico para mamíferos y dieta para aves se realizó un análisis de tabla de contingencia, esto permitió evaluar si estas variables (nivel trófico/dieta y categoría de disturbio) se distribuyen de manera independiente al grado de disturbio.

## Resultados

Se registró un total de 25 especies de mamíferos pertenecientes a 13 familias y 22 géneros excluyendo los sitios de NC1 y PO13 por un bajo esfuerzo de muestreo. Las especies más comunes registradas en general fueron *Procyon lotor*, *Cuniculus paca* y *Dasypus novemcinctus* y las menos comunes *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Tayassu pecari*, *Lontra longicaudis* y *Urocyon cinereoargenteus*. Para el caso de las aves, combinando los resultados de ambos métodos (fototrampeo y puntos de conteo), se registró un total de 122 especies pertenecientes a 39 familias y 99 géneros. Mediante el fototrampeo se registraron un total de 29 especies con un esfuerzo total de 3,888 días-trampa mientras que para los puntos de conteo se registró un total de 116 especies.

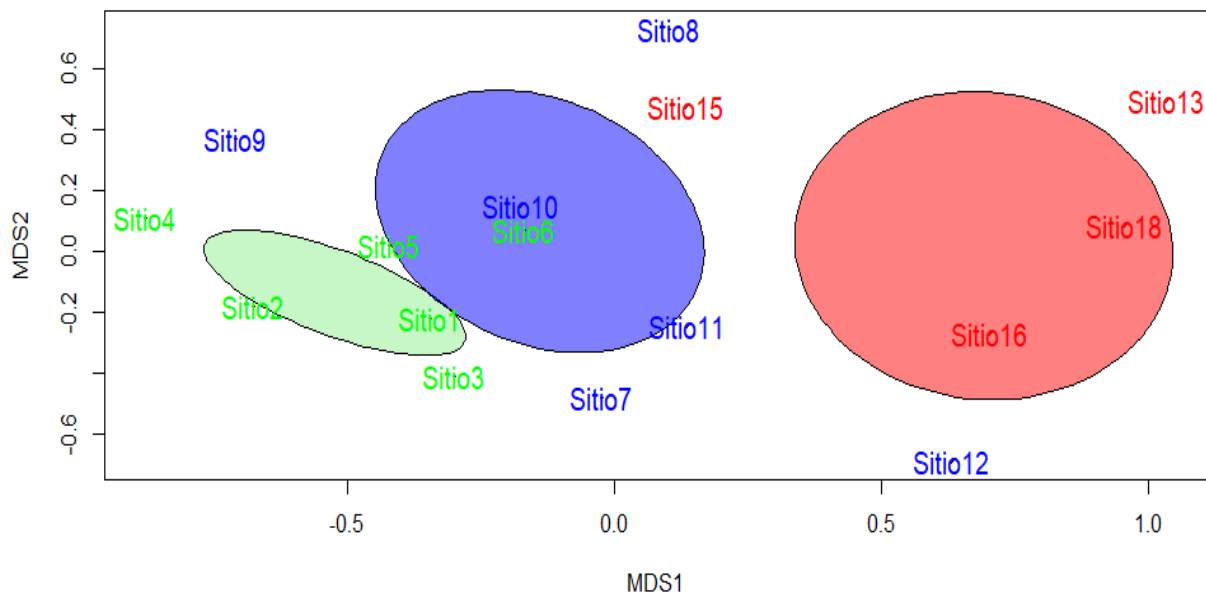
Para mamíferos se encontró una mayor riqueza de especies en aquellas unidades del paisaje mejor conservadas con una relación significativa ( $n=16$ ,  $p=0.0337$  y  $R^2=0.2324$ ) (Figura 2). Para el caso de las aves, se registró un mayor número de especies en sitios con un grado de disturbio medio con una relación marginalmente significativa ( $n=16$ ,  $p=0.0529$  y  $R^2=0.2341$ ) (Figura 2).



**Figura 2.** Riqueza total de especies de mamíferos (A) y aves (B) registradas para ambas temporadas de monitoreo (secas y lluvias) en las unidades de paisaje con diferentes grados de disturbio en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Para el caso del fototrampeo se excluyeron los sitios de PO13 y NC1 por un bajo esfuerzo de muestreo.

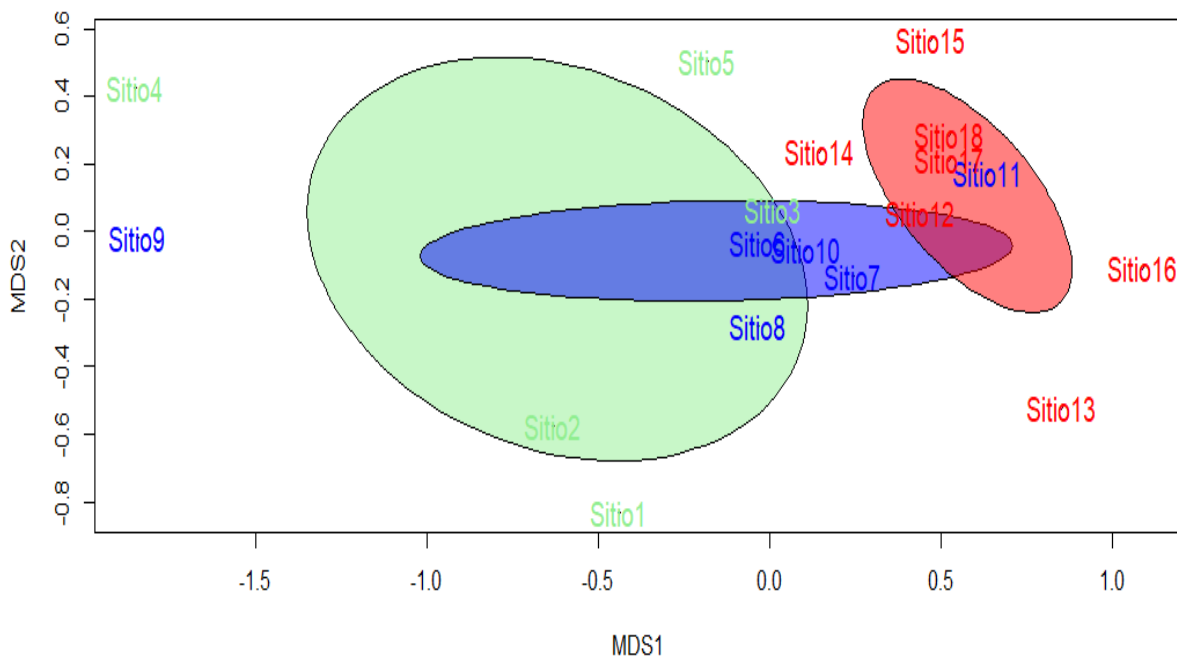
### Comparación de la composición de especies entre las distintas unidades de paisaje con diferentes categorías de disturbio

Se encontró una diferencia significativa en la composición de especies de mamíferos asociadas a los diferentes grados de disturbio (Figura 3). Hubo una mayor similitud en la composición de especies entre los sitios con un disturbio bajo y medio que aquellas especies que se registraron en los sitios más perturbados.



**Figura 3.** Distribución de las unidades del paisaje en función de la composición de su fauna de mamíferos en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Los colores indican el grado de deforestación de las unidades de paisaje: baja (verde), media (azul) y alta (rojo). Las elipses corresponden a los intervalos de confianza del 95%. Hubo diferencias significativas en la composición de especies entre categorías de disturbio (ANOSIM,  $R = 0.358$  y  $p < 0.001$ ).

Igual que con los mamíferos, se encontraron diferencias significativas en la composición de especies de aves entre las distintas categorías de disturbio (Figura 4). El conjunto de especies registradas en los sitios con un grado de disturbio medio tuvo una similitud importante tanto con los sitios con un disturbio medio y alto. Para el caso de los sitios con un disturbio bajo y alto, existe una mayor disimilitud en la composición de especies.



**Figura 4.** Distribución de las unidades del paisaje en función de la composición de su fauna de aves en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Los colores indican el grado de deforestación de las unidades de paisaje: baja (verde), media (azul) y alta (rojo). Las elipses corresponden a los intervalos de confianza del 95%. Hubo diferencias significativas en la composición de especies entre categorías de disturbio (ANOSIM,  $R = 0.2664$  y  $p < 0.001$ ).



## Análisis de la diversidad funcional de mamíferos y aves

En el caso de los mamíferos, el valor obtenido del índice FD en el dendrograma A (Anexo 5) para los sitios con un disturbio bajo fue de 4.24. En esta categoría de disturbio se presentaron un total de 17 especies de las 25 registradas en todas las unidades de paisaje. La mayoría de las especies registradas en esta categoría tienen un patrón de actividad catemeral (n= 13 especies), tres especies fueron nocturnas (*Conepatus semistriatus*, *Cuniculus paca* y *Philander oposum*) y una diurna (*Dasyprocta punctata*). En términos de la dieta, la mayoría de las especies (n = 6 especies) tuvieron una alimentación basada en plantas (hierba/hojas/ramas y/o corteza), le siguieron las que se alimentan de vertebrados (n= 5 especies), las que se son generalistas (n=3), dos especies que consumen invertebrados y una que come frutos (*Nasua narica*). Por otra parte, el gremio trófico más representado fue el de los omnívoros con ocho especies, seguido por los herbívoros con seis especies y por último los carnívoros con tres especies (*Leopardus pardalis*, *Puma concolor* y *Panthera onca*). En términos de la talla, *Tapirella bairdii* fue la especie con mayor masa corporal seguida de *P. onca* y *Odocoileus virginianus*, mientras que las especies más chicas que se incluyeron fueron *P. oposum*, *C. semistriatus* y *D. punctata*.

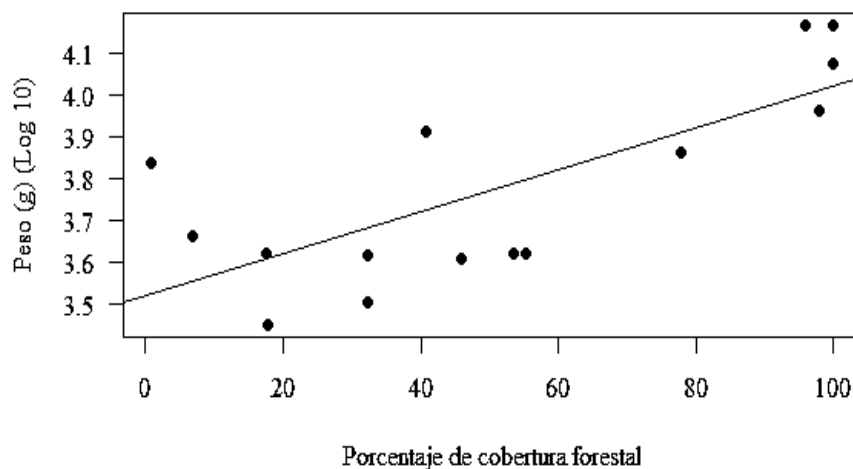
El valor del índice FD fue de 5.00 para el dendrograma de los sitios con un disturbio intermedio B (Anexo 5). En esta categoría se registró el mayor número de especies con un total de 19 de las cuales 13 presentaron un patrón de actividad catemeral, cinco especies fueron nocturnas y una diurna. Para el caso de la dieta, el consumo de plantas (hierba/hojas/ramas y/o corteza) fue predominante con siete especies, seguido de las especies que consumen invertebrados con cuatro especies; cuatro especies generalistas; dos especies consumidoras de vertebrados (*L. pardalis* y *Eira barbara*) y únicamente una especie que se alimenta de frutos (*N. narica*) y otra de pescado (*Lontra longicaudis*). El gremio trófico más representado fue el de los omnívoros y herbívoros con siete especies cada grupo seguido por los carnívoros con cinco especies. Para la masa corporal, al igual que en los sitios con una baja perturbación, se encontró que *T. bairdii* fue la especie más grande seguida de *Odocoileus virginianus* y *Pecari tajacu*, mientras que las de menor tamaño fueron *P. oposum*, *Sylvilagus brasiliensis* y *C. semistriatus*.



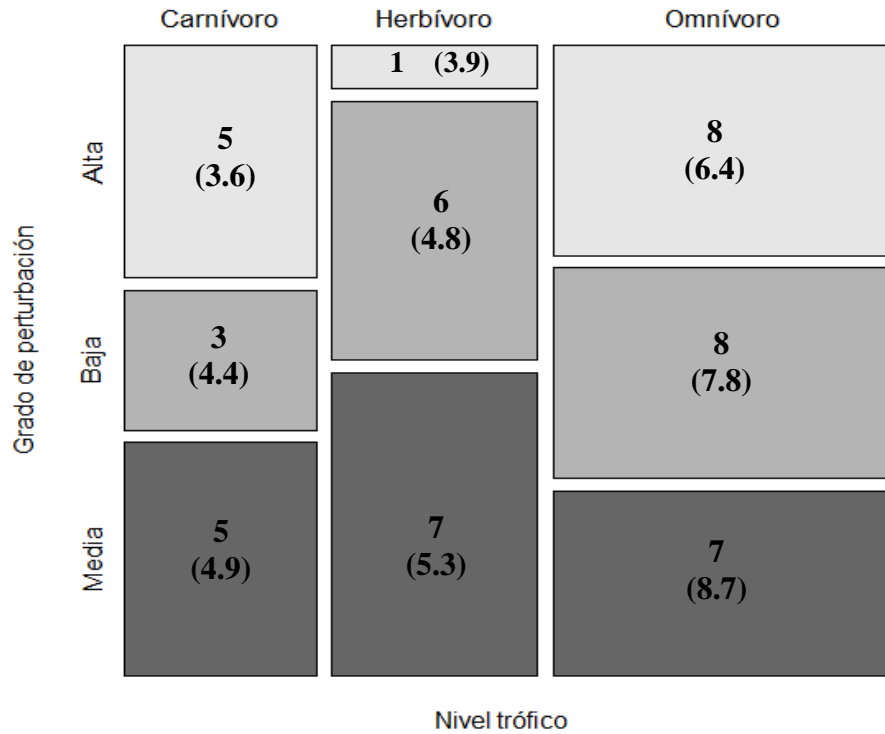


Por último, en la categoría de los sitios con un disturbio alto el valor de FD fue de 3.80 (dendrograma C, Anexo 5). En estos sitios se registró el menor número de especies con un total de 14 de las cuales 10 presentaron un patrón de actividad catemeral y el restante fueron nocturnas, no se presentaron especies diurnas. En cuanto a la dieta, cinco de las especies registradas son generalistas, cuatro consumen invertebrados, tres comen vertebrados, una tiene una alimentación a base de hojas/ramas y/o corteza (*O. virginianus*) y una especie presentó una alimentación basada en frutos (*N. narica*). No se registraron especies que se alimentaran de invertebrados. El gremio trófico más representado fue el de omnívoros con ocho especies, seguido de los carnívoros con cinco especies y por último los herbívoros con solo una especie. En términos de la talla, *O. virginianus* fue la especie con mayor masa corporal seguido de *C. latrans* y *L. pardalis*, mientras que las especies de menor tamaño fueron *P. opossum*, *C. semistriatus* y *Didelphis virginiana*.

Se encontró una relación positiva entre la mediana de la talla corporal de las especies registradas en las unidades del paisaje y su porcentaje de cobertura forestal (Figura 5). Es decir, entre más conservadas las unidades de paisaje mayor es el tamaño de las especies de mamíferos presentes. Por otro lado, se encontró que la distribución del nivel trófico con respecto a las categorías de disturbio fue independiente ( $\chi^2 = 4.722152$ , g.l. = 4,  $p = 0.317$ ).



**Figura 5.** Relación entre la mediana del logaritmo de la masa corporal de las especies de mamíferos registradas en las distintas unidades de paisaje y la cantidad de su cobertura forestal presente ( $p < 0.001$  y  $R^2 = 0.56$ ) en Marqués de Comillas, Chiapas.



**Figura 6.** Relación entre la variable “nivel trófico” y “grado de perturbación” para mamíferos en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Se muestran los datos observados en la parte superior y los valores esperados en la parte inferior entre paréntesis. La perturbación fue independiente del nivel trófico ( $\chi^2 = 4.722152$ , g.l. = 4,  $p = 0.317$ ).

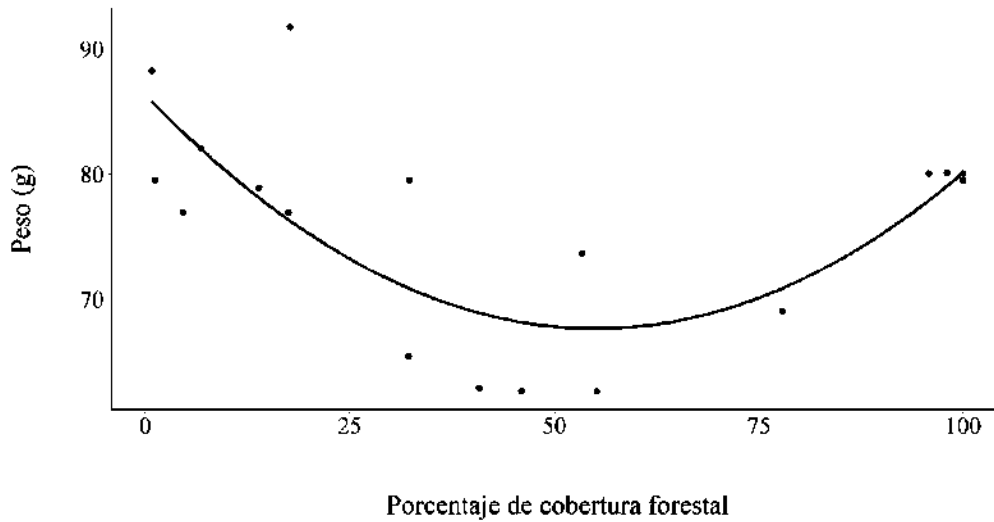
En el caso de las aves, el valor del índice FD fue de 15.61 en la categoría de bajo disturbio (dendrograma A, Anexo 6). En esta categoría se registró el menor número de especies con 79 de las 123 registradas en todas las unidades de paisaje. El tipo de dieta que predominó fue la de consumo de invertebrados ( $n = 39$  especies), seguida de la omnívora con 16, frugívora con 14, granívora con siete y vertebrados con tres especies. En términos del estrato de forrajeo, la mayoría tuvo como preferencia hacerlo en el suelo ( $n = 21$  especies) o en el sotobosque ( $n = 21$  especies), 20 fueron generalistas, 10 especies fueron de actividad preferente en la parte intermedia del dosel, cinco de dosel y únicamente una especie con una preferencia aérea y otra por agua superficial. Así mismo, se encontró una dominancia de especies con un comportamiento de forrajeo solitario ( $n = 44$  especies), seguida de aquellas que suelen estar en parejas ( $n = 19$ ), ocho con preferencia de alimentarse en bandadas, siete en grupo y una especie gregaria únicamente. Las especies presentes de mayor tamaño fueron *Crax rubra*, *Cairina moschata* y *Penelope purpurascens* mientras que las de menor masa corporal corresponden a *Ramphocelus passerinii*, *Contopus cooperi* y *Habia rubica*.



Para el caso de los sitios con un disturbio intermedio, el valor del índice FD fue de 18.54 (dendrograma B, Anexo 6). En esta categoría se encontró el mayor número de especies con un total de 92 de las 123 registradas para todas las unidades de paisaje. La dieta que predominó fue la basada en invertebrados (44 especies), las omnívoras estuvieron representadas por 19 especies, la frugivoría por 16; la granivoría por siete y el consumo de vertebrados por seis especies. En cuanto al estrato de forrajeo, se encontró una preferencia por aquellas especies con actividad en el suelo ( $n=27$ ), 26 fueron generalistas, 21 de sotobosque, 10 de medio dosel, seis de dosel y únicamente una especie tuvo hábitos aéreos y de agua superficial. En términos de su comportamiento de forrajeo se registraron 51 especies solitarias seguidas de 21 con hábitos de pareja y 10 de bandada, ocho de grupo y dos gregarias. Por otro lado, las especies de mayor talla fueron *C. rubra*, *Sarcoramphus papa* y *P. purpurascens* mientras que las especies de menor tamaño fueron *Tyrannus savana*, *R. passerinii* y *C. cooperi*.

Por último, en la categoría de sitios con un disturbio alto se obtuvo el valor más alto del índice FD, que fue 18.75 (Anexo 6). En estos sitios se registraron 84 de las 123 especies de las cuales 41 tuvieron una alimentación basada en invertebrados, 15 fueron omnívoras, 12 frugívoras, nueve granívoras y siete fueron de consumo preferente de vertebrados. Así mismo, la mayoría de las especies tuvieron preferencia de forrajeo en el suelo ( $n= 29$  especies); 25 fueron generalistas, 14 de sotobosque, siete de medio dosel, cuatro de agua superficial, cuatro de dosel y una aérea. En cuanto al comportamiento de forrajeo se encontró que la mayoría fue de hábitos solitarios con un total de 43 especies, 18 de parejas, 14 de bandadas, seis de grupo, dos gregarias y una generalista. En términos del tamaño corporal, las especies más grandes fueron *Coragyps atratus*, *Cathartes aura* y *Tigrisoma mexicanum* y las más pequeñas *Dryobates scalaris*, *T. savana* y *R. passerinii*.

Se encontró que en los sitios con un grado de disturbio bajo y alto se registraron un mayor número de especies de talla grande ( $p = 0.001$ . y  $R^2 = 0.4755$ ) (Figura 6). Por otro lado, se encontró que la distribución de las diferentes dietas con respecto a las categorías de disturbio fue independiente ( $\chi^2 = 2.4084$ , g.l. = 8,  $p = 0.9659$ ).



**Figura 7.** Relación entre la mediana de la masa corporal de las especies de aves registradas en las distintas unidades del paisaje y porcentaje de cobertura forestal ( $p = 0.001$ . y  $R^2 = 0.4755$ ) en la región de Marqués de Comillas, Chiapas.

Grado de perturbación	Frugívora		Granívora		Invertebrados		Omnívoras Vertebrados			
	Obs.	Exp.	Obs.	Exp.	Obs.	Exp.	Obs.	Exp.		
Alta	12	(13.8)	9	(7.6)	41	(40.8)	15	(16.5)	7	(5.3)
Baja	14	(13)	7	(7.1)	39	(38.4)	16	(15.5)	3	(5)
Media	16	(15.2)	7	(8.3)	44	(44.7)	19	(18)	6	(5.8)

**Figura 8.** Relación entre la variable “dieta” y “grado de perturbación” para aves en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Se muestran los datos observados en la parte superior y los valores esperados en la parte inferior entre paréntesis. La perturbación fue independiente del tipo de dieta ( $\chi^2 = 2.4084$ , g.l. = 8,  $p = 0.9659$ ).



## Discusión

En el presente estudio encontramos diferencias en la riqueza, composición y diversidad funcional de especies en sitios con diferentes categorías de disturbio (bajo, medio y alto). Para mamíferos se registró una mayor riqueza de especies en aquellos sitios más conservados mientras que para las aves se encontró un mayor número de especies en aquellos sitios con un disturbio intermedio. Así mismo, a partir de los NMDS obtuvimos diferencias en la composición de especies entre las distintas categorías de disturbio tanto para mamíferos como para aves. Para el caso de los mamíferos la composición de especies se diferenció más entre categorías de disturbio y existió una mayor similitud entre los sitios con un disturbio intermedio y bajo. Esto podría deberse a que en ambas categorías se presentó una especie (*Dasyprocta punctata*) con un patrón de actividad diurna a diferencia de los sitios con alto disturbio donde hay ausencia de especies diurnas. Así mismo, la baja riqueza de especies, que se presenta en los sitios con un alto disturbio, hace más probable que haya un menor número de especies que se compartan con las otras categorías.

Por otro lado, en el caso de las aves se observa una diferencia en la composición de especies entre los sitios con un disturbio bajo y alto. Sin embargo, existe un cruce entre las especies registradas en los sitios con un disturbio intermedio y las categorías de disturbio bajo y alto. Lo anterior puede deberse principalmente a que la mayoría de las especies presentes en los sitios con un disturbio intermedio tienen una mayor flexibilidad en su dieta al ser omnívoras. En este sentido, la existencia de un mayor número de recursos potencialmente disponibles pudiera estar facilitando la obtención y aprovechamiento de recursos alimentarios independientemente del grado de disturbio de las unidades de paisaje. Así mismo, al presentar una mayor riqueza de especies en estos sitios la probabilidad de compartir especies con las otras categorías es mayor.



En cuanto a la diversidad funcional se obtuvieron diferencias entre las distintas categorías, pero sin ser totalmente contrastantes. Para los mamíferos la diversidad funcional (FD= 5.00) fue mayor en aquellos sitios con una mayor riqueza de especies (disturbio intermedio), seguido de los sitios más conservados (FD= 4.24) y por último aquellas unidades de paisaje con mayor disturbio (FD= 3.80). Para el caso de las aves fue lo contrario al tener un valor ligeramente más alto del índice en los sitios con un alto disturbio (FD= 18.75) seguido de los sitios con un disturbio intermedio (FD= 18.64) y por último los sitios más conservados (FD= 15.61). Es probable que lo anterior se deba a que los sitios con alto disturbio a pesar de no tener el mayor número de especies registradas, tiene bien representada la comunidad de aves. Además, en estos sitios se registró a la única especie (*Caracara cheriway*) con una preferencia generalista en términos de su conducta de forrajeo lo cual al presentarse un rasgo único influye en un aumento en el valor final del índice. Para ambos casos (mamíferos y aves) los eventos de disturbio de cierta magnitud pueden estar contribuyendo en la generación de dinámicas de dispersión, recolonización y competencia que promueven un incremento en la diversidad de especies, lo cual puede reflejarse también en la diversidad y cantidad de recursos potencialmente disponibles para la fauna (Roxburgh et al., 2004). Esto puede deberse a que la diversidad funcional parte del supuesto de que, a mayor riqueza de especies, mayor será la probabilidad de que se presente una variedad más amplia de rasgos funcionales dentro de una comunidad (Mason et al., 2005; Laliberté et al., 2015). Además, el índice FD calcula su valor a partir de una estandarización; es decir, los pesos de los rasgos funcionales dentro del cálculo son otorgados de manera equitativa.

Para el comportamiento individual de algunos rasgos funcionales seleccionados se encontró que si existen diferencias con respecto a los distintos grados de disturbio en los sitios. En el caso de la masa corporal de los mamíferos se encontró que la cobertura forestal es una característica importante que influye en la presencia de especies de talla grande. Esto podría ser resultado de que son especies con más probabilidad de ser cazadas y por lo tanto las vuelve más evasivas, así como un mayor requerimiento de movilidad para cubrir sus necesidades de alimento y/o refugio. Dicho lo anterior, la ausencia de especies debido al disturbio antrópica es un factor que influye en el índice FD ya que toma en cuenta la riqueza de especies y la probabilidad de presentar diferentes rasgos funcionales utilizados para su cálculo. Para el caso de las aves, sucede un poco diferente, se encontraron especies de mayor talla en los sitios con alta y baja perturbación a diferencia de los sitios con un disturbio intermedio.



Muchas de las especies registradas de talla grande tienen una alimentación basada en carroña por lo que tienen preferencia por sitios perturbados o bajo manejo al igual que otras especies como *Bubulcus ibis* y *Tigrisoma mexicanum* pertenecientes a la familia Ardeidae. A diferencia de estas especies que pueden encontrarse desde lugares muy perturbados hasta muy conservados, existen otras especies (*C. rubra*, *P. purpurascens*, *Ortalis vetula*, etc.) también de talla grande pero que tienen una preferencia por hábitats más conservados.

En los sitios con una categoría de disturbio intermedio y bajo se registró una mayor riqueza de especies para aves y mamíferos respectivamente. Sin embargo, el valor más alto del índice FD para el caso de las aves se presentó en los sitios con un disturbio intermedio mientras que para mamíferos ocurrió en los sitios con menor disturbio. Lo anterior puede deberse a que existe una mayor variedad de recursos disponibles (alimento y/o refugio) que las especies a partir de sus rasgos funcionales les permite aprovechar. En este sentido, al existir recursos potencialmente disponibles, podemos decir que hay una reducción en la competencia y una mayor magnitud de los procesos ecosistémicos como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al., 2005).

En los sitios más conservados se registraron las especies de mayor tamaño de mamíferos como el jaguar (*P. onca*), puma (*P. concolor*) y el tapir (*T. bairdii*) indicando que son especies más susceptibles a la pérdida forestal (Zimbres et al., 2017). Así mismo, en aquellos sitios con menor disturbio se registró la presencia de un mayor número de especies de carnívoros los cuales son clave en términos de la reducción de animales en descomposición. Esto ayuda a prevenir la propagación de enfermedades, así como a la interrupción de los ciclos de los patógenos y parásitos interespecíficos teniendo un papel importante en el reciclado de nutrientes en los ecosistemas (Rumiz, 2010). En este sentido, mucho del transporte de nutrientes entre ambientes terrestres y acuáticos está dado por aquellas especies carnívoras que se alimentan principalmente en el agua para luego defecar en el suelo como sucede con el mapache (*P. lotor*) y el jaguar (*P.onca*). De manera inversa, algunos herbívoros como el tapir (*T. bairdii*) y el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) se alimentan en el suelo para posteriormente defecar en cuerpos de agua brindando materia orgánica y semillas a los ambientes acuáticos donde los peces son beneficiados (Beck et al., 1999).



La dispersión de semillas y su éxito de propagación es otra función ecológica ligada principalmente a aquellas especies que las consumen y como resultado promueven la supervivencia, latencia y germinación de las mismas (Traveset et al., 2007). En este sentido, estudios como el realizado por Goebel et al. (2023) sobre la dispersión de semillas a través del consumo por parte de la fauna, determinaron que la masa corporal y el rango de desplazamiento de estas especies son características importantes para la propagación de especies vegetales. Así mismo, otros estudios (Herrera, 1989; López-Bao y González-Varo, 2011) concuerdan en que el proceso de dispersión de semillas es facilitado por el consumo de mamíferos carnívoros de talla grande los cuales tienen una mayor capacidad de propagar diferentes tipos y tamaños de semillas presentes en una comunidad, independientemente de la fenología de maduración. Por otra parte, algunas especies de ungulados herbívoros y omnívoros como pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*), el venado temazate (*Mazama temama*) y venado cola blanca (*O. virginianus*) son de los principales depredadores de semillas al igual que roedores grandes del género *Dasyprocta* y *Cuniculus*. Sin embargo, aquellas semillas de menor tamaño que no son ingeridas o dañadas durante la masticación pueden ser dispersadas (Bodmer, 1991; Beck, 2005, 2006). En contraparte, en los sitios con mayor disturbio se tuvo el registro de una especie herbívora (*O. virginianus*) lo cual puede tener implicaciones negativas en términos de la diversidad de plantas si desaparecen o decrecen las poblaciones de herbívoros (Burns et al., 2009). Esto se debe a que la ausencia de especies herbívoras puede ocasionar cambios negativos en la dinámica de reclutamiento y establecimiento de plántulas ya que la depredación de semillas contribuye positivamente al mantenimiento de la diversidad de especies arbóreas (Paine y Beck, 2007).

En el caso de las aves, se registró un mayor número de especies en aquellos sitios con un disturbio intermedio. Sin embargo, hubo mayor variación en términos de la similitud que existe entre la composición de especies encontrada en los sitios con un disturbio intermedio con respecto a las especies que habitan principalmente en sitios con bajo y alto disturbio. Esto puede ser resultado de las características y rasgos funcionales de las especies como es la preferencia por una dieta a base de invertebrados, principalmente en las tres categorías de disturbio, lo que les permite aprovechar los recursos potencialmente disponibles. En este sentido, se observa que los sitios con mayor riqueza de especies corresponden a una mayor diversidad de rasgos presentes lo cual puede deberse a una mayor complejidad estructural de la vegetación dando como resultado una mayor heterogeneidad ambiental (Acevedo-Charry y Aide, 2019).





En los sitios con un disturbio intermedio y bajo se obtuvo el mayor número de especies de aves frugívoras y omnívoras las cuales en gran medida están asociadas a hábitats más conservados. Dichos hábitats pueden presentar una mayor tasa de producción de flores, frutos y follaje lo cual permite el establecimiento de un mayor número de especies, así como una mayor abundancia (Blake y Loiselle, 2001). Estas especies tienen un papel ecológico importante en términos del mantenimiento y regeneración de la estructura vegetal al ser organismos clave en la dispersión de semillas por su gran diversidad de dietas y movilidad (Loiselle y Blake, 1999). Por otro lado, en los sitios con mayor disturbio se encontraron aquellas especies de mayor tamaño que tienen una preferencia por hábitats manejados y/o perturbados como es el caso de la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) y el garrapatero asurcado (*Crotophaga sulcirostris*) asociadas principalmente a zonas de potreros (Ramírez-Albores, 2010; González-Valdivia, 2012). Así mismo, se registró la presencia del zopilote común (*C. atratus*) y el buitre pavo (*C. aura*) los cuales tienen un papel importante en el saneamiento relacionado a su alimentación basada en carroña principalmente. Esto ayuda a evitar la acumulación de materia orgánica en descomposición la cual puede representar un peligro por la proliferación de microorganismos y a su vez la aparición de enfermedades que ponga en riesgo a otras poblaciones de animales (Zegarra, 2022). Además, en estos sitios se encontró una mayor riqueza de especies granívoras principalmente de la familia Columbidae con siete especies (*Columbina minuta*, *Columbina talpacoti*, *Claravis pretiosa*, *Leptotila verreauxi*, *Streptopelia decaocto*, *Zenaida asiática* y *Zenaida macroura*) las cuales tienen una mayor adaptabilidad y rasgos generalistas (tipo de dieta) que les permite aprovechar la disponibilidad de recursos en una mayor cantidad de sitios independientemente del grado de perturbación (Schondube, 2018).

En sitios conservados y con algún grado de disturbio también se registraron especies como *P. purpurascens*, *C. rubra*, palomas (Columbidae), tinamúes (Tinamidae) y loros (Psittacidae). Estas especies se han documentado con fines de caza de subsistencia principalmente para la obtención de carne en la región (Naranjo, 2002; Naranjo et al., 2004). Esto puede ser resultado de los rasgos y características de las especies tales como su tamaño corporal y/o hábitos de forrajeo, lo que, sumado al continuo deterioro ambiental, las hace más vulnerables ocasionando una reducción aún mayor en sus poblaciones como se reporta en la lista roja (IUCN, 2021).



Cabe resaltar la importancia de utilizar herramientas complementarias para el estudio de la avifauna. Esto, por un lado, permitió registrar especies únicas para cada método (puntos de conteo y fototrampeo), y por otro, una mayor variedad de rasgos funcionales presentes en el sitio de estudio. Un ejemplo de lo anterior fue el caso de *Chordeiles minor*, una especie nocturna que solamente fue registrada mediante cámaras trampa. En este sentido, el enfoque funcional provee de información útil sobre aquellas características que influyen en el desempeño de las especies y sus papeles ecológicos que mantienen y promueven la conservación de los ecosistemas que debido a los patrones actuales de defaunación se ven amenazados (Young et al., 2016).

Por otro lado, el enfoque funcional cuenta con grandes desventajas como es la limitada información que existe en cuanto a estudios sobre diversidad funcional en vertebrados. Esto es debido a que es un enfoque que se ha explorado principalmente para el grupo de las plantas (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Otra desventaja que puede presentarse es la categorización de especies con respecto a sus rasgos funcionales. Es decir, lo observado en campo y la información disponible en la literatura puede diferir. Así mismo, la representación gráfica a partir de dendrogramas puede ocultar información individual de las especies y sus rasgos funcionales debido a la agrupación que se realiza a partir de la matriz de especies x rasgos. Sin embargo, existen trabajos como el realizado por Palacio et al. (2022) en el cual se establece un protocolo para la reproducibilidad de los estudios enfocados en el análisis de la diversidad funcional independientemente del grupo taxonómico que se quiera analizar.

Por último, el disturbio antrópico que se ha generado en la región de Marqués de Comillas por el cambio de uso de suelo, principalmente destinado para la apertura de zonas agrícolas y ganaderas, han dejado como resultado un paisaje fragmentado y degradado. Esto como consecuencia configura el paisaje en parches de bosque con distintos porcentajes de cobertura forestal que van desde sitios totalmente conservados (100% de cobertura forestal) a zonas de potreros (0.8% de cobertura forestal) (Zermeño-Hernández et al. 2015; Wies et al. 2021). En este sentido, la diversidad y disponibilidad de recursos para las especies animales de la región está siendo amenazada y disminuida por la pérdida de selva. Esto a su vez resulta en una fragmentación del hábitat alterando la composición, riqueza y abundancia de especies, así como el mantenimiento y funcionamiento de los ecosistemas (Fahrig, 2003).



El enfoque funcional aplicado a estudios sobre los cambios en la composición de especies en paisajes fragmentados puede resultar útil para profundizar en la relación que existe entre la fauna y los procesos ecológicos que estructuran un determinado sitio. Así mismo, conocer la composición de especies y sus rasgos funcionales podría facilitar el establecimiento de pautas para la conservación de aquellas especies más vulnerables o que son clave para salvaguardar los ecosistemas. En este sentido, la conservación de especies y su diversidad debería en gran parte estar encaminada hacia la identificación de aquellas funcionalmente importantes. Es así, que, al catalogarlas como especies sombrilla o con algún valor de conservación, promuevan la protección y conservación de otras que sean igualmente importantes ecológicamente. Por último, el intercambio de conocimientos con las poblaciones humanas locales que conviven con la fauna y flora de la zona es vital para la conservación de los ecosistemas. La interacción, divulgación y trabajo en conjunto es esencial para encontrar y ofrecer opciones más sustentables sobre el aprovechamiento de los recursos naturales para disminuir la degradación del hábitat.



## **Conclusiones generales**

La región de Marqués de Comillas en Chiapas es una zona que sufre de un continuo deterioro ambiental principalmente por el avance de la frontera agropecuaria. Este fenómeno acelera el proceso de aislamiento del hábitat remanente teniendo implicaciones negativas sobre la riqueza, composición y diversidad funcional de mamíferos y aves. En este sentido, los disturbios antrópicos afectan negativamente la presencia de la fauna, así como los papeles ecológicos que las especies desempeñan y que a su vez promueven el funcionamiento y conservación de los ecosistemas.

Los resultados obtenidos en el capítulo I ponen en evidencia como las cámaras-trampa utilizadas como herramientas complementarias a las técnicas estándar para los estudios enfocados en inventarios de aves pueden ser de gran utilidad para tener una mejor representación de la composición de las comunidades. En este sentido, mediante el fototrampeo fue posible obtener el registro de especies únicas con diferentes características (patrón de actividad, masa corporal, estrato de forrajeo, etc.) y de mayor talla que con un método convencional de muestreo. Así mismo, la combinación de distintas técnicas para el muestreo de la avifauna podría ser más efectivo para llevar a cabo un monitoreo de especies que, por ejemplo, se encuentren en alguna categoría de riesgo y llevar a cabo un seguimiento de sus poblaciones. Es importante mencionar que tanto los métodos convencionales para el registro de aves como las cámaras-trampa tienen ventajas y desventajas por lo que su utilización en conjunto es complementaria.

En el capítulo II se mostró que la riqueza, composición y diversidad funcional de las especies para ambos grupos (mamíferos y aves) presenta diferencias entre las distintas categorías de disturbio (bajo, medio y alto). Para el caso de los mamíferos, se observó una mayor diferencia en la composición de especies entre categorías de disturbio. Las especies herbívoras fueron las menos presentes en aquellos sitios con un grado de disturbio alto, probablemente por la falta de recursos disponibles. Por otro lado, los resultados obtenidos para aves muestran que existe una mayor similitud en la composición de especies de los sitios con un grado de disturbio intermedio en comparación con los sitios con nivel de disturbio bajo y alto.



Por otra parte, se determinó, a partir del cálculo del índice FD, que en los sitios con más alta riqueza de especies es más probable que se presente una mayor diversidad funcional. Esto debido a que la probabilidad de encontrar una variedad más amplia de rasgos funcionales en una comunidad es mayor lo cual influye positivamente en el valor final del índice.

Pudimos encontrar también, que al analizar ciertos rasgos de manera individual existen algunas características de las especies que parecen hacerlas más vulnerables al disturbio que otras, como es su tamaño corporal. En este sentido, los mamíferos principalmente de talla mediana y grande se concentran en sitios más conservados donde son capaces de satisfacer sus requerimientos de alimento y/o refugio. En el caso de las aves, la talla tuvo mayor variación independientemente del grado de disturbio lo cual puede deberse a su gran capacidad de movilidad.

Por último, cabe mencionar la importancia de explorar en futuros estudios el alcance que tiene el enfoque funcional. Esta faceta de la biodiversidad es un componente importante a considerar debido a que es posible analizar las características de vida (morfológicas, conductuales, fisiológicas) que tienen las especies de un determinado sitio en relación con su hábitat y los recursos que pueden aprovechar a partir de ellos. Además, la diversidad funcional es un enfoque que se sirve de múltiples índices que nos permiten analizar de manera diversa la información y distintos tipos de datos (múltiples rasgos funcionales, abundancias, presencia/ausencia) la asociación entre los procesos ecológicos y la fauna. En este sentido, la conservación de especies funcionalmente importantes puede contribuir en la conservación de otras especies que habitan en una misma región.



## Referencias

- Acevedo-Charry, O., & Aide, T. M. (2019). Recovery of amphibian, reptile, bird and mammal diversity during secondary forest succession in the tropics. *Oikos*, 128(8), 1065-1078.
- Aguilar-López, M., Rojas-Martínez, A. E., Cornejo-Latorre, C., Vite-Silva, V. D., & Ruano-Escalante, Y. R. (2013). Lista taxonómica y estructura del ensamblaje de los mamíferos terrestres del municipio de Tlanchinol, Hidalgo, México. *Mastozoología neotropical*, 20(2), 229-242.
- Aranda, M. (2000). A7 Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México.
- Beck, H., O. von Helversen & R. Beck-King. 1999. Home range, population density, and food resources of Agouti paca (Rodentia. Agoutidae) in Costa Rica: a study using alternative methods. *Biotropica* 31: 675-685.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hillis, D. M., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). Bird census techniques. Elsevier.
- Blake, J. G., & Loiselle, B. A. (2001). Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*, 118(2), 304-326.
- Caliman A, Pires AF, Esteves FA, Bozelli RL, Farjalla VF (2010). The prominence of and biases in biodiversity and ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation* 19:651-664.
- Carabias J, et al. (coord.) (2016). Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*, A.C., México DF.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R., & Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology*, 16(2), 306-318.
- Chalmandrier, L., Münkemüller, T., Lavergne, S., & Thuiller, W. (2015). Effects of species' similarity and dominance on the functional and phylogenetic structure of a plant meta-community. *Ecology*, 96(1), 143-153.
- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological applications*, 12(2), 346-353.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.



- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.
- Gentry, A. H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology: Volume 15*, 1-84.
- Gibbs, J. P., & Stanton, E. J. (2001). Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological applications*, 11(1), 79-85.
- Goebel, L. G. A., Vitorino, B. D., Frota, A. V. B., & dos Santos-Filho, M. (2023). Body mass determines the role of mammal species in a frugivore-large fruit interaction network in a Neotropical savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 39, e12.
- Gómez-Ortiz, Y. & Moreno, C. E., (2017). La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40.2: 165–174.
- González-Valdivia, N. A., Arriaga-Weiss, S. L., Ochoa-Gaona, S., Ferguson, B. G., Kampichler, C., & Pozo, C. (2012). Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta zoológica mexicana*, 28(2), 237-269.
- Gower, J. C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 857-871.
- Herrera, C. M. (1989). Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos*, 250-262.
- Howell, S. N., y Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). (2000). Programa de manejo, reserva de la biósfera Montes Azules, México. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
- Jones, G., D. S. Jacobs, T. H. Kunz, M. R. Willig, y P. A. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8:93-115.



- Jones, K. E., Bielby, J., Cardillo, M., Fritz, S. A., O'Dell, J., Orme, C. D. L., ... & Purvis, A. (2009). PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals: Ecological Archives E090-184. *Ecology*, 90(9), 2648-2648.
- Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., ... & Webb, C. O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11), 1463-1464.
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M., & Hanski, I. (2000). Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, 90(1), 119-126.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V., & Samia, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13(2), 112-116.
- Lobato García, J.M. González-Di Pierro, A., Lombera, R. 2014. Aves de la Selva Lacandona. Guía fotográfica de aves de la región de la Selva Lacandona, Municipio de la Marqués de Comillas, Chiapas, México. Publicación en línea, The Field Museum, Chicago, IL. <http://fm2.fieldmuseum.org/plantguides/guideimages.asp?ID=665>
- Loiselle, B. A., & Blake, J. G. (1999). Dispersal of melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understory. *Ecology*, 80(1), 330-336.
- López-Bao, J. V., & González-Varo, J. P. (2011). Frugivory and spatial patterns of seed deposition by carnivorous mammals in anthropogenic landscapes: a multi-scale approach. *PloS one*, 6(1), e14569.
- Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS one*, 8(5), e63671.
- Maffei, L., Cuellar, E., & Noss, A. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, 11, 55-65.





- March, I. J., Naranjo, E. J., Rodiles, R., Navarrete, D. A., Alba, M. P., Hernández, P. J., Domínguez, S. E., López, D. A., Jiménez, O. & Loaiza, V. H. (1996). Diagnóstico para la conservación y manejo de la fauna silvestre en la Selva Lacandona, Chiapas. (Informe presentado a la SEMARNAP). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Martínez-Ramos, M., Anten, N. P., & Ackerly, D. D. (2009). Defoliation and ENSO effects on vital rates of an understory tropical rain forest palm. *Journal of Ecology*, 97(5), 1050-1061.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- Medellín, R. A., & Viquez-R, L. R. (2014). Los murciélagos como bioindicadores de la perturbación ambiental. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. México: Editorial S y G, 521-539.
- Paine, C. T., & Beck, H. (2007). Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology*, 88(12), 3076-3087.
- Palacio, R. D., Valderrama-Ardila, C., & Kattan, G. H. (2016). Generalist species have a central role in a highly diverse plant–frugivore network. *Biotropica*, 48(3), 349-355.
- Perlo, B. V. (2006). *Field guide to the birds of Mexico and Central America*. Collins.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3), 402-411.
- Petchey, O.L. y K.J. Gaston. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-748.
- Peterson, R. T., & Chalif, E. L. (1973). *A field guide to Mexican birds* (Vol. 298). Boston: Houghton Mifflin Company.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. De Sante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report, PSW–GTR–159, Pacific Southwest Research Station, Forest Services, U.S. Department of Agriculture, Albany, California.



- Ramírez-Albores, J. E. (2010). Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 511-528.
- Ramírez-Mejía, A. F., Urbina-Cardona, J. N., & Sánchez, F. (2020). Functional diversity of phyllostomid bats in an urban–rural landscape: A scale-dependent analysis. *Biotropica*, 52(6), 1168-1182.
- Roxburgh, S. H., Shea, K., & Wilson, J. B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85(2), 359-371.
- Rumiz, D. I. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*, 2, 53-73.
- Schondube, J. E., MacGregor-Fors, I., & Quesada, J. (2018). Aves en paisajes modificados por actividades humanas. *Ecología y conservación de fauna en ambientes antropizados*, cap. 12, p. 207-232.
- Taylor, P. D., & Merriam, G. (1995). Wing morphology of a forest damselfly is related to landscape structure. *Oikos*, 43-48.
- Tilman, D. 2001. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity* 3: 109-120.
- Traveset, A. A. J. A., Robertson, A. W., & Rodríguez-Pérez, J. (2007). A review on the role of endozoochory in seed germination. *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*, 78-103.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Doledec, S., Dubs, F., ... & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.
- Villaseñor-Gómez, J. F., & Santana, E. (2003). El monitoreo de poblaciones: herramienta necesaria para la conservación de aves en México. *Conservación de aves. Experiencias en México*, compilado por Héctor Gómez y Adán Oliveras, 224-409.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Wies, G., Arzeta, S. N., & Ramos, M. M. (2021). Critical ecological thresholds for conservation of tropical rainforest in Human Modified Landscapes. *Biological Conservation*, 255, 109023.



- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. *Ecology*, 95(7), 2027-2027.
- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 47, 333-358.
- Zegarra, V. H. C. (2022). Los cathartidos y su rol protagónico en los ecosistemas naturales. *Revista Ciencias Biológicas y Ambientales*, 1(1), 32-42.
- Zermeño-Hernández, I., Méndez-Toribio, M., Siebe, C., Benítez-Malvido, J., & Martínez-Ramos, M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied vegetation science*, 18(3), 443-455.
- Zimbres, B., Peres, C. A., & Machado, R. B. (2017). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283-292.



**Anexos**

**Anexo 1.** Listado taxonómico de las especies de mamíferos registradas, estado de conservación de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010) y la Unión Internacional para la Conservación de la naturaleza (IUCN).

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre español	Residencia	NOM-059	UICN	
Didelphimorphia	Didelphidae	Didelphis	<i>Didelphis virginia</i>	Zarigüeya de Virginia	R		LC	
		Philander	<i>Philander opossum</i>	Filandro gris	R		LC	
	Mephitidae	Conepatus	<i>Conepatus semistriatus</i>	Mofeta bilistada	R	Pr	LC	
		Eira	<i>Eira barbara</i>	Viejo de monte	R	P	LC	
	Mustelidae	Galictis	<i>Galictis vittata</i>	Grisón mayor	R	A	LC	
		Lontra	<i>Lontra Longicaudis</i>	Lobito de río	R	A	NT	
		Puma	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundí	R	A	LC	
	Carnívora	Felidae	Puma	<i>Puma concolor</i>	Puma	R		LC
			Leopardus	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	R	P	LC
			Panthera	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	R	P	NT
Procyonidae		Nasua	<i>Nasua Narica</i>	Coatí de nariz blanca	R	A	LC	
		Procyon	<i>Procyon lotor</i>	Mapache boreal	R	P	LC	
Canidae		Urocyon	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorro gris	R		LC	
Rodentia	Dasyproctidae	Canis	<i>Canis latrans</i>	Coyote	R		LC	
		Dasyprocta	<i>Dasyprocta punctata</i>	Guaqueque centroamericano	R		LC	
	Cuniculidae	Cuniculus	<i>Cuniculus paca</i>	Paca común	R		LC	



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Orden	Familia	Género	Especie	Nombre español	Residencia	NOM-059	UICN
Artiodactyla	Tayassuidae	Pecari	<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	R		LC
		Tayassu	<i>Tayassu pecari</i>	Pecarí barbiblanco	R	P	VU
	Cervidae	Odocoileus	<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	R		LC
		Mazama	<i>Mazama temama</i>	Venado temazate	R		DD
Cingulata	Dasypodidae	Dasypus	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo de nueve bandas	R		LC
		Cabassous	<i>Cabassous centrales</i>	Armadillo de cola desnuda	R	P	DD
Pilosa	Myrmecophagidae	Tamandua	<i>Tamandua mexicana</i>	Tamandúa mexicano	R	P	LC
Perissodactyla	Tapiridae	Tapirus	<i>Tapirella bairdii</i>	Tapir centroamericano	R	P	EN
Lagomorpha	Leporidae	Sylvilagus	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo de páramo			



**Anexo 2.** Listado taxonómico de las especies de aves registradas mediante puntos de conteo y cámaras trampa.

Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	Categoría	
						NOM-059	UICN
Pelecaniformes	Ardeidae	Bubulcus	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza ganadera	R		LC
		Egretta	<i>Egretta caerulea</i>	Garza azul	R		LC
			<i>Egretta thula</i>	Garceta nívea	R		LC
		Ardea	<i>Casmerodius albus</i>	Garza blanca	R		LC
		Tigrisoma	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	Garza tigre mexicana	R	Pr	LC
		Butorides	<i>Butorides virescens</i>	Garcita vercosa	R		LC
Passeriformes	Turdidae	Nycticorax	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Martinete común	R		LC
		Hylocichla	<i>Hylocichla mustelina</i>	Zorzal moteado	R		LC
		Turdus	<i>Turdus grayi</i>	Zorzal pardo	R		LC
	Icteridae	Dives	<i>Dives dives</i>	Zanate cantor	R		LC
		Icterus	<i>Icterus galbula</i>	Calandria de Baltimore	R		LC
			<i>Icterus mesomelas</i>	Turpial coliamarillo	R		LC
	Sturnella	<i>Sturnella magna</i>	Turpial oriental	R		NT	
	Sclerurus	<i>Sclerurus guatemalensis</i>	Tirahojas guatemalteco	R	A	LC	
	Furnariidae	Xiphocolaptes	<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	Trepatroncos picofuerte	R	P	LC
		Automolus	<i>Automolus ochrolaemus</i>	Ticotico gorgiclaro	R	Pr	LC
		Dendrocincla	<i>Dendrocincla anabatina</i>	Trepatroncos sepia	R	Pr	LC
			<i>Dendrocincla homochroa</i>	Trepatroncos rojizo	R		LC
Xiphorhynchus		<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Trepatroncos picomarfil	R		LC	



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN	
Passeriformes	Cardinalidae	Habia	<i>Habia fuscicauda</i>	Tangara hormiguera gorjirroja	R		LC	
			<i>Habia rubica</i>	Habia coronirroja	R		LC	
		Pheucticus	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Picogrueso pechirroza	R		LC	
		Caryothraustes	<i>Caryothraustes poliogaster</i>	Picogrueso carinegro	R		LC	
		Cyanoloxia	<i>Cyanoloxia cyanoides</i>	Realejo negro	R		LC	
			<i>Saltator atriceps</i>	Pepitero cabecinegro	R		LC	
		Saltator	<i>Saltator coerulescens</i>	Pepitero grisáceo	R		LC	
			<i>Saltator maximus</i>	Pepitero gorjicanelo	R		LC	
		Thraupidae	Ramphocelus	<i>Ramphocelus passerinii</i>	Tangara terciopelo	R		LC
				<i>Ramphocelus sanguinolentus</i>	Tangara acollarada	R		LC
	Formicariidae	Tangara	<i>Tangara abbas</i>	Tangara aliamarilla	R		LC	
			<i>Tangara episcopus</i>	Tangara azuleja	R		LC	
		Formicarius	<i>Formicarius moniliger</i>	Formicario mexicano	R		LC	
		Attila	<i>Attila spadiceus</i>	Atila polimorfo	R	Pr	LC	
		Contopus	<i>Contopus cooperi</i>	Pibí boreal	R		NT	
		Megarynchus	<i>Megarynchus pitangua</i>	Mosquitero picudo	R		LC	
		Myiarchus	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Copetón tiranillo	R		LC	
		Myiodynastes	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Papamoscas rayado	R		LC	
		Tyrannidae	Pitangus	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bienteveo común	R		LC
			Rhytipterna	<i>Rhytipterna holerythra</i>	Plañidera rojiza	R		LC
<i>Tyrannus forficatus</i>	Tijereta rosada			R		LC		
Tyrannus	<i>Tyrannus melancholicus</i>		Tirano melancólico	R		LC		
	<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta sabanera	R		LC			
		<i>Tyrannus tyrannus</i>	Pitirre americano	R		LC		



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN	
Passeriformes	Icteridae	Quiscalus	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate	R		LC	
		Agelaius	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo sargento	R		LC	
		Amblycercus	<i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique piquiclaro	R		LC	
		Molothrus	<i>Molothrus aeneus</i>	Vaquero de ojos rojos	R		LC	
		Aimophila	<i>Aimophila rufescens</i>	Gorrión bigotudo rojizo	R		LC	
	Passerellidae	Arremon	<i>Arremon aurantirostris</i>	Pinzón piquinaranja	R		LC	
		Troglodytidae	Campylorhynchus	<i>Campylorhynchus zonatus</i>	Ratona de dorso franjeado	R		LC
	Corvidae	Psilorhinus	<i>Psilorhinus morio</i>	Chara papán	R		LC	
		Cyanocorax	<i>Cyanocorax yncas</i>	Arrendajo verde	R		LC	
		Mimidae	Dumetella	<i>Dumetella carolinensis</i>	Pájaro gato gris	R		LC
			Mimus	<i>Mimus gilvus</i>	Cenzontle tropical	R		LC
		Hirundinidae	Progne	<i>Progne chalybea</i>	Golondrina pechigrís	R		LC
		Thamnophilidae	Taraba	<i>Taraba major</i>	Batará mayor	R	Pr	LC
			Tityridae	Tityra	<i>Tityra inquisitor</i>	Titira coroninegra	R	
				<i>Tityra semifasciata</i>	Titira enmascarado	R		LC
Gruiformes	Aramidae	Aramus	<i>Aramus guarauna</i>	Carrao	R	A	LC	
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Chordeiles	<i>Chordeiles minor</i>	Atajacaminos común	R		LC	
		Nyctidromus	<i>Nyctidromus albicollis</i>	Chotacabras pauraque	R		LC	
Struthioniformes	Tinamidae	Tinamus	<i>Tinamus major</i>	Tinamú grande	R	A	LC	
		Crypturellus	<i>Crypturellus soui</i>	Tinamú chico	R	A	LC	
Galliformes	Cracidae	Crax	<i>Crax rubra</i>	Hocofaisán	R	A	VU	
		Ortalis	<i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca oriental	R	Pr	LC	
		Penelope	<i>Penelope purpurascens</i>	Pava moñuda	R	A	NT	





Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN
Cuculiformes	Cuculidae	Piaya	<i>Piaya cayana</i>	Cuco ardilla	R		LC
		Crotophaga	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero asurcado	R	E	LC
		Buteogallus	<i>Buteogallus anthracinus</i>	Busardo negro norteño	R	Pr	LC
Accipitriformes	Accipitridae	Buteo	<i>Buteo plagiatus</i>	Gavilán cangrejero grande	R	Pr	LC
		Buteo	<i>Buteo plagiatus</i>	Aguililla gris	R		LC
		Coragyps	<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	R	Pr	LC
		Ictinia	<i>Ictinia plumbea</i>	Elanio plumizo	R	Pr	LC
		Rupornis	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavilán pollero	R		LC
Cathartiformes	Cathartidae	Elanus	<i>Elanus leucurus</i>	Elanio maromero	R		LC
		Cathartes	<i>Cathartes aura</i>	Aura gallipavo	R		LC
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas	<i>Patagioenas nigrirostris</i>	Paloma piquicorta	R	Pr	LC
		Patagioenas	<i>Patagioenas cayannensis</i>	Paloma colorada	R		LC
		Patagioenas	<i>Patagioenas speciosa</i>	Paloma escamosa	R	Pr	LC
		Columbina	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita	R		LC
		Columbina	<i>Columbina minuta</i>	Tórtola pecho liso	R		LC
		Claravis	<i>Claravis pretiosa</i>	Tortolita azulada	R		LC
		Geotrygon	<i>Geotrygon montana</i>	Paloma perdiz	R		LC
		Leptotila	<i>Leptotila cassinii</i>	Paloma montaraz pechigrís	R	Pr	LC
		Leptotila	<i>Leptotila plumbeiceps</i>	Paloma montaraz cabecigrís	R		LC
		Leptotila	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma montaraz común	R	Pr	LC
Streptopelia	<i>Streptopelia decaocto</i>	Tórtola turca	R		LC		
Zenaida	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma de alas blancas	R		LC		
Zenaida	<i>Zenaida macroura</i>	Huilota común	R		LC		



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN
Coraciiformes	Momotidae	Momotus	<i>Momotus lessonii</i>	Momoto diademado	R		LC
	Alcedinidae	Megaceryle	<i>Megaceryle torquata</i>	Martín pescador de collar	R		LC
		Amazona	<i>Amazona autumnalis</i>	Loro de cachetes amarillos	R		LC
		Amazona	<i>Amazona farinosa</i>	Loro farinoso amazónico	R	P	LC
Psittaciformes	Psittacidae	Ara	<i>Ara macao</i>	Guacamayo escarlata	R	P	LC
		Eupsittula	<i>Eupsittula nana</i>	Perico pecho sucio	R		NT
		Pionus	<i>Pionus senilis</i>	Loro senil	R	A	LC
		Pyrrhuloxia	<i>Pyrrhuloxia haematotis</i>	Lorito encapuchado	R		LC
Anseriformes	Anatidae	Cairina	<i>Cairina moschata</i>	Pato criollo	R	P	LC
		Campephilus	<i>Campephilus guatemalensis</i>	Carpintero pico plateado	R	Pr	LC
		Celeus	<i>Celeus castaneus</i>	Carpintero castaño	R	Pr	LC
		Colaptes	<i>Colaptes rubiginosus</i>	Carpintero olivo	R		LC
	Picidae	Leuconotopicus	<i>Leuconotopicus fumigatus</i>	Carpintero café	R		LC
		Dryobates	<i>Dryobates scalaris</i>	Pico mexicano	R		LC
		Dryocopus	<i>Dryocopus lineatus</i>	Picamaderos listado	R		LC
Piciformes	Melanerpes		<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero Cheje	R		LC
			<i>Melanerpes pucherani</i>	Carpintero centroamericano	R		LC
		Bucconidae	Notharchus	<i>Notharchus hyperrhynchus</i>	Bobo de collar	R	
Ramphastidae	Pteroglossus	<i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancillo collarajo	R	Pr	LC	
	Ramphastos	<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Tucán pico iris	R	A	NT	



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
 Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



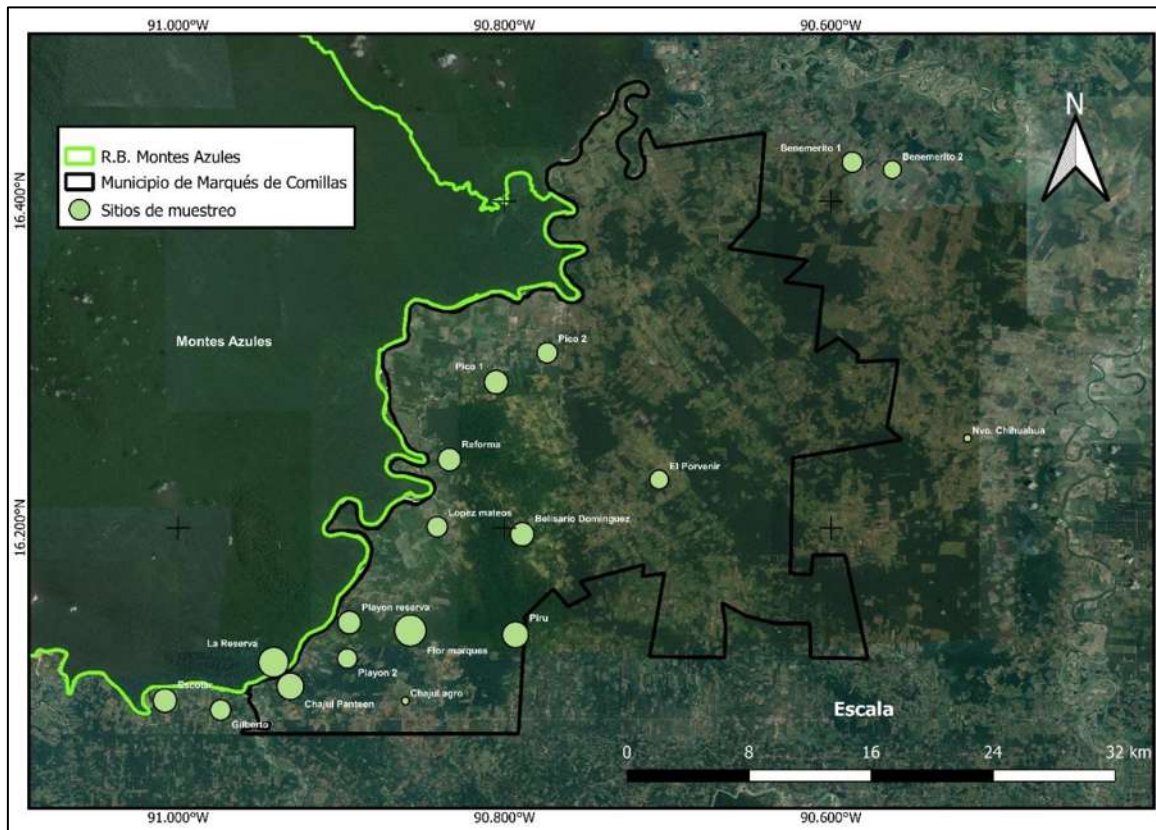
Orden	Familia	Género	Especie	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN
		Caracara	<i>Caracara cheriway</i>	Carancho norteño	R		LC
Falconiformes	Falconidae	Falco	<i>Falco femoralis</i>	Halcón aleta	R	A	LC
			<i>Falco rufigularis</i>	Halcón murcielaguero	R		LC
			<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón reidor	R		LC
		Micrastur	<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón montés collarejo	R	Pr	LC
Charadriiformes	Charadriidae	Charadrius	<i>Charadrius vociferus</i>	Chorlitejo colirrojo	R		LC
	Jacanidae	Jacana	<i>Jacana spinosa</i>	Jacana centroamericana	R		LC
Anseriformes	Anatidae	Dendrocygna	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Suirirí piquirrojo	R		LC
Podicipediformes	Podicipedidae	Podilymbus	<i>Podilymbus podiceps</i>	Zampullín de pico grueso	R		LC
			<i>Trogon violaceus</i>	Trogón violáceo	R		LC
Trogoniformes	Trogonidae	Trogon	<i>Trogon collaris</i>	Trogón acollarado	R	Pr	LC
			<i>Trogon melanocephalus</i>	Trogón Cabecinegro	R		LC
Cathartiformes	Catherine	Sarcoramphus	<i>Sarcoramphus papa</i>	Cóndor real	R	P	LC



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



**Anexo 3.** Localización geográfica de los 18 sitios de muestreo realizado para mamíferos en la región de Marqués de Comillas, Chiapas en donde el tamaño de los círculos está en función de la riqueza de especies.

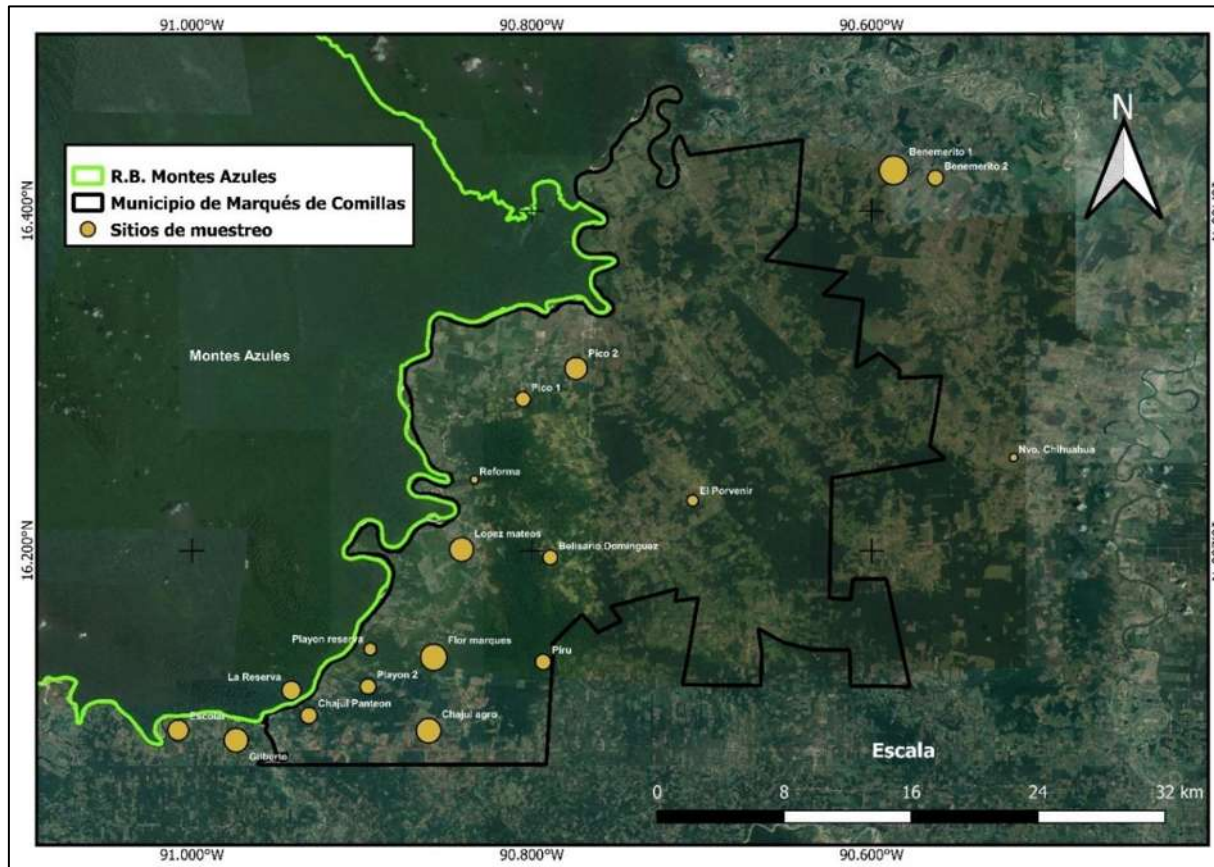




Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales

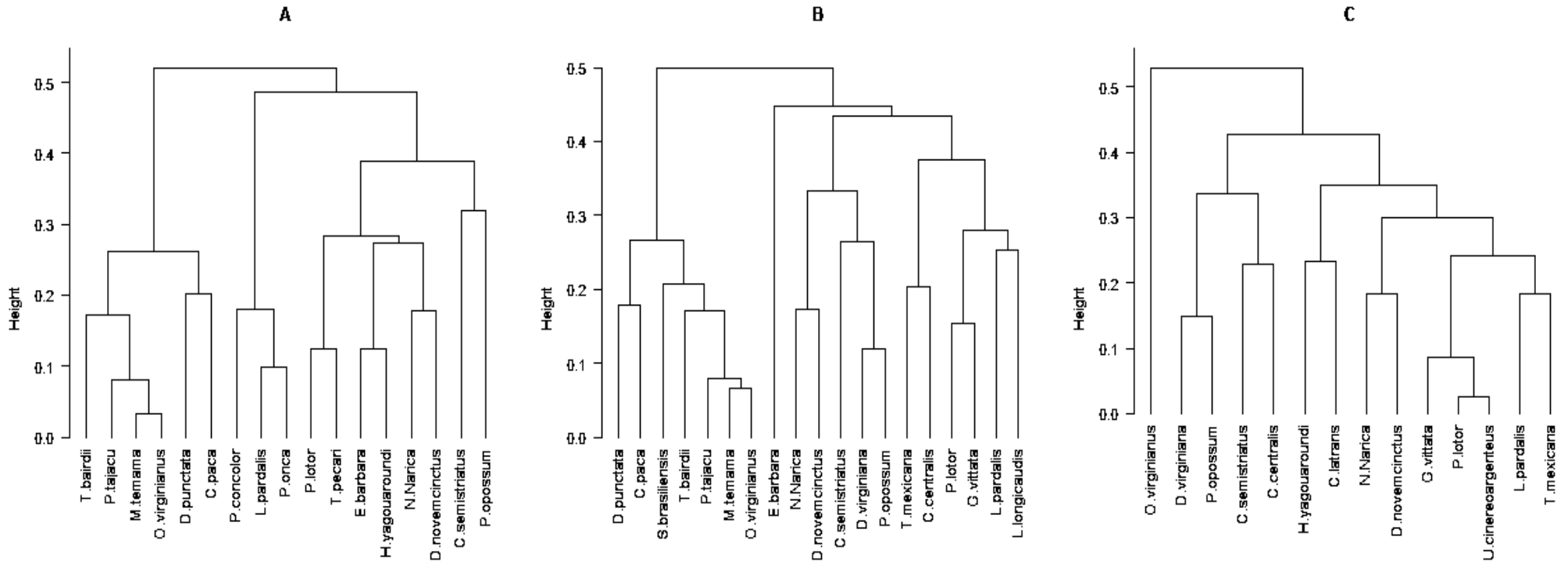


**Anexo 4.** Localización geográfica de los 18 sitios de muestreo realizado para aves en la región de Marqués de Comillas, Chiapas en donde el tamaño de los círculos está en función de la riqueza de especies encontrada.





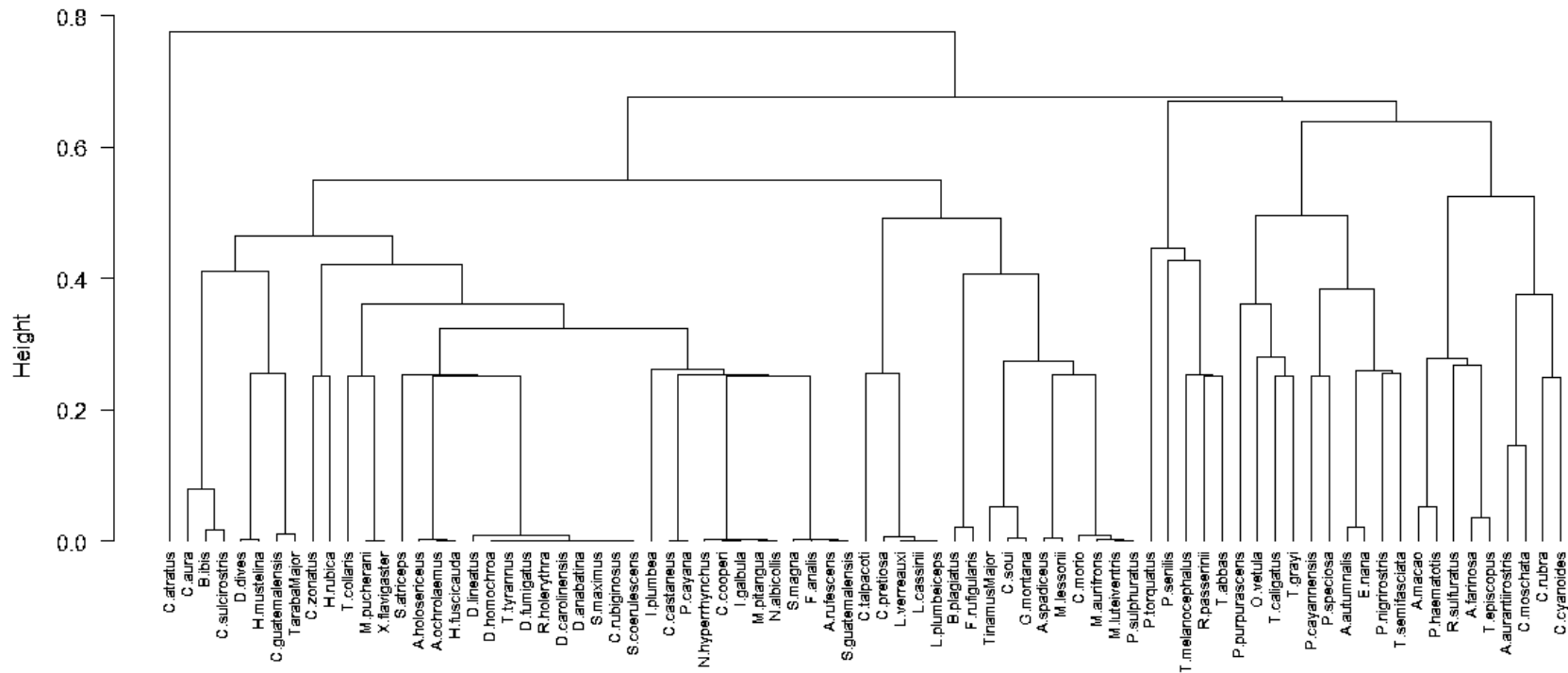
**Anexo 5.** Dendrogramas de las especies de mamíferos registradas a partir de los rasgos funcionales seleccionados en las unidades de paisaje con diferentes grados de perturbación: Bajo (A), Medio (B) y Alto (C) en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Se calculó en índice FD (Petchev y Gaston, 2002) con un valor de 4.24 para los sitios con baja perturbación (A), 5.00 para los sitios con perturbación media (B) y 3.80 para los sitios con alta perturbación (C).





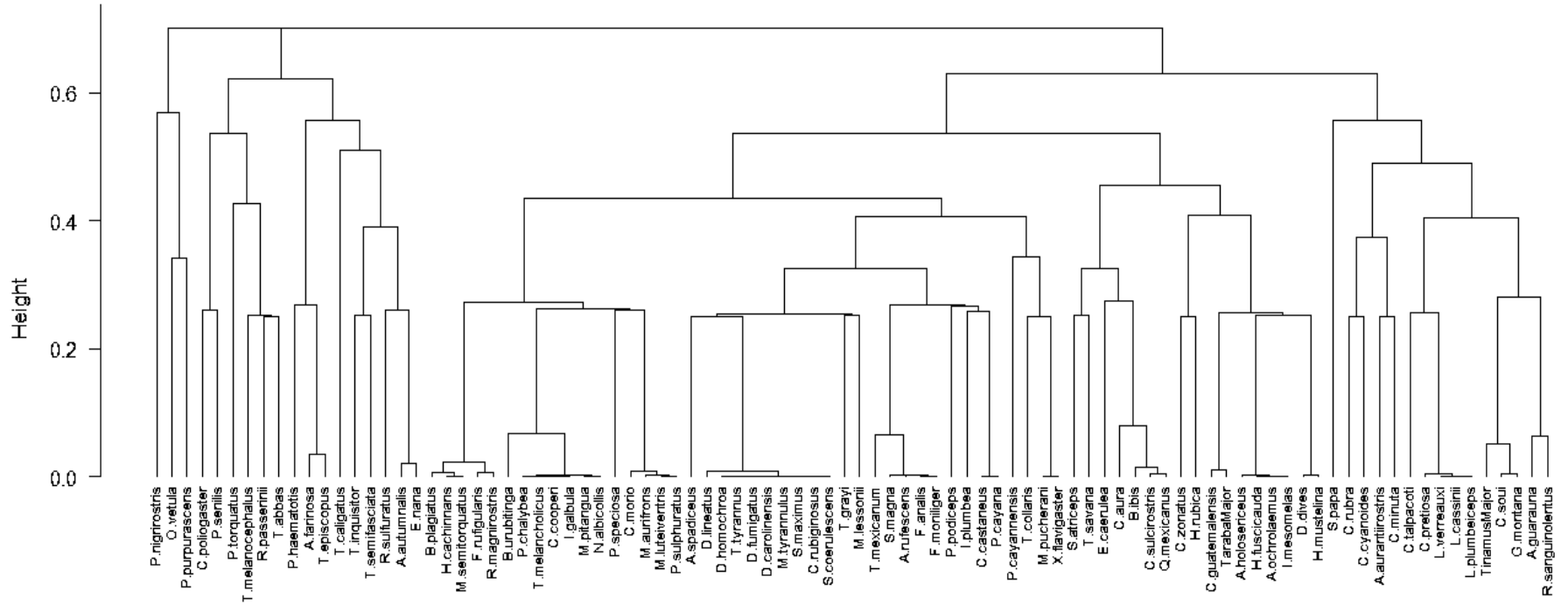
**Anexo 6.** Dendrogramas de las especies de aves registradas a partir de los rasgos funcionales seleccionados en las unidades de paisaje con diferentes grados de perturbación: Bajo (A), Medio (B) y Alto (C) en la región de Marqués de Comillas, Chiapas. Se calculó el índice FD (Petchey y Gaston, 2002) con un valor de 15.61 para los sitios con baja perturbación (A), 18.64 para los sitios con perturbación media (B) y 18.75 para los sitios con alta perturbación (C).

**A**

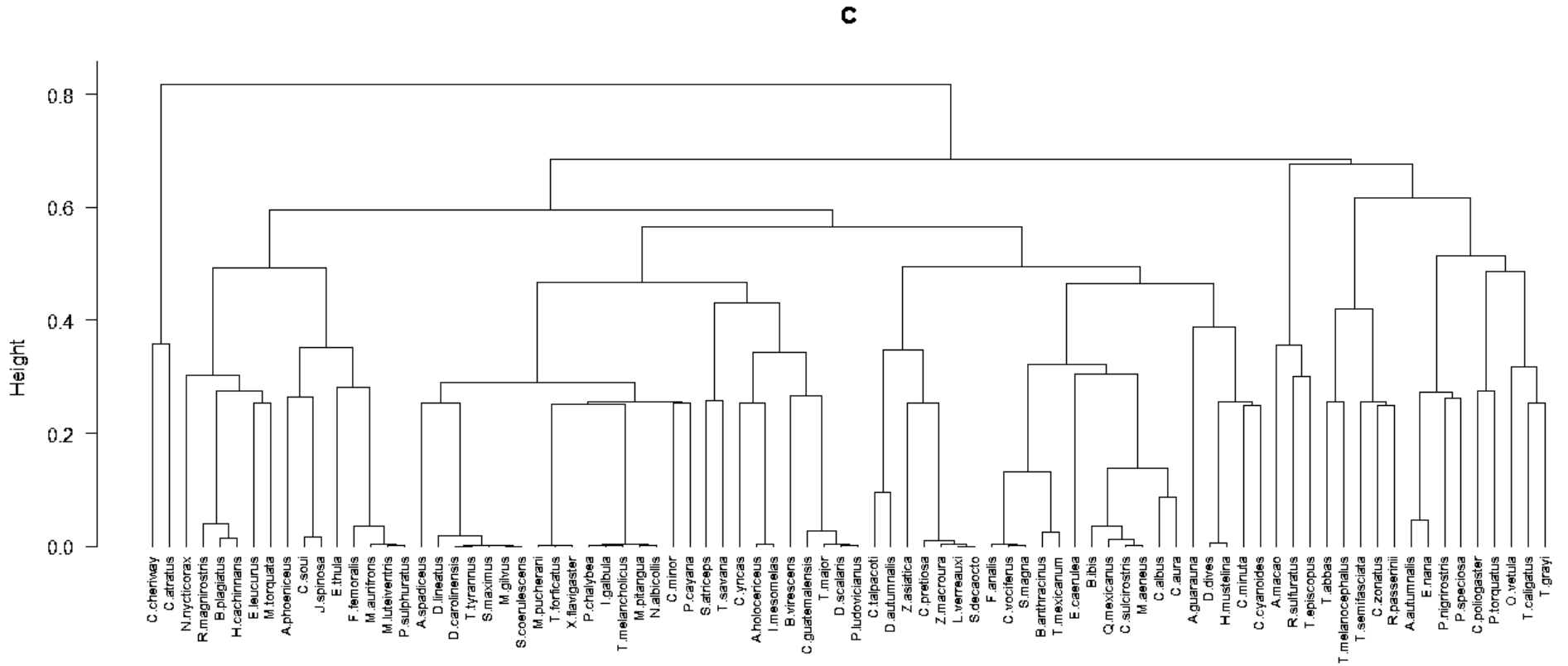




**B**









*Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo  
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales*



## Anexo 7. Glosario

**Diversidad funcional:** La diversidad funcional es una medida de la diversidad de rasgos funcionales presentes en una comunidad con respecto a su presencia y/o abundancia (Rosenfeld 2002; Villéger et al. 2010).

**Rasgos funcionales:** Los rasgos funcionales son rasgos biológicos (morfológicos, fisiológicos, conductuales y fenológicos) que influyen en el desempeño de los organismos y que pueden estar relacionados con los procesos ecosistémicos (flujo de materia y energía), la estabilidad de los ecosistemas (resistencia y resiliencia), las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y/o la modificación del hábitat (Hooper et al. 2005; Villéger et al. 2010).

**Grupos funcionales:** Agrupación de aquellas especies que se encuentran en condiciones ambientales particulares y describen la forma de aprovechamiento de recursos (Salgado-Negret, 2015).