



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES

**“Composición y diversidad funcional de la comunidad de  
mamíferos terrestres en la Región de la Selva Lacandona,  
Chiapas, México”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGO

**PRESENTA:**

Paulina Arroyo Gerala

**Asesor:** Dr. Jesús Antonio de la Torre de Lara



Ciudad Universitaria, Cd. Mx.

2018



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



1. Datos del alumno

Arroyo  
Gerala  
Paulina  
55 50 14 62  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Facultad de Ciencias  
Biología  
308553901

2. Datos del tutor

Dr  
Jesús Antonio  
De la Torre  
De Lara

3. Datos del sinodal 1

Dr  
Rodrigo Antonio  
Medellín  
Legorreta

4. Datos del sinodal 2

M en C  
María Julia  
Carabias  
Lillo

5. Datos del sinodal 3

Dr  
Francisco  
Botello  
López

6. Datos del sinodal 4

M en C  
Horacio Valdemar  
Bárceñas  
Rodríguez

7. Datos del trabajo escrito

Composición y diversidad funcional de la  
comunidad de mamíferos terrestres en la  
Región de la Selva Lacandona, Chiapas,  
México  
133 p  
2018

Para mis abuelas Irma y Elena y mi amigo Lalo



*“...lo esencial es invisible para los ojos”*

Antoine de Saint-Exupéry, 1943

## **Agradecimientos**

A la Universidad Nacional Autónoma de México por ofrecerme las herramientas y el espacio para mi formación profesional y como ser humano

A mi tutor Antonio de la Torre por sus enseñanzas y apoyo durante el transcurso de este proyecto.

A mis sinodales Julia Carabias, Rodrigo Medellín, Horacio Bárcenas y Francisco Botello por sus valiosos comentarios para mejorar este trabajo.

A Bioconciencia y Natura Mexicana, organizaciones que contribuyeron en el financiamiento de este proyecto.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el apoyo brindado para poder realizar este proyecto.

## **Agradecimientos personales**

A mis papás por creer en mí y darme su apoyo incondicional ante cualquier decisión, proyecto o locura que se me ocurre hacer, por guiarme para ser la mejor persona que pueda ser y a perseguir mis sueños. A mis hermanos Alejandro y Danyella por su apoyo y siempre estar ahí ayudándome en los momentos buenos y malos. A mis abuelos por su cariño y siempre estar pendientes de mi bienestar. Los quiero mucho y espero lograr que se sientan orgullosos de este trabajo.

A mi tutor Antonio de la Torre quien fue una parte esencial en mi proceso de formación académica y personal. Por tener la confianza en mí para desarrollar este y otros proyectos. Por su amistad y por todas las enseñanzas, diversión y sueños compartidos para el desarrollo de nuevos proyectos.

A Valeria Towns por su amistad y por enseñarme a luchar y esforzarme por las cosas con convicción. Por tener fe en mí y enseñarme cosas tan sencillas como caminar en la selva hasta usar R, pasamos buenos momentos caminando por la selva enlodándonos. Su ayuda fue fundamental para que yo pudiera desarrollar este trabajo.

A Rodrigo Medellín por ser mi primer contacto y maestro en la biología de la conservación y por abrirme las puertas a su laboratorio.

A Javier de la Maza y Julia Carabias por abrirme las puertas para conocer la selva e inspirarme para continuar trabajando en ella.

A Laura, Mari y Andrea por escucharme y aconsejarme. Atesoro mucho esas tardes que se convertían en madrugadas de platicar, llorar y reír con ustedes.

A Manuel quien fue mi compañero y apoyo durante gran parte de este proceso.

A mi segunda familia, todos los naturos por su pasión por la selva y siempre echarme porras, a Fiorella, Paola, Elisa, Juan José, Rocío, Nora, Santiago, Violeta, Roberto, Arbey, Sofía, Diego, Alejandra, Jorge, José. En especial agradezco al mejor equipo que he tenido Rodrigo León y Sebastián Arriaga por toda su ayuda, risas, consejos y nuevas aventuras.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecología y Conservación de Vertebrados Terrestres: Bego, Abi, Nora, Marina, Maripau, Roberto, Víquez, Ivar, Valeria, Alma, Daniel Ramos, Daniel Zamora, Dani, Marco, y Ana por su apoyo en este proceso.

A Ulises, Michel, Kevin y Oscar por acompañarme en mis salidas de campo. En especial agradezco a Esteban por toda su ayuda en el trabajo de campo y otros procesos, pero sobre todo gracias por las risas en la selva. También agradezco mucho a Marina Rivero por su ayuda en las caminatas y perdidas en la selva de Yaxchilán y Chan-Kin.

A todos mis amigos en la facultad: Eric, Bego, Kevin, Pancho, Ana, Marina, Sani, Diana, Mau, Nat Delgado, Andrea, Ganesh y Jorge, estudiar biología me dio el mejor regalo que fue haberlos conocido.

A Begoña, mi mejor amiga, confidente, compañera de risas, tristezas y enojos que siempre me acompaña y brinda su apoyo en los momentos buenos y malos.

A todos mis amigos que pusieron un granito de arena para que pudiera salir a campo, muchas gracias.

A los mejores Clau, Richie y Chachis por aparecer en mi vida y ser grandes amigos.

Por último, pero no menos importantes todas las personas en la Selva Lacandona que hicieron posible que realizara el trabajo de campo con las que pasé y sigo pasando momentos de mucha diversión. A todo el personal de campo de Chan-Kin y Yaxchilán: René, Feliciano, Paulino, Leonicio, Francisco, José Luis, Rolando, Clemente, Celestino, Yuri, Guillermo, Rigoberto, Antonio Vázquez, Antonio Gómez, Benito, Arnulfo, Víctor, Claudio y Vicente quienes son los guardianes de estas Áreas Naturales Protegidas. Al personal de la estación Chajul: Raúl, Mario, Chón, Quique, Henry, David, Daniel, Chankin, Búho, Chava, Mainor, Colocho, Maclovio, Doña Chica, Flori, Panchi, Petrona, Edali, Arminda, Marilú y Jenny. A las personas de los ejidos que me acompañaron: Pino, Felipe, Jerónimo, Cristo, Epifanio, Pepito, Jesús, Chabelo, Pola, Chuya y Teódulo de Boca de Chajul; Don Lampo de Playón de la Gloria; David, José y Abisai de Galacia; y Giovani, Florentino, Alexander, Ingliberto y Edilsar de Flor del Marqués. A todos ustedes gracias por enseñarme la selva, sin su ayuda este proyecto no se habría logrado.



## Índice

<b>Resumen</b> .....	16
<b>1. Introducción</b> .....	17
1.1 Los bosques tropicales húmedos.....	17
1.2 Los mamíferos terrestres en los bosques tropicales húmedos .....	19
1.3 Diversidad funcional.....	22
<b>2. Planteamiento del problema</b> .....	25
<b>3. Hipótesis y predicciones</b> .....	28
<b>4. Objetivos</b> .....	29
<b>5. Métodos</b> .....	30
5.1 Área de estudio .....	30
5.2 Diseño de muestreo.....	34
5.3. Análisis de datos .....	37
<b>6. Resultados</b> .....	50
6.1 Composición de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje. ....	50
6.2 Grupos funcionales y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje. ....	62
6.3 Respuesta de la riqueza, diversidad, diversidad funcional, abundancia de especies y grupos funcionales en relación con variables del paisaje asociadas con actividades antropogénicas .....	71
<b>7. Discusión</b> .....	101
7.1 Composición de la comunidad de mamíferos terrestres en los sitios evaluados y respuesta ante las variables del paisaje .....	101

7.2 Diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en los sitios evaluados y respuesta ante las variables del paisaje .....	104
7.3 Implicaciones para la conservación .....	109
<b>8. Conclusión</b> .....	112
<b>9. Referencias</b> .....	113

## Índice de cuadros

<b>Cuadro 1.</b> Áreas Naturales Protegidas en la Selva Lacandona, Chiapas.....	31
<b>Cuadro 2.</b> Atributos funcionales considerados para el análisis de diversidad funcional ....	41
<b>Cuadro 3.</b> Densidades poblacionales de las especies de la comunidad de mamíferos terrestres presentes en la Región Selva Lacandona.....	42
<b>Cuadro 4.</b> Atributos funcionales utilizados para el análisis de conglomerados jerárquico y el índice de dispersión funcional. ....	43
<b>Cuadro 5.</b> Variables del paisaje utilizadas como variables predictoras asociadas a actividades antropogénicas utilizadas para la construcción de los Modelos RN y MGL.....	47
<b>Cuadro 6.</b> Coeficientes de correlación de Spearman de las variables del paisaje utilizadas para los modelos de abundancia RN y los MLG ( $r < 0.75$ ).....	48
<b>Cuadro 7.</b> Índices de Abundancia Relativa de las especies de mamíferos de talla mediana y grande en los cuatro sitios de estudio (registros por 1000 días-trampa). El número de eventos independientes se encuentra dentro del paréntesis. ....	53
<b>Cuadro 8.</b> Resumen de los primeros cinco modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada una de las especies incluyendo el modelo nulo. $K$ es el número de parámetros estimables; $AIC_c$ es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; $\Delta AIC_c$ es la diferencia entre los modelos; $w_i$ es el peso de los modelos.....	56
<b>Cuadro 9.</b> Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de las especies de mamíferos terrestres (sp) utilizando el modelo con mejor ajuste que presentó la covariable del Sitio, (EE) error estándar e intervalos de confianza (IC) (95%).....	59
<b>Cuadro 10.</b> Probabilidad de detección de las especies de mamíferos terrestres; (EE) error estándar; (IC) intervalos de confianza (95%). ....	61
<b>Cuadro 11.</b> Resumen de los primeros cinco modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada uno de los grupos funcionales incluyendo el modelo nulo. $K$ es el número de parámetros estimables; $AIC_c$ es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; $\Delta AIC_c$ es la diferencia entre los modelos; $w_i$ es el peso de los modelos.....	66

<b>Cuadro 12.</b> Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de los grupos funcionales (gf) utilizando el modelo con mejor ajuste que presentó la covariable del Sitio, error estándar (EE) e intervalos de confianza (IC) (95%).	68
<b>Cuadro 13.</b> Probabilidad de detección de los grupos funcionales. (EE) error estándar; (IC) intervalos de confianza (95%).	70
<b>Cuadro 14.</b> Selección de modelos generalizados para riqueza, diversidad y diversidad funcional. (AICc) criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; ( $\Delta$ AICc) diferencia entre modelos; $W_i$ peso del modelo. (S) riqueza; (H') índice de diversidad de Shannon-Wiener; (FDis) índice de dispersión funcional.	73
<b>Cuadro 15.</b> Valores del coeficiente $\beta$ estimados (Error estándar en paréntesis) sin transformar, valor t y valor p. Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero ( $p < 0.05$ )	73
<b>Cuadro 16.</b> Selección de los cinco mejores modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada especie de la comunidad de mamíferos incluyendo el modelo nulo. K es el número de parámetros estimables; AICc Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; $\Delta$ AICc diferencia entre los modelos; $w_i$ peso de los modelos. Los modelos se encuentran ordenados de acuerdo con el menor valor de AICc.	81
<b>Cuadro 17.</b> Promedio de los mejores modelos para las especies de mamíferos de talla mediana y grande con un valor de $\Delta$ AICc < 2.	84
<b>Cuadro 18.</b> Valor del coeficiente $\beta$ estimado (Error estándar en paréntesis) sin transformar, probabilidad de detección promedio ( $r$ ) de las 19 especies de mamíferos terrestres (Error estándar en paréntesis). <b>Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero (<math>p &lt; 0.05</math>)</b>	89
<b>Cuadro 19.</b> Selección de los cinco mejores modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada grupo funcional incluyendo al modelo nulo. K es el número de parámetros estimables; AICc es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; $\Delta$ AICc es la diferencia entre los modelos; $w_i$ es el peso de los modelos. Los modelos se encuentran ordenados de acuerdo con el mayor valor de AICc.	95
<b>Cuadro 20.</b> Promedio de los mejores modelos para los grupos funcionales con un valor de $\Delta$ AICc < 2.	97

**Cuadro 21.** Valor del coeficiente  $\beta$  estimado (Error estándar en paréntesis) sin transformar, probabilidad de detección promedio ( $r$ ) de los grupos funcionales (Error estándar en paréntesis). **Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero ( $p < 0.05$ )** ..... 100

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Mapa con la ubicación de las estaciones de foto-trampeo en los cuatro sitios de estudio.....	36
<b>Figura 2.</b> Curva de acumulación de especies de los cuatro sitios de estudio (APFFCK= Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin; MNY= Monumento Natural Yaxchilán; RBMC= Reserva de la Biosfera de Montes Azules; MC= Marqués de Comillas); S(esp)= Número de especies.....	51
<b>Figura 3.</b> Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) entre los sitios de estudio con intervalos de confianza (95%)......	52
<b>Figura 4.</b> Índice de abundancia relativa de las especies registradas en los cuatro sitios de estudio.....	54
<b>Figura 5.</b> Estimado de abundancia relativa promedio de las especies que presentaron la covariable Sitio en el modelo con el mejor ajuste y sus respectivos intervalos de confianza (95%)......	60
<b>Figura 6.</b> Probabilidad de detección de 19 especies de la comunidad de mamíferos terrestres que habitan en la Selva Lacandona y sus respectivos intervalos de confianza (95%). .....	62
<b>Figura 7.</b> Dendrograma de atributos funcionales de la comunidad de mamíferos terrestres presentes en la Selva Lacandona. Ilustraciones obtenidas de Fiona Reid, 2009).....	64
<b>Figura 8.</b> Índice de Dispersión funcional (FDis) en los cuatro sitios de estudio.....	65
<b>Figura 9.</b> Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de cada grupo funcional en los cuatro sitios de estudio con sus intervalos de confianza (95%). Talla grande(L); Talla mediana (M); Densidad poblacional alta (Da); Densidad poblacional media (Dm); y Densidad poblacional baja (Db). .....	69
<b>Figura 10.</b> Probabilidad de detección de los grupos funcionales registrados en la Selva Lacandona y sus respectivos intervalos de confianza (95%). .....	70
<b>Figura 11</b> Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la riqueza y la densidad de poblados.....	71
<b>Figura 12</b> Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la diversidad y a)Distancia a carreteras y b)Distancia al borde. ....	72

<b>Figura 13</b> Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la diversidad funcional a) Porcentaje de cobertura forestal y b) Distancia al borde.....	72
<b>Figura 14</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) venado cola blanco, b) sereque y c) pecarí de labios blancos en respuesta a la covariable de porcentaje de cobertura forestal. ....	75
<b>Figura 15</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) temazate y b) sereque en respuesta a la covariable de distancia a carreteras (Km). ....	75
<b>Figura 16</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) sereque, b) puma y c) tapir en respuesta a la covariable de densidad de poblados medida utilizando un área de influencia de 15 km a la redonda. ....	76
<b>Figura 17</b> .Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) tapir, b) zorrillo y c) ocelote y d) armadillo en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km).....	77
<b>Figura 18.</b> Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a los días que estuvieron activas las trampas-cámara en el periodo de muestreo de a) tapir, b) pecarí, c) ocelote, d) coatí, e) tepezcuintle y f) sereque. ....	78
<b>Figura 19.</b> Gráficos de la probabilidad de detección con respecto al uso de Senderos de a) tapir, b) venado cola blanca, c) temazate, d) pecarí de labios blancos, e) jaguar, f) puma y g) ocelote.....	79
<b>Figura 20.</b> Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a la presencia de personas a) tamandúa.....	80
<b>Figura 21.</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de los herbívoros ramoneadores L/Db en respuesta a la covariable de porcentaje de cobertura forestal. ....	91
<b>Figura 22.</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) herbívoros-frugívoros L/Db, b) granívoros-frugívoros M/Da en respuesta a la covariable de densidad de poblados a 15 km a la redonda.....	91
<b>Figura 23.</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de granívoros-frugívoros M/Da en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km). ....	92
<b>Figura 24.</b> Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) carnívoros M/Db, b) herbívoros-frugívoros L/D y c) insectívoros M/Dm en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km).....	92

**Figura 25.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a los días que estuvieron activas las trampas-cámara en el periodo de muestreo de a) carnívoros M/Db, b) herbívoros-frugívoros L/Db, c) insectívoros M/Dm, d) granívoros-frugívoros M/Da, e) Omnívoro M/Da.

..... 93

**Figura 26.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto al uso de Senderos de a) carnívoros L/Db, b) carnívoros M/Db, c) herbívoros-ramoneadores L/Db, d) herbívoros-frugívoros L/Db e e) insectívoros M/Dm. .... 94



## Resumen

Los mamíferos terrestres en los bosques tropicales húmedos tienen papeles fundamentales para su buen funcionamiento como son la depredación, la herbívora y la dispersión y depredación de semillas. Los mamíferos terrestres son un grupo altamente amenazado en los bosques tropicales húmedos a consecuencia de las actividades del ser humano como la modificación del paisaje y la cacería. Estas actividades afectan principalmente a las especies que presentan mayor tamaño corporal y una dieta especializada. Las actividades humanas pueden tener consecuencias en el papel que los mamíferos desempeñan en este tipo de ecosistema.

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son un instrumento de política ambiental que ha permitido disminuir las amenazas en los bosques tropicales húmedos. Existen otros mecanismos, menos rigurosos, que se han utilizado para conservar este tipo de ecosistema como es el Pago por Servicios Ambientales (PSA) que han permitido en un corto plazo disminuir las tasas de deforestación. Este estudio tuvo como objetivo documentar los cambios en la composición y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical que presenta diferentes grados de amenaza y esquema de conservación. Tres de estos sitios se encuentran protegidos por ANP y el otro se encuentra bajo el esquema de conservación mediante el PSA. Para ello se realizó un muestreo durante un año y se utilizaron trampa cámara para la toma de datos. Se determinó la riqueza, diversidad, diversidad funcional, abundancia de las especies y grupos funcionales. Además, se comparó estos parámetros entre los cuatro sitios. También se determinó la respuesta de estos valores ante variables del paisaje asociadas a actividades antropogénicas.

Los resultados muestran que dos de las ANP y el sitio protegido con PSA, tienen una alta diversidad y diversidad funcional. En cambio, en la otra ANP, estos valores fueron bajos. La variable del paisaje que influyó de manera negativa en la riqueza de especies fue la densidad de poblados, variable que probablemente esté asociada a la intensidad de cacería. En los sitios con mayor densidad de poblados hubo una menor abundancia de herbívoros de talla grande y una alta abundancia de roedores como los sereques (*Dasyprocta punctata*). Tanto los herbívoros como los carnívoros y herbívoros de talla grande fueron los grupos que mostraron una respuesta negativa ante los sitios más asociados a actividades antropogénicas. En general, los resultados obtenidos en este estudio resaltan la importancia de los diferentes esquemas de conservación para salvaguardar a la comunidad de mamíferos en los bosques tropicales húmedos del sur de México y que la cacería tiene efectos negativos en la diversidad y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos lo cual podría afectar otros procesos naturales en los bosques tropicales húmedos.

## 1. Introducción

### 1.1 Los bosques tropicales húmedos

Los bosques tropicales húmedos se localizan en la línea ecuatorial entre los trópicos de cáncer y capricornio (Jempa, 1995; Maloney, 1998; Butler, 2011). Existen 5 grandes regiones tropicales en el mundo, en América, África, el sudeste asiático, Madagascar y Nueva Guinea y algunas regiones más pequeñas en Australia, al sur de Asia y en muchas islas tropicales (Corlett, 2006; Corlett y Primarck, 2011; Brandon, 2014). Las regiones que ocupan mayor superficie se encuentran en la cuenca del Amazonas en Sudamérica, en la cuenca del Congo en África y en Indonesia en Asia (Willis, *et al.*, 2004; Corlett y Primarck, 2011; Brandon, 2014).

Los bosques tropicales húmedos se caracterizan por tener una alta precipitación (aproximadamente 2180 mm anualmente), con una temporada de secas muy corta que puede durar 3 a 4 meses o estar ausente, y un clima cálido y húmedo con temperaturas altas (Maloney, 1998; Malhi y Wright, 2004; Brandon, 2014). En general, todos los bosques tropicales húmedos presentan una estructura de vegetación estratificada compuesta por un bosque denso de árboles altos y perennes, árboles emergentes de 50 a 60 metros de altura y otros estratos de vegetación arbórea con árboles de menor altura, arbustos, plantas epífitas y bejucos (Dirzo y Raven, 2003, Corlett y Primarck, 2011; Brandon, 2014). Debido a su estructura de vegetación estratificada, y a una variación en las condiciones de suelo, lluvia y relieve es que diferentes especies han logrado explotar diferentes nichos ecológicos (Brandon, 2014). Como resultado, dentro los bosques tropicales húmedos se puede observar una alta diversidad de especies de árboles lo que difiere con los bosques templados donde hay una dominancia de pocas especies (Lüttge, 2008).

A diferencia de otros ecosistemas, los bosques tropicales húmedos presentan una alta diversidad biológica en una porción muy pequeña de territorio, por ello son considerados el ecosistema terrestre más diverso del planeta (Hill y Hill, 2001; Dirzo y Raven, 2003). Se estima que en los bosques tropicales húmedos se pueden encontrar la mitad de las especies animales y vegetales que habitan en los ecosistemas terrestres y abarcan solo el 7% de la

superficie del planeta (Dirzo y Raven, 2003). Esta alta riqueza de especies animales y vegetales, así como de microorganismos son cruciales para el funcionamiento de este ecosistema, e indispensables en el ciclo de nutrientes, la dispersión de semillas, la polinización y la descomposición de la materia orgánica por mencionar algunos ejemplos (Foley *et al.*, 2007; Sobrinho *et al.*, 2015).

Los bosques tropicales húmedos, además, son importantes prestadores de servicios ecosistémicos a escala global, ya que ayudan a regular el clima, almacenan carbono, capturan el dióxido de carbono y ayudan a la regulación del flujo de agua (Kremen *et al.*, 2000; Bawa *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2007; Brandon, 2014); y a escala local proveen a las poblaciones humanas recursos forestales, minerales, farmacéuticos, y de alimentación (Godoy *et al.*, 2000; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Lamentablemente, muchas de las actividades realizadas por el ser humano amenazan la alta diversidad biológica que habita en los bosques tropicales húmedos y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Brandon, 2014).

La modificación del paisaje natural para el desarrollo de actividades antropogénicas productivas como la ganadería y la agricultura o para el establecimiento de centros urbanos es la principal causa de pérdida de la diversidad biológica a nivel mundial, y los bosques tropicales húmedos con su alta diversidad es el ecosistema terrestre más amenazado (Cohen, 1999; Sala *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2007; Koh y Gardner, 2010). A nivel mundial este ecosistema presenta las mayores tasas de deforestación y se estima que en la actualidad se ha perdido la mitad de la superficie forestada que había originalmente a principios del siglo XX (Wright, 2005). A causa de estas actividades se han observado cambios en la diversidad biológica de los bosques tropicales húmedos a diferentes escalas como son: variaciones en la distribución y en la abundancia de las especies locales, disminución en la diversidad y riqueza de las comunidades biológicas (Gascon *et al.*, 1999; Sala *et al.*, 2000; Asquith y Mejia-Chang, 2005), alteraciones en la fenología, biomasa y productividad del ecosistema (Laurance *et al.*, 1997; Laurance *et al.*, 2003; Levy *et al.*, 2004) y cambios en las condiciones físicas del ambiente como la temperatura y la humedad (DeFries *et al.*, 2002).

Otras actividades realizadas por el ser humano afectan de manera directa en la diversidad biológica de los bosques tropicales húmedos, principalmente la tala inmoderada de especies arbóreas que tienen maderas de alto valor comercial, la sobreexplotación de recursos no maderables como fibras, frutos, resinas, plantas de uso medicinal o plantas ornamentales y la cacería de carne de monte (Johns, 1985; Kramer, 1997; Cuarón, 2000; Ticktin, 2004; López, 2008; Morris, 2010). Estas actividades tienen efectos negativos cuando se realizan de manera inmoderada; por ejemplo, la sobreexplotación de especies maderables y no maderables afecta las tasas de supervivencia, reproducción y crecimiento de las plantas que son más utilizadas (Ticktin, 2004) y la cacería de carne de monte afecta principalmente a las poblaciones de mamíferos de talla grande ya que son las especies más consumidas (Cuarón, 2000; Milner-Gulland *et al.*, 2003; Pasveer, 2004; Swamy y Pinedo-Vásquez, 2014).

En México gran parte de la superficie de bosque tropical húmedo que originalmente había se ha perdido, quedando aproximadamente el 10% de la superficie original. La mayor superficie se encuentra confinada a dos sitios: los Chimalapas en el sur Oaxaca y el norte de Chiapas y la Selva Lacandona en Chiapas (Brady y Merino, 2005). Particularmente la pérdida de la superficie de bosque tropical húmedo en México fue ocasionada a consecuencia de la implementación de políticas gubernamentales que impulsaron la colonización y migración a estos sitios y el fomento agropecuario el cual promovió la ganadería extensiva (Anta Fonseca y Carabias, 2008; Carabias *et al.*, 2008; Koleff *et al.*, 2012). Así mismo la cacería indiscriminada es otra actividad que ha afectado los bosques tropicales húmedos en México, tal es el caso de los Tuxtlas en Veracruz donde la cacería y el tráfico ilegal de animales y sus partes causaron un proceso de defaunación y en la actualidad en esta región hay una ausencia de los herbívoros de mayor talla y depredadores tope (Dirzo y Miranda, 1991).

### *1.2 Los mamíferos terrestres en los bosques tropicales húmedos*

Los mamíferos terrestres son un componente importante para mantener la estructura de los bosques tropicales húmedos y desempeñan papeles esenciales para el buen funcionamiento de este ecosistema mediante interacciones bióticas como la depredación y dispersión de semillas, la herbivoría y la depredación (Terborgh, 1992; Terborgh *et al.*, 2001; Stoner *et al.*,

2007). Los mamíferos frugívoros son importantes dispersores de semillas, realizan este trabajo de manera más eficaz que muchos invertebrados dado que pueden consumir mayores cantidades de semillas, transportarlas a mayores distancias y consumen las de mayor tamaño (Norncok *et al.*, 1998, Paine y Beck, 2007; Dirzo *et al.*, 2007). A su vez, los mamíferos herbívoros pueden cambiar la composición de las comunidades vegetales al seleccionar las plántulas dominantes y más abundantes, y como consecuencia disminuyen la competencia entre ellas, se incrementa su tasa de crecimiento y promueven una mayor diversidad de la comunidad vegetal (Paine y Beck 2007; Silman *et al.*, 2003). Por otro lado, los mamíferos carnívoros, son depredadores que controlan las poblaciones de sus presas (Estes *et al.*, 2001), y su desaparición en los bosques tropicales húmedos puede ocasionar efectos de cascadas tróficas que provocan cambios en la abundancia de otras especies y en la composición de las comunidades vegetales (Terborgh, 1992; Turner *et al.*, 2001). Los mamíferos insectívoros realizan cambios significantes en la estructura de la comunidad de invertebrados y en su ausencia puede aumentar la tasa de herbivoría de plántulas y alterar los nutrientes del suelo (Dunham, 2008). Finalmente, los mamíferos omnívoros de acuerdo con la disponibilidad de recursos pueden cambiar su dieta, por lo que tienen un rol ecológico dual ya que pueden consumir plantas y animales (Simberloff y Dayan, 1991). En la ausencia de carnívoros grandes, los omnívoros pueden cumplir el rol ecológico de los depredadores, y además son importantes dispersores de semillas (Roemer *et al.*, 2009).

Desgraciadamente los mamíferos terrestres son un grupo muy vulnerable en los bosques tropicales húmedos debido a la cacería y a la modificación del paisaje (Cuarón, 2000, Henle *et al.*, 2004; Pasveer, 2004). Como consecuencia de estas actividades la abundancia de estas especies y la composición de la comunidad mamíferos puede cambiar (Cuarón. 2000). Existen diversos ejemplos en diferentes bosques tropicales húmedos de cómo se ven afectados los mamíferos ante las actividades del ser humano. Tal es el caso del bosque tropical húmedo en Tanzania donde Hegerl *et al.* (2015) compararon dos sitios con diferente presión de cacería y manejo, encontrando que en el sitio que carecía de manejo y que presentaba mayor presión de cacería la riqueza de mamíferos había disminuido en un 40%. Por otro lado, en el bosque Atlántico en Brasil, Beca *et al.* (2017) compararon la riqueza de especies de mamíferos en fragmentos de diferentes superficies rodeadas de cultivos de caña

de azúcar, donde encontraron una mayor riqueza en los fragmentos que tenían mayor superficie de cobertura forestal, además registraron que debido a la fragmentación del paisaje se perdió entre 50% y 80% del ensamble de mamíferos que había originalmente.

Con la pérdida de los mamíferos en los bosques tropicales húmedos se pueden ver comprometidas las funciones ecológicas que desempeñan estas especies, las cuales ayudan a mantener la estructura y regeneración de este ecosistema (Redford, 1992, Terborgh, 1991; Terborgh *et al.*, 2001). Es importante mencionar que no todas las especies de mamíferos responden de manera similar ante las actividades del ser humano, ya que los recursos de espacio, alimentación y de refugio que éstas utilizan son diferentes (Fischer y Lindenmayer, 2006). Generalmente las especies más vulnerables comparten características como densidad poblacional baja, talla grande, poca capacidad de dispersión, dieta especializada, uso especializado del hábitat, entre otras (Laurance, 1991; Purvis *et al.*, 2000; Stork *et al.*, 2009), de manera que la pérdida o extinción local de las especies que tienen estas características no es resultado de un proceso azaroso (McKinney, 1997), por lo que estas características funcionales y ecológicas pueden ser utilizados como predictores de la vulnerabilidad de las especies ante las actividades del ser humano (Henle *et al.*, 2004).

El tamaño corporal de los mamíferos terrestres es un importante predictor de susceptibilidad ante las actividades humanas ya que se encuentra relacionado con la capacidad de dispersión de cada especie; las especies con mayor talla tienden a tener ámbitos hogareños mayores por lo que requieren grandes áreas para satisfacer sus necesidades energéticas (Cardillo *et al.*, 2005; Lindstedt *et al.*, 1986; Brodie *et al.*, 2009; Whitmee y Orne, 2013). Se conoce que por la influencia humana (densidad poblacional humana, carreteras, poblados, tierras de cultivo y pastoreo, etc.) los mamíferos terrestres pueden limitar su desplazamiento (Tucker *et al.*, 2018), además de que los mamíferos de mayor talla son los más susceptibles a la cacería (Laurence, 1991; Redford, 1992; Turner y Corlett, 1994; Cuarón, 2000; Dirzo *et al.*, 2014). Otro predictor importante es el gremio trófico ya que está directamente relacionado con la disponibilidad de los recursos (Vetter *et al.*, 2011). El gremio de los carnívoros, frugívoros e insectívoros han sido reportados anteriormente como sensibles a la modificación del paisaje (Carbone *et al.*, 2005; Gerber *et al.*, 2011; Vetter *et al.*, 2011; Ahumada *et al.*, 2011), esto se debe a que éstos requieren grandes superficies de hábitat para

obtener sus recursos (Vetter *et al.*, 2011). La densidad poblacional es otro predictor que se encuentra relacionado con la disponibilidad de los recursos, es decir la capacidad de carga del ecosistema (Clutton-Brock y Harvey, 1978); se conoce bien que las especies con densidad poblacional baja son las más sensibles ante la cacería debido a la extirpación de individuos en la población y a la modificación del paisaje que disminuye la disponibilidad de los recursos (Chiarello, 2000; Purvis *et al.*, 2000; Benítez-López *et al.*, 2017). La sociabilidad de las especies es otro predictor y se encuentra relacionado con la eficiencia de forrajeo de las especies y la disponibilidad de los recursos, por ejemplo, para las especies gregarias la modificación del paisaje afecta el número de individuos que conforman el grupo y por lo tanto su abundancia (Banks *et al.*, 2007). En general todos estos predictores se encuentran relacionados directamente con la disponibilidad, abundancia y distribución de los recursos y las actividades humanas pueden afectar o limitar estos componentes (Fischer y Lindenmayer, 2006).

### *1.3 Diversidad funcional*

El impacto de las actividades humanas en la diversidad biológica se ha estudiado principalmente a través de medidas que toman en cuenta solamente la identidad taxonómica de las especies, como lo son la riqueza y diversidad (Tilman y Leeman, 2001; Hooper *et al.* 2002; Blaum *et al.* 2011). Recientemente se ha incorporado un nuevo enfoque de diversidad que integra el papel que desempeñan las especies en los procesos ecosistémicos conocido como diversidad funcional (Tilman y Lehman 2001; Hopper *et al.*, 2002; McGill *et al.*, 2008; Blaum *et al.*, 2011). La diversidad funcional se define como el intervalo de atributos funcionales que poseen las especies y que influyen en el funcionamiento del ecosistema (Tilman, 2001). El funcionamiento del ecosistema involucra todos los procesos biológicos, químicos y físicos dentro del ecosistema como por ejemplo el flujo de energía, el reciclaje de nutrientes, las interacciones en las redes tróficas, entre otros (Goldstein, 1999; Jax, 2005). Por su parte, los atributos funcionales son los rasgos morfológicos, fisiológicos y de comportamiento que presentan las especies que pueden estar involucradas en estos procesos ecosistémicos (Tilman, 2001). A partir de los atributos funcionales es posible agrupar a las

especies con características semejantes y con un papel similar en el ecosistema y así establecer grupos funcionales (Tilman, 2001).

La diversidad funcional mide la variación en los atributos funcionales en la comunidad y determina si existe una complementariedad o redundancia en las especies que la conforman (Faith, 1996; Diaz y Cabido, 2001; Petchey y Gaston, 2006). Hay complementariedad en una comunidad cuando las especies no comparten atributos funcionales, por lo tanto, hay una menor competencia porque las especies difieren en los recursos que utilizan y el nicho que ocupan (Williams, 2001; Petchey y Gaston 2002; Bolnick *et al.*, 2011), y al tratarse de especies con una combinación única de atributos funcionales, cuando desaparecen también se pierde su función en el ecosistema (Flynn *et al.*, 2009). Por el contrario, hay redundancia en la comunidad cuando hay una superposición de los atributos funcionales, es decir, varias especies comparten las mismas funciones (Díaz y Cabido, 2001; Hooper *et al.*, 2002). En este caso, como varias especies comparten el nicho y la funcionalidad, la pérdida de una especie no tiene grandes efectos en el ecosistema porque hay otras especies que pueden desempeñar dicho papel (Flynn *et al.*, 2009). Una alta redundancia se encuentra relacionada con la capacidad de resiliencia de una comunidad ante cualquier cambio ambiental (Naem, 1998; Purvis y Hector, 2000).

Al evaluar el impacto de las actividades humanas con este enfoque se ha demostrado que la diversidad funcional de aves y mamíferos disminuye con la intensificación de la agricultura y que las especies con atributos funcionales únicos son las que se pierden más rápido (Flynn *et al.*, 2009). Además, los grupos funcionales de especies de mamíferos que presentan atributos como mayor masa corporal y menor fecundidad son los más propensos a la extinción en los paisajes modificados (Laurence, 1991). Otros estudios muestran que la diversidad funcional de mamíferos de talla mediana y grande aumenta de manera gradual conforme aumenta el tamaño de los fragmentos en paisajes modificados por actividades humanas (Ahumada *et al.* 2011; Magioli *et al.*, 2015). Magioli *et al.* (2015) al estudiar la diversidad funcional de mamíferos en fragmentos de diferente superficie del bosque Atlántico de Brasil determinaron que se deben de conservar áreas mayores a 2,050 hectáreas para mantener las funciones del ecosistema ya que en estos fragmentos se encuentran especies con importantes roles ecológicos como el jaguar (*Pantera onca*), depredador tope;



y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*), importantes dispersores de semillas.

Utilizar la diversidad funcional resulta una medida ecológica relevante para comprender los procesos ecosistémicos y el efecto de la modificación del paisaje y la perturbación antropogénica en la composición de las comunidades ecológicas (Flynn *et al.*, 2009; Mason *et al.*, 2012). Debido a que hay especies con atributos funcionales más vulnerables a estos cambios, es posible detectar patrones en la comunidad y predecir las consecuencias de la pérdida de una función en el ecosistema (Chapin *et al.*, 2000). Además, resulta una medida adecuada para el manejo y conservación de un área debido a su enfoque multi-específico lo que ayuda a minimizar tiempo y costos en lugar de evaluar a una sola especie (Blaum *et al.*, 2011). También puede ser utilizada para priorizar la conservación un grupo de especies más vulnerables a la modificación del paisaje por actividades antropogénicas y para evitar que se pierda la capacidad de resiliencia del ecosistema, por ejemplo, priorizar la conservación de grupos funcionales con menor número de especies (Faith, 1996).

## 2. Planteamiento del problema

La principal causa de la pérdida de la diversidad biológica en los bosques tropicales húmedos durante las últimas décadas ha sido a causa de las actividades humanas como la modificación del paisaje natural para actividades productivas y la sobreexplotación de los recursos (Cohen, 1999; Cuarón, 2000; Butchart *et al.*, 2010). Una de las principales herramientas que se ha utilizado para conservar la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos provistos por los bosques tropicales húmedos ha sido el establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Hockings, 2003; Watson *et al.*, 2014). Esta herramienta ha permitido frenar el cambio de uso de suelo que es la principal amenaza en los bosques tropicales húmedos, además de ser un instrumento efectivo para la protección de los ecosistemas naturales y las especies que se encuentran dentro del polígono que delimita el ANP (Bruner *et al.*, 2000). Sin embargo, en la mayoría de los casos en la periferia de los polígonos de las ANP hay poblados y actividades humanas como el cambio de uso de suelo para ganadería y agricultura, la cacería y extracción de especies maderables y no maderables que afectan los procesos ecológicos dentro de estos sitios protegidos (Hansen y DeFries, 2007; Chazdon *et al.* 2009).

Cuando se evalúa la efectividad de las ANP, las medidas suelen enfocarse en evaluar el manejo y el mantenimiento de la cobertura forestal (Bruner *et al.* 2000; Joppa *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2010), pero en muy pocas ocasiones se evalúa la diversidad biológica que existente dentro de ellas (Craigle *et al.*, 2010). A pesar de que las ANP ayudan a conservar la cobertura forestal no se asegura la permanencia a largo plazo de la fauna y los procesos ecosistémicos dentro de las mismas pues puede haber otras amenazas como la cacería, la extracción ilegal e inmoderada de otros recursos o la presencia de especies exóticas que llegan a afectar los procesos ecológicos (Redford, 1992; Harrison, 2011), por lo que son necesarios otros indicadores para evaluar su efectividad.

Además de las ANP existen otros instrumentos para conservar la diversidad biológica que involucran también a las comunidades locales en el manejo de los bosques (Wunder, 2007; Porter-Bolland *et al.*, 2012). Uno de estos instrumentos es el Pago por Servicios Ambientales (PSA) cuya idea central es que los proveedores de servicios ambientales reciban

una compensación por este beneficio, es decir que los propietarios de la tierra reciban un pago por conservar el bosque (Grima *et al.*, 2015). La implementación del PSA ha ayudado a disminuir las altas tasas de deforestación en diferentes sitios donde ha sido implementado (Carabias *et al.*, 2012; Samii *et al.*, 2014). Sin embargo, la evaluación de su efectividad para la conservación de la diversidad biológica ha sido poco abordada, pues las evaluaciones, al igual que las que son aplicadas en las ANP, se enfocan en observar cambios en la cobertura forestal o en evaluar su efectividad desde la perspectiva social y económica (Wunder, 2006; Samii *et al.*, 2014; Calvet-Mir *et al.*, 2015; Grima *et al.*, 2016). Con base en lo anterior, es necesario la implementación de otros indicadores que permitan conocer la efectividad de la aplicación de estos distintos instrumentos de conservación. El monitoreo de la fauna a largo plazo es una de estas herramientas que provee información adicional sobre el estado de conservación del ecosistema (Hockings, 1998; Hockings *et al.*, 2006).

Como se mencionó anteriormente, los mamíferos terrestres en los bosques tropicales húmedos son un grupo funcionalmente diverso importante para diferentes procesos ecosistémicos y además son vulnerables ante las actividades antropogénicas como la cacería, la fragmentación y destrucción de su hábitat (Terborgh, 1992, Cuarón, 2004; Ceballos *et al.* 2005). Comprender los cambios en la composición de la comunidad de mamíferos dentro y afuera de las ANP es de suma importancia ya que con la pérdida de los mamíferos se pierden las funciones que desempeñan estas especies en los ecosistemas. Por ello, el enfoque de medir la diversidad funcional ayuda a entender la importancia que tienen estas especies en el funcionamiento del ecosistema, así como prever la pérdida de los servicios ecosistémicos que proporcionan para las poblaciones humanas (Díaz y Cabido, 2001; Orlandi *et al.*, 2015).

Partiendo de lo anterior para este estudio se determinó la composición y la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres de talla mediana y grande en la Región Selva Lacandona. Para ello se comparó la composición y diversidad funcional de esta comunidad en cuatro sitios que presentan diferentes características de paisaje asociadas a actividades antropogénicas, con diferente superficie de bosque tropical húmedo y diferente manejo. Tres de estos sitios se encuentran protegidos bajo el esquema de conservación de ANP: la Reserva de la Biosfera de Montes Azules, el Monumento Natural Yaxchilán y el Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin. La otra área se ubica en el municipio de

Marqués de Comillas y corresponde a fragmentos de vegetación conservados por las comunidades locales bajo el esquema del programa de PSA.

Estos cuatro sitios de la Región Selva Lacandona presentan diferentes características que pueden influir en la composición y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos. Con base en esto, este estudio pretende comparar los cambios en la composición y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos presentes en estos sitios y determinar que variables relacionadas con las actividades antropogénicas, como la modificación del paisaje y la cacería, tienen un efecto sobre la comunidad de mamíferos de talla mediana y grande. La finalidad de este estudio es la de contribuir a mejorar el conocimiento de la diversidad biológica existente en la región y proponer medidas de manejo que permitan asegurar la conservación de estas especies y las áreas donde habitan a largo plazo.

### 3. Hipótesis y predicciones

1) Debido a que las actividades antropogénicas (modificación del paisaje y cacería) tienen un efecto sobre la riqueza y abundancia de los mamíferos terrestres de talla mediana y grande (Chiarello, 1999; da Silva y Mendes, 2008; Ahumada *et al.*, 2011; Brodie *et al.*, 2014; Hegerl *et al.*, 2015) se espera:

Mayor riqueza y diversidad de estas especies en sitios en buen estado de conservación (mayor superficie de cobertura forestal, menos presencia de cacería). En cambio, en sitios con mayor presencia de actividades antropogénicas (menor superficie de cobertura forestal, más presencia de cacería) la riqueza y diversidad de estas especies será menor.

2) Debido a que las actividades antropogénicas (modificación del paisaje y cacería) afectan de manera diferente a cada especie de la comunidad de mamíferos terrestres y hay especies que son más vulnerables (Laurence *et al.*, 1991; Flynn *et al.*, 2009; Ahumada *et al.*, 2011; Magioli *et al.*, 2015) se espera:

Mayor complementariedad de la comunidad de mamíferos terrestres en sitios con mayor intensidad de actividades antropogénicas en comparación con los sitios que se encuentran en buen estado de conservación donde se espera mayor redundancia.

3) Dado que las especies más susceptibles a las perturbaciones antropogénicas son las que presentan atributos funcionales como: densidades poblacionales bajas, dieta especializada y tamaño corporal grande (Fa y Purvis, 1997; Purvis *et al.*, 2000; Stork *et al.*, 2009; Fa y Brown, 2009; Canale *et al.*, 2012) se espera:

Menor abundancia de especies con estas características en sitios con mayor intensidad de actividades antropogénicas.

## **4. Objetivos**

### **Objetivo general**

Documentar los cambios en la composición y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres de talla mediana y grande en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo de la Región de la Selva Lacandona con distintas características de manejo y modificación de paisaje.

### **Objetivos particulares**

1. Determinar la composición de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje.
2. Determinar los grupos funcionales y la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje.
3. Identificar las variables del paisaje que explican una mayor riqueza, diversidad, diversidad funcional y abundancia de especies y grupos funcionales de mamíferos terrestres de talla mediana y grande de la Selva Lacandona.

## 5. Métodos

### 5.1 Área de estudio

La Selva Lacandona se sitúa entre los 16° 05' y los 17° 15' de latitud Norte, y los 90° 25' y los 91° 45' de longitud oeste. Se localiza en el noreste del estado de Chiapas, México colindando al sur con Guatemala (Mendoza y Dirzo, 1999). Es uno de los últimos grandes relictos de bosque tropical húmedo que se encuentran en México (Mendoza y Dirzo, 1999); y en conjunto con las selvas de Campeche y Quintana Roo, y el Petén en Guatemala y Belice forman el macizo forestal de bosque tropical húmedo de mayor tamaño en Mesoamérica, conocido como la Selva Maya (Lazcano-Barrero *et al.*, 1992). Conformando el 0.4% de la superficie de México, alberga el 33% de las especies de aves, 11% de anfibios y reptiles y el 25% de los mamíferos registrados para todo el territorio nacional (Lazcano-Barrero *et al.*, 1992; Medellín, 1994). Aquí se encuentran algunas de las últimas poblaciones viables de especies en peligro de extinción como son el jaguar (*Panthera onca*), el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus bairdii*) (Lazcano-Barrero *et al.*, 1992; Medellín, 1994). Debido a su importancia para mantener la diversidad biológica de México, se ha declarado como un área prioritaria para la conservación por el gobierno federal mexicano (INE, 2000). Originalmente la Selva Lacandona cubría una superficie de 1.8 millones de hectáreas, pero debido a la colonización y al aumento de las actividades humanas en la región, en la actualidad solo queda aproximadamente 30% de su superficie original (Frías y de la Maza, 2009). Dentro de esta superficie se encuentran siete ANP que protegen un área total de 419,450 ha (Cuadro 1) (Lazcano-Barrero *et al.*, 1992; INE, 2000; Tejeda-Cruz, 2009). Asimismo, afuera de los polígonos de las ANP se pueden encontrar grandes remanentes de vegetación natural como ocurre en el municipio de Marqués de Comillas, donde aproximadamente el 44% de la superficie de este municipio presenta cobertura forestal con una alta conectividad del paisaje (Muench, 2006).

El tipo de vegetación que predomina en la Región Selva Lacandona es la selva alta perennifolia (Miranda y Hernández-X, 1963), con árboles que llegan a alcanzar los 50 m de altura, aunque también se pueden encontrar en menor proporción otros tipos de vegetación como: selva mediana y baja perennifolia, bosque caducifolio, palmares, jimbales, encinares

y sabanas (INE, 2000; de la Maza, 2015). El clima predominante es cálido-húmedo y semi-cálido con una temperatura media anual de 19.2-26.7 °C y 3000 mm de precipitación anual. Presenta una temporada de lluvias de junio a septiembre y de secas de finales de enero a abril (INE, 2000; Saavedra *et al.*, 2015). A continuación, se presenta una breve descripción de los sitios considerados para este estudio.

**Cuadro 1.** Áreas Naturales Protegidas en la Selva Lacandona, Chiapas.

<b>Área Natural Protegida</b>	<b>Superficie en hectáreas</b>	<b>Superficie con cobertura forestal<sup>a</sup></b>	<b>Año de decreto</b>	<b>Año de publicación del programa de manejo</b>
Reserva de la Biosfera de Montes Azules*	331,200	305,202	1978	2000
Reserva de la Biosfera de Lacan-Tún	61,873	57,890.6	1992	Sin programa de manejo publicado
Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin*	12,184	11,765.7	1992	Sin programa de manejo publicado
Monumento Natural Yaxchilán*	2,621	2,454.5	1992	2012
Monumento Natural Bonampak	4,847	4,340.4	1992	2010
Área de Protección de Flora y Fauna Nahá	3,847	3,644.2	1992	2009
Área de protección de Flora y Fauna Metzabok	3,368	2,855.4	1992	2006

\*ANP considerados para este estudio; <sup>a</sup> Información extraída utilizando la carta de recursos forestales 2011-2012 (CONAFOR, 2014), superficie en hectáreas.

### ***Reserva de la Biosfera de Montes Azules (RBMA)***

Es el ANP que ocupa mayor extensión dentro de la Región de la Selva Lacandona con una superficie de 331,200 ha (Carabias *et al.*, 2010; INE, 2000). Se localiza en la cuenca del Río Lacantún delimitada por este río al Sur y por los ríos Lacanjá al Este y el Jalaté al Oeste (INE,2000). La mayor parte de la extensión de la reserva forma parte del territorio de la comunidad Lacandona (Tejada-Cruz, 2009). Debido a diversas problemáticas sociopolíticas



hay una alta tasa de deforestación en los bordes de gran parte de su extensión a causa del incremento poblacional y el establecimiento de asentamientos irregulares principalmente en la parte norte de la reserva y al oeste en el área adyacente a la laguna Miramar (INE, 2000; Fernández-Montes de Oca *et al.*, 2015).

En el año 2000 se estableció el Programa de Manejo de la RBMA donde el gobierno federal, organizaciones no gubernamentales y las comunidades locales establecieron convenios de colaboración para la protección, manejo y vigilancia de esta ANP (INE, 2000). Para el presente estudio se trabajó en la parte sur de la RBMA en la ribera del Río Lacantún donde se pueden encontrar las estaciones biológicas de Chajul y Tzendales, administradas por Natura y Ecosistemas mexicanos A.C., sitios de importancia por la presencia permanente y vigilancia que ayudan a frenar las amenazas que afecten la integridad del ANP (de la Maza, 2009). En esta zona se encuentran áreas extensas de vegetación continua en un muy buen estado de conservación (INE, 2000). Para esta porción de la reserva, la principal amenaza identificada es la cacería y el saqueo y tráfico ilegal de especies (INE, 2000).

#### ***Monumento Natural Yaxchilán (MNY)***

Esta ANP se localiza en la frontera con Guatemala en un meandro del Río Usumacinta que se identifica por tener la forma de herradura u omega (CONANP, 2010). Tiene una extensión de 2,621 ha, y se encuentra dentro de la Comunidad Lacandona y en la sección que le corresponden a la Sub-Comunidad de Frontera Corozal (Tejeda-Cruz, 2009). La tenencia de la tierra es comunal y la administración de esta área la comparten la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y el Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH) (CONANP, 2010). No hay actividades relacionadas con el cambio de uso de suelo como la ganadería y la agricultura dentro del polígono de esta ANP, pero sí en su periferia (CONANP, 2010) Entre las amenazas identificadas dentro de esta área se encuentran la cacería ilegal y la extracción de palma de xate (*Chamaedorea spp*) debido a su alto valor comercial (Trench y Köhler, 2004; CONANP, 2010). A pesar de tener una extensión pequeña, esta ANP tiene continuidad con otras áreas con cobertura forestal como son la Reserva Comunal La Cojolita, la sierra el Tornillo, el Parque Nacional Sierra del Lacandón

cruzando el río Usumacinta en Guatemala y otras áreas que no se encuentran protegidas bajo ningún esquema de conservación de carácter comunitario (CONANP, 2010).

En 2010 se estableció el Programa de Manejo para esta ANP. Desde este mismo año comenzó a operar un campamento de vigilancia de la CONANP. En este campamento se realizan actividades de vigilancia y monitoreo de especies por un comité de vigilancia elegido por la comunidad de Frontera Corozal.

### ***Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin (APFFCK)***

Se localiza cerca de la frontera con Guatemala en la ribera del Río Usumacinta ocupando un área de 12,184 ha (Nañez, 2009). Al igual que MNY forma parte de las tierras comunales de la sub-comunidad de Frontera Corozal (Tejeda-Cruz, 2009). Los asentamientos urbanos más cercanos a esta área son Frontera Corozal y Benemérito de las Américas en México y otros con mayor cercanía en el territorio de Guatemala. Esta área se encuentra rodeada por parcelas para ganadería y agricultura. Y aparentemente no presenta conectividad estructural con otras áreas con cobertura forestal tanto dentro del territorio de México como en Guatemala. Entre las amenazas identificadas dentro de esta ANP se encuentran el cambio de uso de suelo para actividades productivas, la extracción de palma de xate (*Chamaedorea spp*) inmoderada, la cacería ilegal y la extracción ilegal de maderas preciosas como la caoba (*Swietenia macrophylla*) y el cedro (*Cedrela odorata*).

A la fecha carece de un programa de manejo que promueva su conservación y que identifique las amenazas para esta área. Sin embargo, desde 2013 opera un campamento de vigilancia de la CONANP donde un comité de vigilancia elegido por la comunidad de Frontera Corozal realiza actividades de vigilancia y monitoreo dentro de esta área. Existe escasa información sobre la diversidad biológica en esta área por lo que es importante la investigación para establecer un programa de manejo adecuado para la zona.

### ***Marqués de Comillas (MC)***

Se localiza al sur de la RBMA delimitada por los ríos Lacantún y Salinas y con la frontera con Guatemala (INE, 2000). Esta zona ha sufrido un constante cambio de uso de suelo resultado de su reciente colonización desde mediados de los años 70's por migrantes

provenientes de otros estados de México y otras regiones de Chiapas que fundaron los ejidos en esta región (de Vos, 2002; INE, 2000). Como consecuencia, el paisaje natural ha sido transformado para implementar parcelas para ganadería y cultivos agrícolas causando una elevada tasa de deforestación (INE, 2000; Mora *et al.*, 2008). Resultado de esto, entre los años de 1986 y 2000 se perdieron 9,928 ha de cobertura forestal y debido a la creciente población y la apertura de caminos y carreteras entre el año 2000 y 2007 se perdieron otras 16,480 ha (Carabias *et al.*, 2012). A pesar de la gran deforestación, aún conserva una gran riqueza de especies y todavía se puede encontrar grandes remanentes de vegetación que funcionan como corredores biológicos para algunas especies (Carabias *et al.*, 2010; Muench, 2006). Estos grandes relictos de vegetación se encuentran rodeados de una matriz heterogénea compuesta por asentamientos humanos (ejidos), parcelas para ganadería y para el cultivo de maíz, frijol y palma de aceite. Una importante amenaza detectada en este sitio ha sido la extracción de flora y fauna de las áreas comunes donde aún se mantiene selva (Barceinas *et al.*, 2015).

Para este estudio se trabajó en los ejidos Boca de Chajul, Playón de la Gloria, Flor del Marques y Galacia. En estos ejidos los remanentes de vegetación se encuentran bajo el esquema de conservación de Pago por Servicios Ambientales (PSA). Este es un programa en el que la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) paga a los dueños de la tierra como prestadores de servicios ambientales por conservar estos servicios. Este programa ha ayudado a frenar el rápido cambio de uso de suelo y deforestación presente en la región (Carabias *et al.*, 2012; Ortíz *et al.*, 2015). También, como parte del manejo interno dentro de estos ejidos a partir del inicio de este programa se ha prohibido la cacería, la tala y la pesca (Barceinas *et al.*, 2015)

## 5.2 Diseño de muestreo

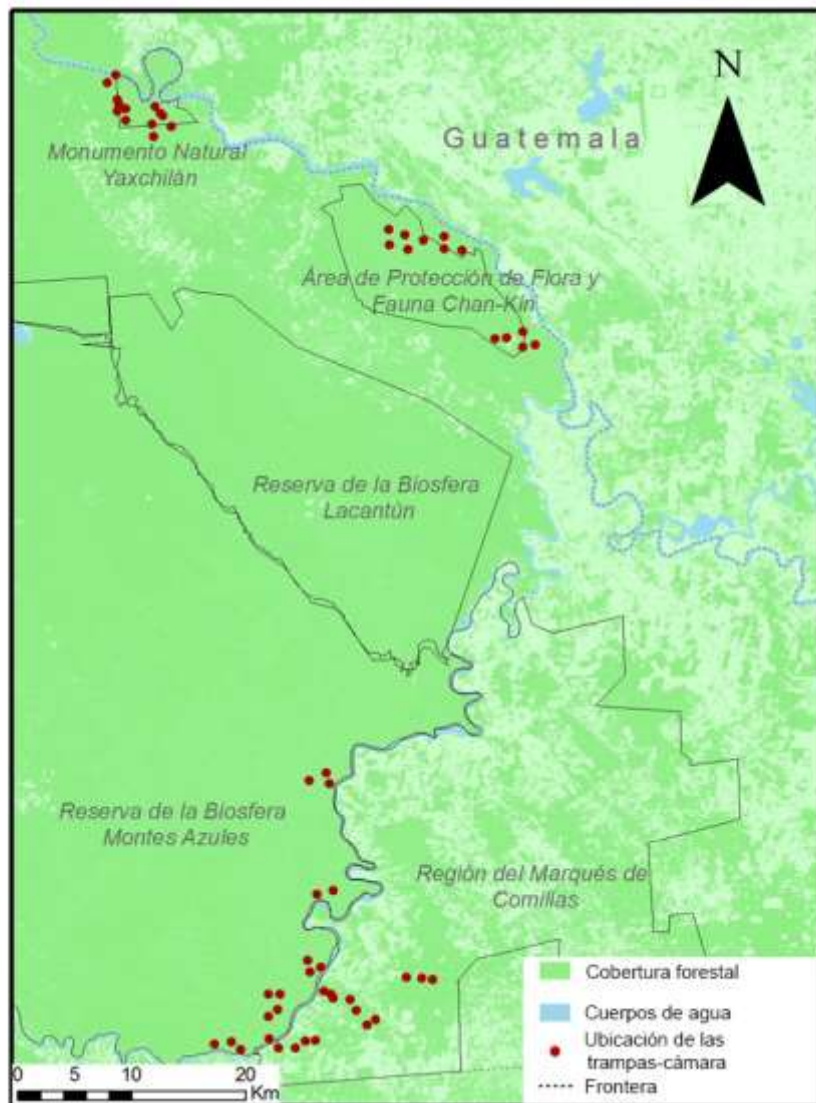
Se utilizaron trampas cámaras para monitorear la presencia de mamíferos terrestres de talla mediana y grande. Para este estudio se consideraron solo las especies que presentaran una masa corporal mayor a 100 gramos (Robinson y Redford, 1986; Medellín, 1994). El muestreo se implementó del 20 de agosto del 2015 al 6 de septiembre del 2016. Se emplearon un total de 56 estaciones de foto-trampeo las cuales estuvieron repartidas en los diferentes sitios del

área de estudio de la siguiente manera: 16 en zona sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules; 12 en el Monumento Natural Yaxchilán; 14 en el Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin; y 14 en el Marqués de Comillas. Cada estación de foto-trampeo consistió en una trampa cámara (*Cuddeback BlackFlash E3 o Cuddeback Long Range E2*). Las cámaras se colocaron a una distancia de separación de 800 metros a 2 km entre cada estación, asumiendo que con esta separación las estaciones de foto-trampeo son independientes (Tobler *et al.*, 2008; Rovero *et al.*, 2013). En el APFFCK debido al difícil acceso y la poca exploración de esta ANP se utilizaron los senderos de vigilancia del comité de vigilantes comunitarios de la CONANP y los senderos de cazadores conocidos como la Chinchilla y Esperancita (Figura 1).

La mayoría de las estaciones de foto-trampeo permanecieron activas durante el año de muestreo. Sin embargo, algunas estaciones estuvieron activas durante menos tiempo debido al mal funcionamiento de las trampas-cámara por la humedad del ambiente, robo o porque se retiraron debido a crecientes de ríos o arroyos para evitar que el equipo se dañara. Las trampas cámara se colocaron en senderos o sitios con presencia de rastros de mamíferos grandes y medianos para aumentar la probabilidad de detección de las especies de interés. Sin embargo, en los sitios donde se podía observar una presencia constante de personas se colocaron alejadas de los senderos para evitar el robo del equipo. Las trampas cámara se colocaron en troncos de árboles a una altura entre los 20 y 40 cm, dependiendo de la inclinación del terreno, y se colocaron a un ángulo donde se pudiera maximizar la detección de la mayoría de las especies, verificando la detección con el modo de prueba de la cámara. Las trampas cámara se programaron con la velocidad del disparador más rápida posible, con el área de sensibilidad del sensor amplia, para que tomaran una fotografía y un video con una duración de 20 segundos y que estuvieran activas las 24 horas del día. Se realizaron revisiones los meses de octubre del 2015 y en enero, marzo, mayo, junio y agosto del 2016 con el fin de cambiar baterías y recompilar la información de las tarjetas de memoria.

La información obtenida por las trampas cámara se sistematizó en una base con los datos de colecta de cada evento. Por cada evento fotográfico y de video capturados, se identificó la especie, fecha y hora de actividad, sitio de colecta (las coordenadas donde se encontraba la trampa cámara) y si se trataba de un evento dependiente o independiente. Se

consideró como evento independiente a solo una fotografía o video de la especie capturada en la estación de foto-trampeo en un intervalo de 24 horas, asumiendo que los eventos fotográficos repetidos de la especie durante este periodo de tiempo en esa estación de foto-trampeo se tratan del mismo individuo (Sanderson, 2004). Para las especies grupales se tomó en cuenta únicamente el evento fotográfico ya que para los análisis se utilizaron datos de presencia, ausencia y frecuencia de captura. Para el análisis de datos se utilizaron únicamente los eventos independientes.



**Figura 1.** Mapa con la ubicación de las estaciones de foto-trampeo en los cuatro sitios de estudio.

### 5. 3. Análisis de datos

#### 5.3.1 Composición de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo.

Con el fin de determinar si el esfuerzo de muestro fue suficiente para capturar el mayor número de especies en los cuatro sitios muestreados se utilizaron curvas de acumulación de especies. Este método utiliza la incorporación de nuevas especies al inventario en relación con el esfuerzo de muestreo (Soberón y Llorente, 1993). En el caso de estudios con trampas cámara el esfuerzo de muestreo se expresa como el producto del número de días en que las trampas cámara estuvieron activas por el número de trampas cámara utilizadas, es decir los días-trampa (Tobler *et al.*, 2008). La curva se compone en función de la relación entre el esfuerzo de muestreo por unidad de tiempo y el número de especies encontradas (Soberón y Lorente, 1993; Tobler *et al.*, 2008).

Al construir la curva, al principio del muestreo hay una adición rápida de las especies más comunes haciendo que la pendiente de la curva crezca. Conforme avanza el muestreo, la pendiente de la curva desciende debido a que la probabilidad de añadir una nueva especie disminuye hasta que se llega a una asíntota, cuando todas las especies del grupo focal fueron muestreadas (Soberón y Llorente, 1993; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). La tasa en la que se añaden nuevas especies al inventario funciona como una medida indirecta de la riqueza de especies en un sitio (Colwell y Coddington, 1994; Magurran 2004). Para construir la curva se utilizó el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2017; R Core Team, 2016) y se utilizó el método aleatorio con 1000 permutaciones, este método busca la media y su desviación estándar a partir de permutaciones aleatorizadas. Además, se utilizó el estimador de riqueza específica de Chao-2, que es un estimador no paramétrico que permite estimar el número de especies absoluto dentro de una comunidad basado en las especies raras en el muestreo, y además utiliza los datos de presencia y ausencia de las especies (Colwell y Coddington, 1994; Magurran, 2004).

Para determinar la diversidad específica de mamíferos terrestres se utilizó el índice de Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ). Este refleja la heterogeneidad de una comunidad a partir del número de especies y su abundancia relativa. Mide el grado de incertidumbre para

predecir a que especie pertenece un individuo seleccionado al azar dentro de una comunidad (Magurran, 2004), y se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \log_{10} p_i$$

Donde  $p_i$  representa la proporción de individuos en la  $i$ -ésima especie, es decir el número de individuos de la especie o su abundancia relativa  $i$  entre el número total de individuos en la muestra. Adquiere el valor del cero cuando hay una sola especie en la comunidad y adquiere su valor máximo cuando todas las especies están representadas dentro de la muestra por el mismo número de individuos, es decir, que las abundancias de las especies estén distribuidas equitativamente dentro de la comunidad (Magurran, 2004). Para observar si hubo diferencias en la diversidad entre los cuatro sitios estudiados se utilizó la prueba t de Hutcheson, que fue desarrollada para comparar la diversidad obtenida por el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Hutcheson, 1970).

Se utilizó el índice de dominancia de Berger-Parker ( $d$ ) para observar si existe dominancia en la comunidad. Este índice mide la proporción de la especie más abundante dentro de la comunidad (Magurran, 2004) y su ecuación es la siguiente:

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

Donde  $N_{max}$  es el número de individuos de la especie más abundante y  $N$  es el número total de individuos en la muestra. Los valores más altos que adquiere representan un aumento en la diversidad y un decremento en la dominancia (Magurran, 2004).

Se determinó la abundancia relativa utilizando índice de abundancia relativa (IAR) o frecuencia de captura estandarizada a 1000 días-trampa para cada especie. Este índice permite realizar comparaciones entre sitios, a través del tiempo y grupos animales con hábitos similares (Maffei, *et al.*, 2002; Azuara, 2005; de la Torre, 2009; Chávez *et al.*, 2013).

El índice se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\text{IAR} = \frac{n}{E} \times 1000 \text{ días} - \text{trampa}$$

Dónde  $n$  es el número de capturas independientes por especie y  $E$  es el esfuerzo de muestreo, es decir días-trampa.

También, se utilizó el modelo de Royle y Nichols (RN) para estimar la tasa de ocupación o índice de abundancia relativa ajustado para detectabilidad de las especies dentro de los sitios de estudio (Royle y Nichols, 2003; MacKenzie *et al.*, 2006). Este modelo toma en cuenta la probabilidad de detección de las especies cuando esta es diferente entre cada uno de los sitios (heterogeneidad de los sitios) y permite estimar la abundancia a partir de eventos de presencia-ausencia, así como su probabilidad de detección a partir de una distribución tipo Poisson (Royle y Nichols, 2003). Se eligió este modelo ya que toma en cuenta la detectabilidad de las especies a diferencia de la frecuencia de captura. Se utilizó este modelo para realizar una comparación de la abundancia de cada especie entre los diferentes sitios de estudio.

Para esto se realizó una matriz con historial de captura para cada una de las especies. La matriz se construyó utilizando los periodos de muestreo colapsados a un mes y los sitios donde se encontraba colocada la trampa cámara. Los periodos de muestreo se colapsaron a un mes ya que permite aumentar la probabilidad de detección general de todas las especies, incluyendo aquellas que presentaron pocos eventos de captura y aumenta la independencia de los datos (Foster y Harmsen, 2012). La matriz se construyó a partir de datos de presencia (1), ausencia (0) y se colocó NA cuando no se muestreó en un periodo o sitio, es decir cuando la trampa cámara no estuvo activa durante un periodo de muestreo ya sea debido al mal funcionamiento del equipo, robo o falta de baterías.

Se utilizaron covariables que pudieran afectar la probabilidad de detección ( $r$ ) de las especies, como son la presencia de personas en los registros fotográficos obtenidos en las trampas cámara (*Pers*), los días en los que estuvieron activas las cámaras en cada uno de los periodos de muestreo (*Días*) y si la cámara se encontraba colocada en un sendero (*Send*). Se utilizó como covariable que puede afectar la abundancia promedio por sitio ( $\lambda$ ) los sitios de estudio (*i.e.*, RBMA, MNY, APFFCK y MC) para poder realizar comparaciones entre los



sitios asumiendo que las covariables que afectan la probabilidad de detección entre todos los sitios son las mismas, es decir, que la probabilidad de detección fue constante entre todos los sitios (MacKenzie *et al.*, 2006). Se construyeron diferentes combinaciones de los modelos utilizando las covariables de detección y abundancia promedio por sitio, y además se incluyó un modelo nulo (sin covariables y con la detectabilidad y la abundancia promedio por sitio constantes).

Se utilizó el Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas ( $AIC_c$ ) que es una prueba de bondad de ajuste para elegir el modelo con la mayor verosimilitud. Se seleccionaron solo los modelos con el menor valor de  $AIC_c$  y con valor un valor de  $\Delta AIC_c < 2$  (Burham y Anderson, 2002). Para construir los modelos se utilizó la función *occuRN* del paquete UNMARKED de R (Fiske *et al.* 2015; R Core Team, 2016).

### *5.3.2 Grupos funcionales y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje*

Para determinar la diversidad funcional se utilizaron distintos atributos funcionales de cada especie extraídos de literatura, principalmente de literatura científica enfocada a bosques tropicales húmedos. Se define como atributo funcional a una característica medible de un organismo que influye en su interacción con el ecosistema, su capacidad para obtener recursos y que en consecuencia afecta su crecimiento, reproducción y supervivencia (Flynn *et al.*, 2009). Se utilizaron cuatro atributos funcionales: densidad poblacional, talla, sociabilidad y gremio trófico (Cuadro 2). La densidad poblacional se clasificó en 3 categorías:  $<2$  individuos por  $km^2$ : densidad poblacional baja;  $2 < 10$  individuos por  $km^2$ : densidad poblacional media; y  $>10$  individuos por  $km^2$ : densidad poblacional alta (Cuadro 3).

**Cuadro 2.** Atributos funcionales considerados para el análisis de diversidad funcional

---

**Masa corporal**

Gramos en log10

**Gremio trófico**

Carnívoro (CA)	Se alimenta de >50% vertebrados
Frugívoro-Herbívoro (FH)	Se alimenta de 50% frutos y 50% materia vegetal
Frugívoro-Granívoro (FG)	Se alimenta de frutos y semillas
Frugívoro-Omnívoro (FO)	Se alimenta de 50% frutos y 50% vertebrados e invertebrados
Herbívoro-Ramoneador (HR)	Se alimenta de >50% hojas y ramas
Insectívoro-Omnívoro (IO)	Se alimenta de >50% invertebrados
Mirmecófago-Insectívoro (MI)	Se alimenta de 75% hormigas y termitas

**Densidad poblacional**

Baja	<2 individuos por km <sup>2</sup>
Media	2<10 individuos por km <sup>2</sup>
Alta	>10 individuos por km <sup>2</sup>

**Sociabilidad**

- Solitario
- Gregario

---

Gremio trófico modificado de Robinson y Redford, 1986; Densidades poblacionales por especie en bosques tropicales húmedos se encuentran resumidas en la Cuadro 3.

**Cuadro 3.** Densidades poblacionales de las especies de la comunidad de mamíferos terrestres presentes en la Región Selva Lacandona.

Especie	Densidad por km <sup>2</sup>	Referencias
<b>Perissodactyla</b>		
<i>Tapirus bairdii</i>	0.24	(Naranjo y Bodmer, 2007)*
<b>Artiodactyla</b>		
<i>Odocoileus virginianus</i>	0.29	(Naranjo y Bodmer, 2007)*
<i>Mazama temama</i>	0.2	(Naranjo y Bodmer, 2007)*
<i>Tayassu pecari</i>	1.53	(Naranjo y Bodmer, 2007)*
<i>Pecari tajacu</i>	7.93	(González-Marín <i>et al.</i> , 2008)
<b>Carnivora</b>		
<i>Panthera onca</i>	0.017	(de la Torre y Medellín, 2011)*
<i>Puma concolor</i>	0.018	(Ávila-Najera <i>et al.</i> , 2015)
<i>Leopardus pardalis</i>	0.012	(de la Torre <i>et al.</i> , 2016)*
<i>Puma yagouaroundi</i>	0.04	(Kasper <i>et al.</i> , 2016)
<i>Leopardus wiedii</i>	0.14	(Avila-Najera <i>et al.</i> , 2015)
<i>Nasua narica</i>	51.5	(Gomper, 1997)
<i>Procyon lotor</i>	3.4	(Fritzell, 1978)
<i>Eira barbara</i>	2	(Eisenberg <i>et al.</i> , 1979)
<i>Conepatus semistriatus</i>	10.75	(Eisenberg <i>et al.</i> , 1979)
<b>Cingulata</b>		
<i>Dasypus novemcinctus</i>	6	(Ferregueti <i>et al.</i> , 2016)
<b>Pilosa</b>		
<i>Tamandua mexicana</i>	5.2	(Robinson y Redford 1986)
<b>Didelphimorphia</b>		
<i>Didelphis spp</i>	23	(Kelly y Caro, 2003)
<b>Rodentia</b>		
<i>Cuniculus paca</i>	49.2	(Santos-Moreno y Perez-Irineo, 2013)
<i>Dasyprocta punctata</i>	19.7	(Robinson y Redford 1986)

\*Estudios realizados en el área de estudio

**Cuadro 4.** Atributos funcionales utilizados para el análisis de conglomerados jerárquico y el índice de dispersión funcional.

<b>Especie</b>	<b>Masa</b>	<b>Densidad poblacional</b>	<b>Sociabilidad</b>	<b>Gremio</b>
<b>Perissodactyla</b>				
<i>Tapirus bairdii</i>	5.47	Baja	Solitario	FH
<b>Artiodactyla</b>				
<i>Odocoileus virginianus</i>	4.6	Baja	Solitario	HR
<i>Mazama temama</i>	4.41	Baja	Solitario	FH
<i>Tayassu pecari</i>	4.45	Baja	Gregario	FH
<i>Pecari tajacu</i>	4.24	Media	Gregario	FH
<b>Carnivora</b>				
<i>Panthera onca</i>	4.83	Baja	Solitario	CA
<i>Puma concolor</i>	4.56	Baja	Solitario	CA
<i>Leopardus pardalis</i>	4.01	Baja	Solitario	CA
<i>Puma yagouaroundi</i>	3.69	Baja	Solitario	CA
<i>Leopardus wiedii</i>	3.56	Baja	Solitario	CA
<i>Eira barbara</i>	3.59	Media	Solitario	FO
<i>Nasua narica</i>	3.95	Alta	Gregario	FO
<i>Procyon lotor</i>	3.94	Media	Solitario	FO
<i>Conepatus semistriatus</i>	3.23	Alta	Solitario	FO
<b>Cingulata</b>				
<i>Dasybus novemcinctus</i>	3.54	Media	Solitario	IO
<b>Pilosa</b>				
<i>Tamandua mexicana</i>	3.62	Media	Solitario	MI
<b>Didelphimorphia</b>				
<i>Didelphis spp</i>	3.01	Alta	Solitario	FO
<b>Rodentia</b>				
<i>Cuniculus paca</i>	3.91	Alta	Solitario	FG
<i>Dasyprocta punctata</i>	3.55	Alta	Solitario	FG

Masa y gremio trófico extraído de Robinson y Redford, 1986; Frugívoro-Herbívoro (FH), Frugívoro-Granívoro (FG), Frugívoro-Omnívoro (FO), Herbívoro-Ramoneador (HR), Insectívoro-Omnívoro (IO) y Mirmecófago-Insectívoro (MI); Sociabilidad extraído de Jones *et al.*, 2009.

Una vez realizada la búsqueda bibliográfica (Cuadro 4), se utilizaron estos atributos funcionales para realizar un análisis de conglomerados jerárquico y determinar la manera en que se agrupan las especies. Debido a que se utilizaron atributos funcionales categóricos y continuos se calculó la matriz de distancias con el coeficiente de similitud de Gower (Pavoine *et al.*, 2009). A partir de esta matriz se construyó un dendrograma utilizando el método de Ward.

Para el análisis de la diversidad funcional se utilizó el índice de dispersión funcional (*FDis*) (Laliberté y Legendré, 2010). Este índice mide el promedio de la distancia de las especies de la comunidad a un centroide ponderado dentro del espacio de atributos funcionales, y para el cálculo del centroide y se toma en cuenta la abundancia de las especies (Laliberté y Legendré, 2010). Para determinar las coordenadas del centroide se parte de la matriz de especies por atributos funcionales por medio de la siguiente ecuación:

$$c = \frac{\sum a_j x_{ij}}{\sum a_j}$$

Donde  $c$  es el centroide ponderado en espacio  $i$ -dimensional,  $a_j$  es la abundancia de la especie  $j$  y  $x_{ij}$  es el atributo  $i$  de la especie  $j$ . El índice de dispersión funcional se calcula como la distancia media ponderada al centroide ponderado mediante la siguiente ecuación:

$$FDis = \frac{\sum a_j z_j}{\sum a_j}$$

Donde  $a_j$  es la abundancia de la especie  $j$  y  $z_j$  es la distancia de la especie  $j$  al centroide ponderado. Cuando la comunidad presenta una sola especie entonces el valor de este índice es cero, pero no existe un límite superior para este índice; cuando los valores de *FDis* son bajos, significa que hay complementariedad; cuando los valores son altos significa que hay redundancia (Laliberté y Legendré, 2010). Para realizar este análisis se utilizó el paquete *FD* de R (Laliberté *et al.*, 2015; R Core Team, 2016). Para comparar si hubo diferencias en la diversidad funcional entre los sitios se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y posteriormente se utilizó la prueba *post hoc* de Dunn con corrección de Bonferroni para observar entre que sitios hubo diferencias.

Por último, se utilizó el modelo RN para evaluar diferencias entre la abundancia de los grupos funcionales entre los cuatro sitios de estudio (ver sección 5.3.1).

*5.3.3 Respuesta de la riqueza, diversidad, diversidad funcional, abundancia de especies y grupos funcionales en relación con variables del paisaje asociadas con actividades antropogénicas.*

#### 5.3.3.1 Medición de las variables del paisaje

Para medir las variables del paisaje se generó una base de información geo-espacial de la Región de la Selva Lacandona utilizando capas de información geográfica tipo Raster a una resolución de 250 metros. Se utilizó una capa de cobertura forestal mundial de alta resolución (Hansen, 2013), una capa de los principales afluentes de agua en la región (Tapia y Nuñez, 2008), una capa con los principales poblados y de las carreteras del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para la información en México y de la Infraestructura de Datos Espaciales de la Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia (IDESEGEPLAN) para la información de Guatemala.

Se generaron capas de tipo Raster en el programa ArcMap 10.2.1. (ESRI, 2013) donde también se realizó el procesamiento de los datos. Las variables del paisaje utilizadas en este análisis se midieron a partir de las coordenadas en donde se colocaron las estaciones de fototrampeo. Las variables de paisaje relacionadas con distancia se midieron utilizando la herramienta “*Euclidian Distance*” para obtener la distancia a ríos navegables (*DisRío*) y la distancia a carreteras (*DisCarr*). Para medir la densidad de poblados (*Pob*), se utilizó un área de influencia de 15 km<sup>2</sup> en la capa raster utilizando la herramienta “*Point Density*”. El porcentaje de cobertura forestal (*Cob*) se midió a una escala o vecindario de 1000m<sup>2</sup> utilizando la herramienta “*Focal Statistic*” que mide a partir de la capa raster el valor promedio de los valores de las celdas que se encuentran vecinas al punto focal. Por último, para medir la distancia al borde de deforestación (*DisDef*) se generó un mapa con las distancias a todos los parches deforestados mayores a 0.5 km<sup>2</sup> utilizando la herramienta “*Euclidian Distance*”. Se realizó un análisis de correlación de Pearson con todas las covariables para asegurar que las variables del paisaje no se encontraran correlacionadas (r

< 0.75) (Cuadro 6). Posteriormente se utilizaron los valores de estas variables para construir los Modelos Lineales Generalizados y modelos de abundancia de RN.

#### 5.3.3.2 Modelos lineales generalizados y modelo RN

Se utilizaron modelos generalizados lineales (MGL) considerando como variables dependientes o de respuesta a la riqueza (Número de especies), diversidad (Índice de Shannon-Wiener), diversidad funcional (Índice de dispersión funcional) y como variables independientes o predictores las variables del paisaje relacionadas con actividades antropogénicas (Cuadro 5). La riqueza de especies fue evaluada utilizando un modelo con distribución de error tipo Poisson y la función de vínculo *log* debido a que se tratan de datos de conteo. Para los modelos de diversidad y diversidad funcional se utilizó una distribución normal con la función de vínculo de identidad. Para elegir el modelo con mejor bondad de ajuste se utilizó el AIC<sub>c</sub> (Burham y Anderson, 2002).

Además, se construyeron modelos RN para evaluar si las variables del paisaje asociadas a actividades antropogénicas afectan la abundancia de las especies y los grupos funcionales. (ver sección 5.3.1). Para este análisis se utilizaron como covariables que pueden afectar la abundancia promedio por sitio ( $\lambda$ ) las variables del paisaje asociadas a actividades antropogénicas (Cuadro 5), y como covariables que pudiera afectar la probabilidad de detección (*r*), se utilizó la presencia de personas en los registros fotográficos obtenidos en las trampas cámara (*Pers*), los días en los que estuvieron activas las cámaras en cada periodo de muestreo (*Días*) y si la cámara estuvo colocada en un sendero (*Send*).

**Cuadro 5.** Variables del paisaje utilizadas como variables predictoras asociadas a actividades antropogénicas utilizadas para la construcción de los Modelos RN y MGL.

<b>Variab</b> les	<b>Unidad de medida</b>	<b>Justificación</b>
<b>Densidad de poblados en un radio de 15km<sup>2</sup></b> <i>(Pob)</i>	%	La distancia a los poblados y una mayor densidad poblacional humana es un factor que incrementa el riesgo de extinción de ciertas especies de la comunidad de mamíferos [ <i>e.g.</i> carnívoros (Cardillo <i>et al.</i> , 2005); herbívoros de talla grande (Wallgrem <i>et al.</i> , 2008)], y por lo tanto en la composición y diversidad funcional.
<b>Distancia a ríos navegables</b> <i>(DisRío)</i>	Km	Hay una mayor probabilidad de cacería en sitios cercanos a ríos ya que los ríos navegables es una vía de acceso importante utilizada por los cazadores (Espinosa <i>et al.</i> , 2014).
<b>Distancia a carreteras</b> <i>(DisCarr)</i>	Km	Los caminos y carreteras facilitan el acceso para los cazadores teniendo un impacto negativo sobre las especies que son aprovechadas como carne de monte (Cuarón, 2000). También las carreteras incrementan la fragmentación del hábitat, cambian la disponibilidad de recursos, y aumenta la mortalidad de las especies de mamíferos (Erb <i>et al.</i> , 2012).
<b>Distancia al borde de deforestación</b> <i>(DisDef)</i>	Km	En la cercanía a los bordes de vegetación se puede encontrar bosque secundario y presencia de disturbios humanos. Hay especies que tienen una mayor ocurrencia conforme se alejan del borde de vegetación, mientras que hay otras en las que ocurre lo contrario (Rovero, 2014).
<b>Cobertura forestal</b> <i>(Cob)</i>	Porcentaje de cobertura a una escala de 1000 m	La diversidad y diversidad funcional aumenta de manera gradual conforme aumenta el área de cobertura forestal (Ahumada <i>et al.</i> , 2011; Magioli <i>et al.</i> , 2015). Esta medida además permite ver la extensión de hábitat continuo conectividad para las especies de la comunidad de mamíferos (DeFries <i>et al.</i> , 2010).



**Cuadro 6.** Coeficientes de correlación de Spearman de las variables del paisaje utilizadas para los modelos de abundancia RN y los MLG ( $r < 0.75$ ).

<i>Covariables</i>	<i>Cob</i>	<i>Pob</i>	<i>DisDef</i>	<i>DisRío</i>	<i>DisCarr</i>
<i>Cob</i>	<b>1</b>	-0.37	0.68	0.26	0.73
<i>Pob</i>	-0.37	<b>1</b>	-0.22	0.34	-0.34
<i>DisDef</i>	0.68	-0.22	<b>1</b>	0.54	0.62
<i>DisRío</i>	0.26	0.34	0.54	<b>1</b>	0.26
<i>DisCarr</i>	0.73	-0.34	0.62	0.26	<b>1</b>

*Cob*=Porcentaje de cobertura forestal; *Pob*= Densidad de poblados; *DisDef*= Distancia al borde de deforestación; *DisRío*= Distancia a ríos navegables; *DisCarr*= Distancia a carreteras.

### *Limitaciones metodológicas*

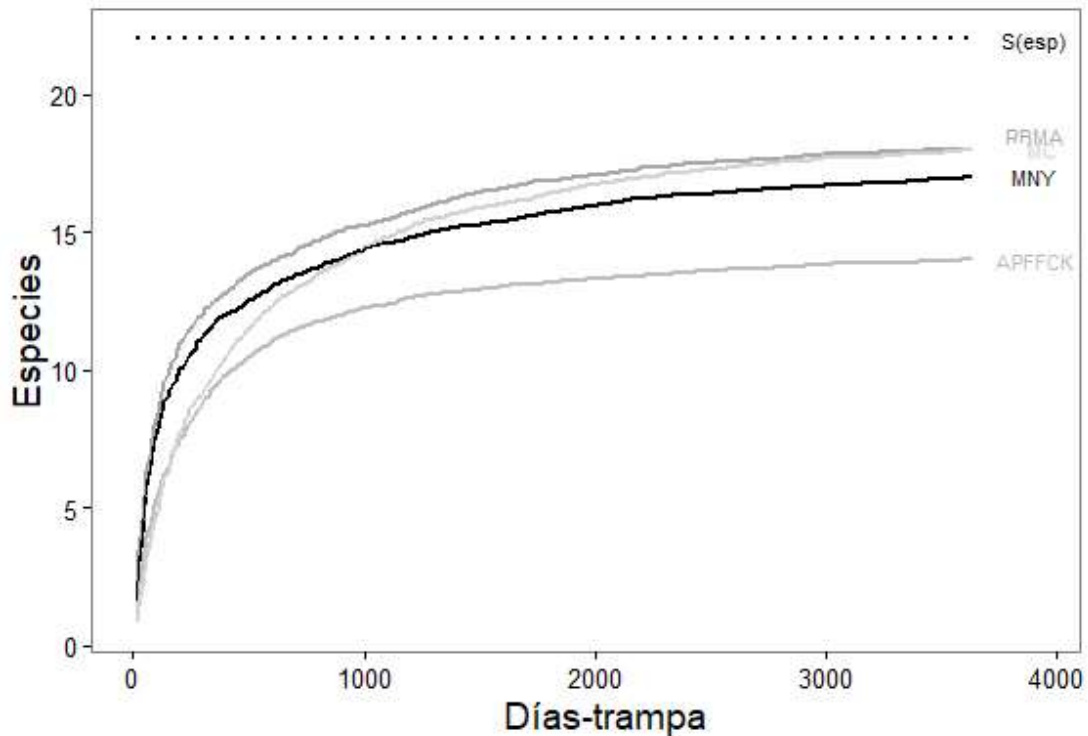
Se tuvieron limitaciones metodológicas para poder conocer los cambios en la composición de la comunidad de mamíferos entre los sitios. Se tendrían que haber considerado diferentes diseños de muestreo para cada especie para asegurar la independencia entre las unidades de muestreo. Sin embargo, el criterio de la distancia entre las cámaras permitió considerar la heterogeneidad del paisaje entre los sitios para conocer la respuesta de la comunidad ante las variables del paisaje (Rovero *et al.*, 2010). Se eligió el modelo de Royle y Nichols porque considera la heterogeneidad en la abundancia para calcular la probabilidad de detección en cada unidad de muestreo, este modelo asume que la población es cerrada, para este estudio el criterio de población cerrada no se cumplió para todas las especies de la comunidad (Royle y Nichols, 2003), sin embargo para las especies con baja probabilidad de detección fue necesario tener mayor esfuerzo de muestreo para poder confirmar su presencia y el objetivo de este trabajo estaba enfocado a toda la comunidad. Al violar este supuesto los valores obtenidos no se interpretaron como valores de abundancia, ya que no se puede suponer que no hay individuos que migran o emigran, o que no ocurrieron muertes y nacimientos durante un periodo de tiempo establecido, sin embargo, los parámetros estimado sirven como una primera aproximación para identificar diferencias entre la abundancia relativa y las variables del paisaje.

## 6. Resultados

### 6.1 Composición de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje.

Se obtuvieron 2,567 registros independientes de especies de mamíferos de talla mediana y grande en el conjunto de los cuatro sitios de estudio con un esfuerzo de muestreo final de 13,956 días-trampa. Se registraron 19 especies de mamíferos de talla grande y mediana de las 22 especies que se han registrado para la región. Debido a la dificultad para distinguir taxonómicamente al tlacuache común (*Didelphis marsupialis*) y al tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*) por medio de los registros obtenidos en las trampas cámara, se consideraron para el análisis como *Didelphis spp.* Las especies que no se registraron en ninguno de los sitios durante el periodo de este estudio fueron la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el grisón (*Galictis vittata*) y el armadillo de cola desnuda (*Cabassous centralis*). Las especies con mayor número de registros fueron el sereque (*Dasyprocta punctata*), el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y el temazate (*Mazama temama*) con el 55.2% del total de los registros obtenidos en el muestreo. Las especies con menor número de registros fueron el tamandúa (*Tamandua mexicana*), el zorrillo (*Conepatus semistriatus*), el mapache (*Procyon lotor*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*) y el yaguarundí (*Puma yagouaroundi*).

Los sitios con mayor riqueza de especies fueron la RBMA y el MC, ambos con 18 especies y con un esfuerzo de muestreo de 3,841 y 2,824 días-trampa respectivamente. De acuerdo con el estimador no-paramétrico Chao2 el número promedio de especies esperadas ( $\pm$ SE) para estos sitios fue de  $18 \pm 0.4845$  para la RBMA y  $18 \pm 0.7273$  para el MC. Con respecto al MNY se registraron 17 especies con un esfuerzo de muestreo de 3,973 días-trampa y de acuerdo con el estimador de Chao2 el número de especies esperadas fue de  $17.5 \pm 1.3198$ . El sitio con menor riqueza de especies fue el APFFCK con 14 especies y un esfuerzo de muestreo de 3,318 días-trampa y tuvo un número de especies esperadas de  $14 \pm 0.4804$  con el estimador de Chao2.

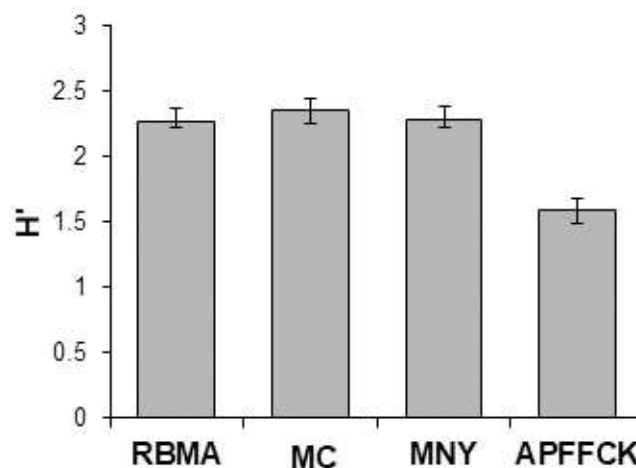


**Figura 2.** Curva de acumulación de especies de los cuatro sitios de estudio (APFFCK= Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin; MNY= Monumento Natural Yaxchilán; RBMA= Reserva de la Biosfera de Montes Azules; MC= Marqués de Comillas); S(esp)= Número de especies

En las curvas de acumulación de especies se observa que en los cuatro sitios de estudio se llega a una asíntota, mostrando que el esfuerzo de muestreo fue el suficiente para conocer la riqueza de especies. Sin embargo, de acuerdo con el valor esperado para que el inventario estuviera completo con el número de especies esperadas conocidas para la región (22 especies) se tiene representado el 81.81% de la riqueza de especies en la RBMA y la RMC, el 77.27% en MNY y en el APFFCK el 63.63 %. La RBMA junto con el MNY son los sitios en donde la adición de nuevas especies al inventario ocurrió con menor esfuerzo de muestreo en comparación con la RMC y el APFFCK (Figura 2).

Al comparar el índice de diversidad de Shannon-Wiener en los cuatro sitios se observó que la diversidad en la RMC, en el MNY y la RBMA fue similar ( $H' = 2.35$ ;  $H' = 2.28$ ; y  $H' = 2.27$  respectivamente) y el APFFCK mostró una diversidad menor ( $H' = 1.59$ ) en comparación con los demás de sitios. La prueba de  $t$  de Hutcheson indicó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) entre el APFFCK

con el MNY ( $t=12.01$ ,  $p<0.001$ ), con la RBMA ( $t=11.91$ ,  $p<0.001$ ) y con la RMC ( $t=10.80$ ,  $p<0.001$ ), mientras que entre el resto de los sitios no hubo diferencias significativas (Figura 3). Por otro lado, el índice de Berger-Parker mostró que el sitio con mayor dominancia fue el APFFCK ( $D=0.55$ ). La RBMA ( $D=0.22$ ) y la RMC ( $D=0.22$ ) presentaron menor dominancia, y el MNY tuvo la menor dominancia de los cuatro sitios ( $D=0.18$ ).



**Figura 3.** índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) entre los sitios de estudio con intervalos de confianza (95%).

La estimación de la abundancia relativa por sitio mostró que en la RBMA las especies con mayor frecuencia de captura fueron el tepezcuintle (*C. paca*), el tapir (*T. bairdii*) y el temazate (*M. temama*). Las especies de las que no se obtuvieron registros fue el tamandúa (*T. mexicana*) y las especies antes mencionadas que no se registraron en ninguno de los sitios. En el MC las especies con mayor abundancia relativa fueron el sereque (*D. punctata*), el pecarí de collar (*P. tajacu*) y el tepezcuintle (*C. paca*) y no se obtuvieron registros de jaguarundi (*P. yagouaroundi*). En el MNY el tepezcuintle (*C. paca*), el sereque (*D. punctata*), el temazate (*M. temama*) y el puma (*P. concolor*) fueron las especies con mayor frecuencia de captura y en este sitio no se obtuvieron registros de venado cola blanca (*O. virginianus*) y pecarí de labios blancos (*T. pecari*). Finalmente, en el Área de Protección de Flora y Fauna Chan-Kin la especie más abundante fue el sereque (*D. punctata*) y en una menor proporción el tepezcuintle (*C. paca*) y temazate (*M. temama*). En este sitio no se registró tapir (*T. bairdii*), tigrillo (*L. wiedii*), mapache (*P. lotor*), tamandúa (*T. mexicana*) y venado cola blanca (*O. virginianus*) durante el periodo de este muestreo (Cuadro 7, Figura 4).

**Cuadro 7.** Índices de Abundancia Relativa de las especies de mamíferos de talla mediana y grande en los cuatro sitios de estudio (registros por 1000 días-trampa). El número de eventos independientes se encuentra dentro del paréntesis.

<b>Especie</b>	<b>RBMA</b>	<b>MNY</b>	<b>APFFCK</b>	<b>MC</b>
<b>Perissodactyla</b>				
<i>Tapirus bairdii</i>	(157) 39.57	(70) 17.62	<b>0</b>	(5) 1.77
<b>Artiodactyla</b>				
<i>Mazama temama</i>	(116) 30.2	(112) 28.19	(74)	(31) 10.98
<i>Odocoileus virginianus</i>	(12) 3.12	<b>0</b>	<b>0</b>	(11) 3.9
<i>Tayassu pecari</i>	(8) 2.08	<b>0</b>	(9) 2.71	(5) 1.77
<i>Pecari tajacu</i>	(52) 13.54	(65) 16.36	(26) 7.84	(57) 20.18
<b>Carnivora</b>				
<i>Panthera onca</i>	(37) 9.63	(17) 4.28	(12) 3.62	(22) 7.79
<i>Puma concolor</i>	(49) 12.76	(94) 23.66	(20) 6.03	(6) 2.12
<i>Leopardus pardalis</i>	(79) 20.57	(41) 10.32	(16) 4.82	(33) 11.69
<i>Leopardus wiedii</i>	(3) 0.78	(4) 1.01	<b>0</b>	(2) 0.71
<i>Puma yagouaroundi</i>	(3) 0.78	(3) 0.76	(3) 0.90	<b>0</b>
<i>Conepatus semistriatus</i>	(1) 0.26	(3) 0.76	(1) 0.30	(2) 0.71
<i>Eira barbara</i>	(4) 1.04	(8) 2.01	(6) 1.81	(3) 1.06
<i>Nasua narica</i>	(15) 3.91	(21) 5.29	(13) 3.92	(7) 2.48
<i>Procyon lotor</i>	(3) 0.78	(2) 0.5	<b>0</b>	(3) 1.06
<b>Xenarthra</b>				
<i>Dasybus novemcinctus</i>	(5) 1.3	(32) 8.05	(16) 4.82	(9) 3.19
<i>Tamandua mexicana</i>	<b>0</b>	(1) 0.25	<b>0</b>	(1) 0.35
<b>Didelphimorphia</b>				
<i>Didelphis spp</i>	(47) 12.24	(8) 2.01	(6) 1.81	(16) 5.67
<b>Rodentia</b>				
<i>Cuniculus paca</i>	(194) 50.51	(131) 32.97	(92)	(37) 13.1
<i>Dasyprocta punctata</i>	(74) 19.27	(115) 28.95	(368)	(73) 25.85

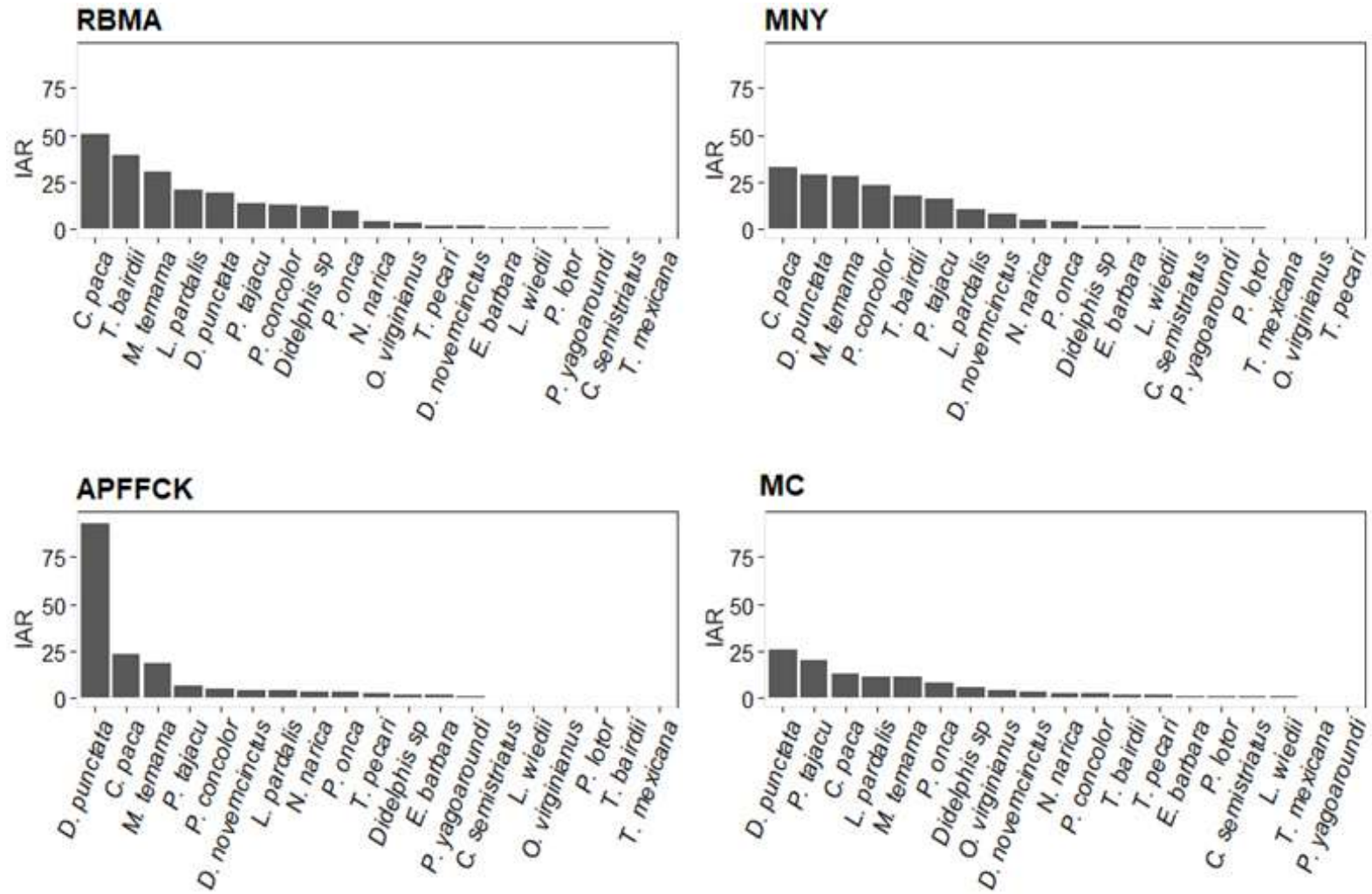


Figura 4. Índice de abundancia relativa de las especies registradas en los cuatro sitios de estudio.

Con respecto al estimado de abundancia ajustada para detectabilidad el modelo no convergió para el tamandúa (*T. mexicana*). Para el tigrillo (*L. wiedii*) y el jaguarundi (*P. yagouarundi*) el modelo nulo fue el que tuvo el mejor ajuste, mientras que el modelo con la covariable ( $\lambda$ ) de sitio tuvo el mejor ajuste para solo 9 especies de las 19 especies evaluadas ( $\Delta AIC_c < 2$ ) (Cuadro 8), estas especies fueron el tapir (*T. bairdii*), el venado cola blanca (*O. virginianus*), el temazate (*M. temama*), el pecarí de labios blancos (*T. pecari*), el pecarí de collar (*P. tajacu*), el jaguar (*P. onca*), el puma (*P. concolor*), el ocelote (*L. pardalis*) y el sereque (*D. punctata*) mostrando que hay una diferencia en la abundancia relativa promedio entre los cuatro sitios estudiados (Cuadro 9 y Figura 5).

Las especies con mayor probabilidad de detección fueron el tlacuache (*Didelphis spp*), el sereque (*D. punctata*), el tapir (*T. bairdii*) y el puma (*P. concolor*) (0.12-0.09), mientras que las especies con menor probabilidad de detección fueron el ocelote (*L. pardalis*), el tigrillo (*L. wiedii*), el pecarí de collar (*P. tajacu*), el pecarí de labios blancos (*T. pecari*), el zorrillo (*C. semistriatus*), el viejo de monte (*E. barbara*), el coatí (*N. narica*), el venado cola blanca (*O. virginianus*), el mapache (*P. lotor*) y el jaguarundi (*P. yagouarundi*) (0.01-4.17x10<sup>-24</sup>) (Cuadro 10 y Figura 6).



**Cuadro 8.** Resumen de los primeros cinco modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada una de las especies incluyendo el modelo nulo. K es el número de parámetros estimables; AIC<sub>c</sub> es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; ΔAIC<sub>c</sub> es la diferencia entre los modelos; w<sub>i</sub> es el peso de los modelos.

	Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>		Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
<i>Tapirus bairdii</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	368.69	0	0.51	<i>Odocoileus virginianus</i>	$\lambda(\text{Sitio})$	8	118.96	0	0.24
	$\lambda(\text{Sitio})$	8	369.06	0.37	0.42		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	119.08	0.11	0.22
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Pers})$	7	373.56	4.87	0.05		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send})$	6	119.31	0.35	0.20
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días})$	6	375.56	6.87	0.02		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send}+\text{Pers})$	7	119.55	0.59	0.18
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send})$	6	379.46	10.77	$2.30 \times 10^{-3}$		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días})$	6	122.04	3.08	0.05
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	418.46	49.77	$7.90 \times 10^{-12}$		$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	129.77	10.81	$1.07 \times 10^{-3}$
<i>Mazama temama</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	599.7	0	0.28	<i>Tayassu pecari</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	145.19	0	0.22
	$\lambda(\text{Sitio})$	8	600.46	0.76	0.19		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días})$	6	146.28	1.09	0.13
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	4	600.84	1.14	0.16		$\lambda(.) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	4	146.57	1.39	0.11
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Días}+\text{Send}+\text{Pers})$	5	601.6	1.9	0.11		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send})$	6	146.68	1.49	0.10
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Pers})$	7	601.74	2.04	0.10		$\lambda(\text{Sitio})$	8	147.18	1.99	0.08
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	619.19	19.5	$1.60 \times 10^{-5}$		$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	150.79	5.61	$1.36 \times 10^{-2}$
<i>Pecari tajacu</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Pers})$	7	555.85	0	0.28	<i>Panthera onca</i>	$\lambda(.) \text{r}(\text{Send})$	3	380.71	0	0.23
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días})$	6	556.04	0.19	0.26		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send})$	6	381.42	0.7	0.16
	$\lambda(\text{Sitio})$	8	557.69	1.84	0.11		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	381.53	0.81	0.16
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	558.04	2.19	0.10		$\lambda(.) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	4	381.59	0.87	0.15
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Días})$	3	558.05	2.2	0.09		$\lambda(.) \text{r}(\text{Send}+\text{Pers})$	4	382.45	1.74	0.10
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	584.09	28.24	$2.10 \times 10^{-7}$		$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	393	12.29	$5 \times 10^{-4}$
<i>Puma concolor</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send})$	6	462.6	0	0.45	<i>Leopardus pardalis</i>	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	514.32	0	0.49
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Send}+\text{Pers})$	7	463.92	1.33	0.23		$\lambda(\text{Sitio})$	8	515.81	1.49	0.23
	$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	464.26	1.66	0.20		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días})$	6	517.2	2.88	0.12
	$\lambda(\text{Sitio})$	8	465.72	3.12	0.09		$\lambda(\text{Sitio}) \text{r}(\text{Días}+\text{Pers})$	7	517.7	3.38	0.09
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Send})$	3	470.91	8.3	$1.71 \times 10^{-3}$		$\lambda(.) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	4	519.31	4.99	0.04
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	487.38	24.78	$1.90 \times 10^{-6}$		$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	535.4	21.11	$1.30 \times 10^{-5}$

**Cuadro 8.** Continuación...

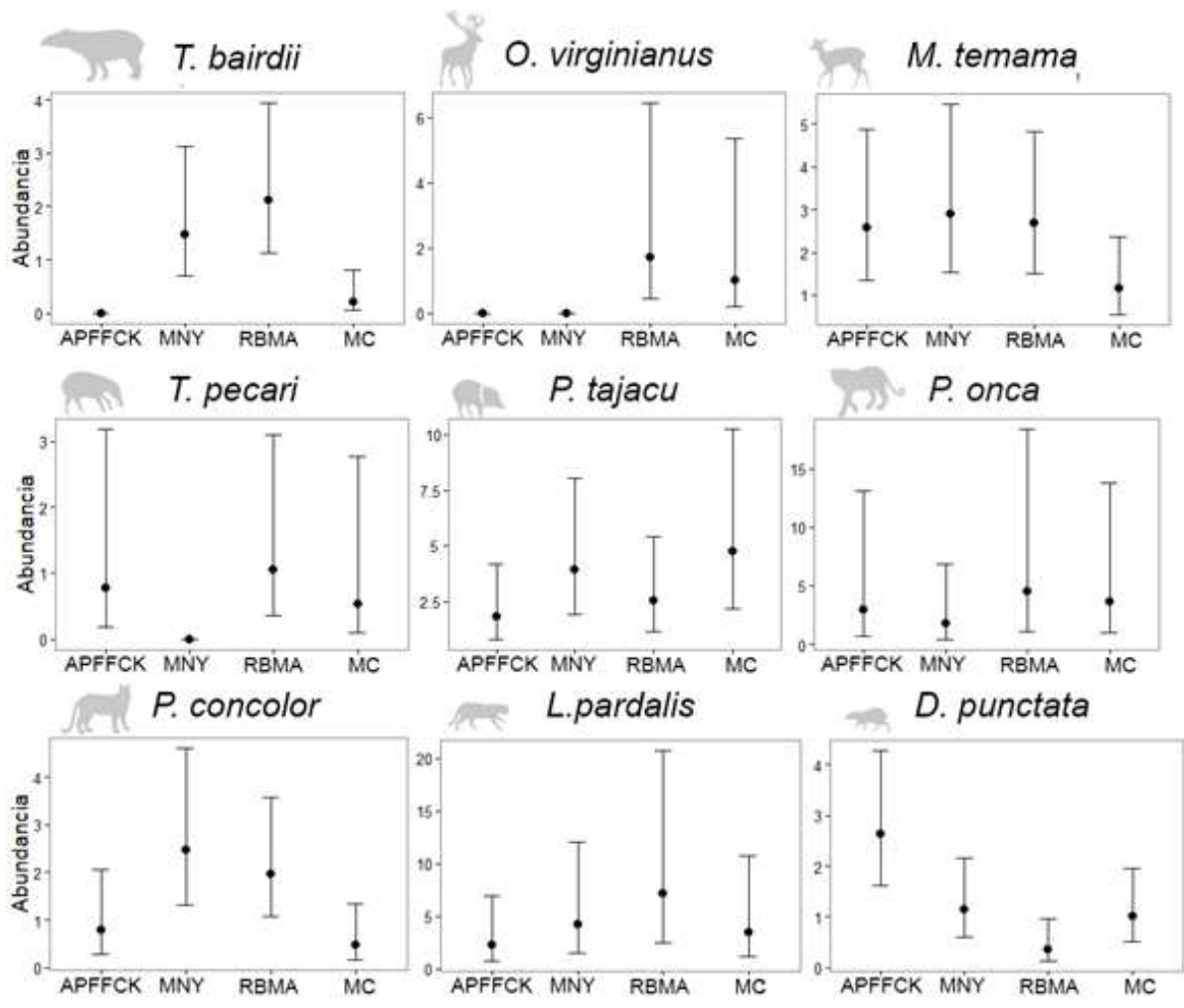
	Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>		Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
<i>Puma yagouaroundi</i>	λ(.) r(.)	2	95.7	0	0.22	<i>Leopardus wiedii</i>	λ(.) r(.)	2	87.18	0	0.23
	λ(.) r(Días)	3	96.35	0.65	0.16		λ(.) r(Días)	3	88.31	1.13	0.13
	λ(Sitio) r(.)	5	97.44	1.74	0.09		λ(Sitio) r(.)	5	88.96	1.79	0.10
	λ(.) r(Send)	3	97.55	1.85	0.09		λ(.) r(Pers)	3	88.97	1.79	0.10
	λ(.) r(Pers)	3	97.62	1.92	0.08		λ(.) r(Send)	3	89.18	2	0.09
	λ(.) r(Días+Send)	4	98.24	2.54	0.06		λ(Sitio) r(Días)	6	89.91	2.73	0.06
<i>Nasua narica</i>	λ(.) r(Días)	3	313.1	0	0.36	<i>Procyon lotor</i>	λ(.) r(Días)	3	57.62	0	0.29
	λ(.) r(Días+Send)	4	313.88	0.78	0.25		λ(.) r(.)	2	58.96	1.34	0.15
	λ(.) r(Días+Pers)	4	315.09	1.99	0.13		λ(.) r(Días+Pers)	4	59.11	1.49	0.14
	λ(.) r(Días+Send+Pers)	5	315.83	2.73	0.09		λ(.) r(Días+Send)	4	59.51	1.89	0.11
	λ(.) r(.)	2	317.57	4.48	0.04		λ(.) r(Pers)	3	60.78	3.16	0.06
	λ(.) r(Send)	3	318.14	5.04	0.03		λ(.) r(Send)	3	60.84	3.22	0.06
<i>Eira barbara</i>	λ(.) r(Días)	3	170.81	0	0.38	<i>Conepatus semistriatus</i>	λ(.) r(Días)	3	67.46	0	0.47
	λ(.) r(Días+Pers)	4	171.7	0.88	0.24		λ(.) r(Días+Pers)	4	69.27	1.81	0.19
	λ(.) r(Días+Send)	4	172.31	1.5	0.18		λ(.) r(Días+Send)	4	69.46	2	0.17
	λ(.) r(Días+Send+Pers)	5	173.49	2.68	0.10		λ(.) r(Días+Send+Pers)	5	71.29	3.83	0.07
	λ(Sitio) r(Días+Pers)	6	175.52	4.71	0.04		λ(Sitio) r(Días)	6	72.97	5.51	0.03
	λ(.) r(.)	2	179.63	8.82	4.59x10 <sup>-3</sup>		λ(.) r(.)	2	74.47	7.01	0.01
<i>Dasypus novemcinctus</i>	λ(.) r(Días+Send)	4	267.25	0	0.28	<i>Didelphis spp</i>	λ(.) r(Send)	3	259.83	0	0.18
	λ(.) r(Días+Send+Pers)	5	268.82	1.57	0.13		λ(.) r(Días+Send)	4	260.41	0.58	0.13
	λ(.) r(Días)	3	269.01	1.76	0.12		λ(.) r(.)	2	260.45	0.63	0.13
	λ(Sitio) r(Días+Send)	7	269.3	2.05	0.10		λ(.) r(Días)	3	261.33	1.5	0.09
	λ(.) r(Send)	3	269.92	2.67	0.07		λ(.) r(Pers)	3	261.56	1.73	0.08
	λ(.) r(.)	2	271.95	4.7	0.03		λ(.) r(Send+Pers)	4	261.59	1.76	0.08

**Cuadro 8.** Continuación...

	<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>		<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>
<i>Cuniculus paca</i>	$\lambda(.)$ r( <i>Días</i> )	3	533.0	0	0.39	<i>Dasyprocta punctata</i>	$\lambda(\textit{Sitio})$	7	451.11	0	0.34
	$\lambda(.)$ r( <i>Días+Send</i> )	4	533.7	0.73	0.27		$\lambda(\textit{Sitio})$	7	451.9	0.79	0.23
	$\lambda(.)$ r( <i>Días+Pers</i> )	4	535	1.97	0.15		$\lambda(\textit{Sitio})$	8	452	0.89	0.22
	$\lambda(.)$	5	535.5	2.56	0.11		$\lambda(\textit{Sitio})$ r( <i>Días</i> )	6	452.15	1.05	0.20
	$\lambda(\textit{Sitio})$ r( <i>Días</i> )	6	538.0	5.02	0.03		$\lambda(\textit{Sitio})$ r( <i>Send</i> )	6	461.72	10.61	1.70x10 <sup>-3</sup>
	$\lambda(.)$ r(.)	2	552.7	19.72	2.10x10 <sup>-5</sup>		$\lambda(.)$ r(.)	2	475.21	24.1	2.0x10 <sup>-6</sup>

**Cuadro 9.** Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de las especies de mamíferos terrestres (sp) utilizando el modelo con mejor ajuste que presentó la covariable del Sitio, (EE) error estándar e intervalos de confianza (IC) (95%).

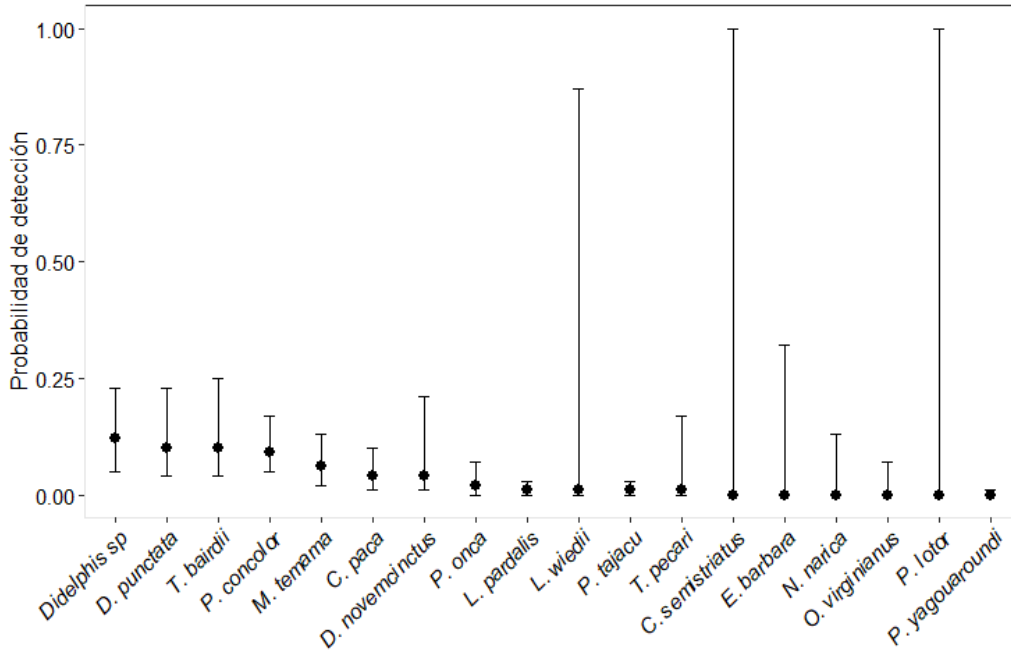
sp	Sitio	$\lambda \pm EE$	IC(95%)	sp	Sitio	$\lambda \pm EE$	IC(95%)
<i>Tapirus bairdii</i>	RBMA	2.12±0.67	1.14-3.94	<i>Odocoileus virginianus</i>	RBMA	1.69±1.15	0.44±6.43
	MNY	1.47±0.56	0.70-3.12		MNY	0	-
	APFFCK	0	-		APFFCK	0	-
	MC	0.20±0.14	0.05-0.81		MC	1.01±0.86	0.19±5.34
<i>Mazama temama</i>	RBMA	2.69±0.80	1.50-4.82	<i>Tayassu pecari</i>	RBMA	1.04±0.58	0.35-3.10
	MNY	2.90±0.93	1.54-5.45		MNY	0	-
	APFFCK	2.57±0.84	1.35-4.87		APFFCK	0.78±0.56	0.19-3.18
	MC	1.15±0.42	0.56-2.37		MC	0.52±0.45	0.10-2.77
<i>Pecari tajacu</i>	RBMA	2.53±0.99	1.18-5.44	<i>Panthera onca</i>	RBMA	2.69±0.80	1.50-4.82
	MNY	3.92±1.44	1.91-8.06		MNY	1.73±1.22	0.43-6.91
	APFFCK	1.85±0.77	0.82-4.18		APFFCK	2.94±2.25	0.66-13.15
	MC	4.73±1.86	2.19-10.24		MC	3.65±2.48	0.96-13.85
<i>Puma concolor</i>	RBMA	1.97±0.60	1.09-3.57	<i>Leopardus pardalis</i>	RBMA	7.14±3.88	2.46-20.69
	MNY	2.46±0.78	1.32-4.59		MNY	4.23±2.25	1.49-12
	APFFCK	0.78±0.39	0.29-2.07		APFFCK	2.29±1.29	0.76-6.92
	MC	0.48±0.25	0.18-1.34		MC	3.47±2.00	1.12-10.73
<i>Dasyprocta punctata</i>	RBMA	0.36±0.18	0.14-0.95				
	MNY	1.15±0.37	0.61-2.15				
	APFFCK	2.62±0.65	1.61-4.27				
	MC	1.01±0.34	0.52-1.95				



**Figura 5.** Estimado de abundancia relativa promedio de las especies que presentaron la covariable Sitio en el modelo con el mejor ajuste y sus respectivos intervalos de confianza (95%).

**Cuadro 10.** Probabilidad de detección de las especies de mamíferos terrestres; (EE) error estándar; (IC) intervalos de confianza (95%).

<b>Especie</b>	<b>Probabilidad de detección±EE</b>	<b>IC(95%)</b>
<i>Tapirus bairdii</i>	0.10±0.05	0.04-0.25
<i>Mazama temama</i>	0.06±0.03	0.02-0.13
<i>Odocoileus virginianus</i>	2.66x10 <sup>-3</sup> ±4.49x10 <sup>-3</sup>	9.65x10 <sup>-5</sup> -0.07
<i>Tayassu pecari</i>	0.01±0.02	9.80x10 <sup>-4</sup> -0.17
<i>Pecari tajacu</i>	0.01±0.01	2.04x10 <sup>-3</sup> -0.03
<i>Panthera onca</i>	0.02±0.01	4.57x10 <sup>-3</sup> -0.07
<i>Puma concolor</i>	0.09±0.03	0.05-0.17
<i>Leopardus pardalis</i>	0.01±0.01	2.11x10 <sup>-3</sup> -0.03
<i>Leopardus wiedii</i>	0.01±0.02	6.71x10 <sup>-6</sup> -0.87
<i>Puma yagouaroundi</i>	1.52x10 <sup>-3</sup> ±1.50x10 <sup>-3</sup>	2.21x10 <sup>-4</sup> -0.01
<i>Conepatus semistriatus</i>	4.17x10 <sup>-24</sup> ±1.33x10 <sup>-22</sup>	3.88x10 <sup>-51</sup> -0.99
<i>Eira barbara</i>	2.74x10 <sup>-6</sup> ±1.68x10 <sup>-5</sup>	1.63x10 <sup>-11</sup> -0.32
<i>Nasua narica</i>	2.88x10 <sup>-3</sup> ±0.01	5.54x10 <sup>-5</sup> -0.13
<i>Procyon lotor</i>	4.07x10 <sup>-10</sup> ±8.28x10 <sup>-9</sup>	2.08x10 <sup>-27</sup> -1
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0.04±0.04	0.01-0.21
<i>Didelphis spp</i>	0.12±0.04	0.05-0.23
<i>Cuniculus paca</i>	0.04±0.02	0.01-0.10
<i>Dasyprocta punctata</i>	0.10±0.05	0.04-0.23



**Figura 6.** Probabilidad de detección de 19 especies de la comunidad de mamíferos terrestres que habitan en la Selva Lacandona y sus respectivos intervalos de confianza (95%).

### 6.2 Grupos funcionales y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en cuatro remanentes de bosque tropical húmedo con distintas características de manejo y modificación de paisaje.

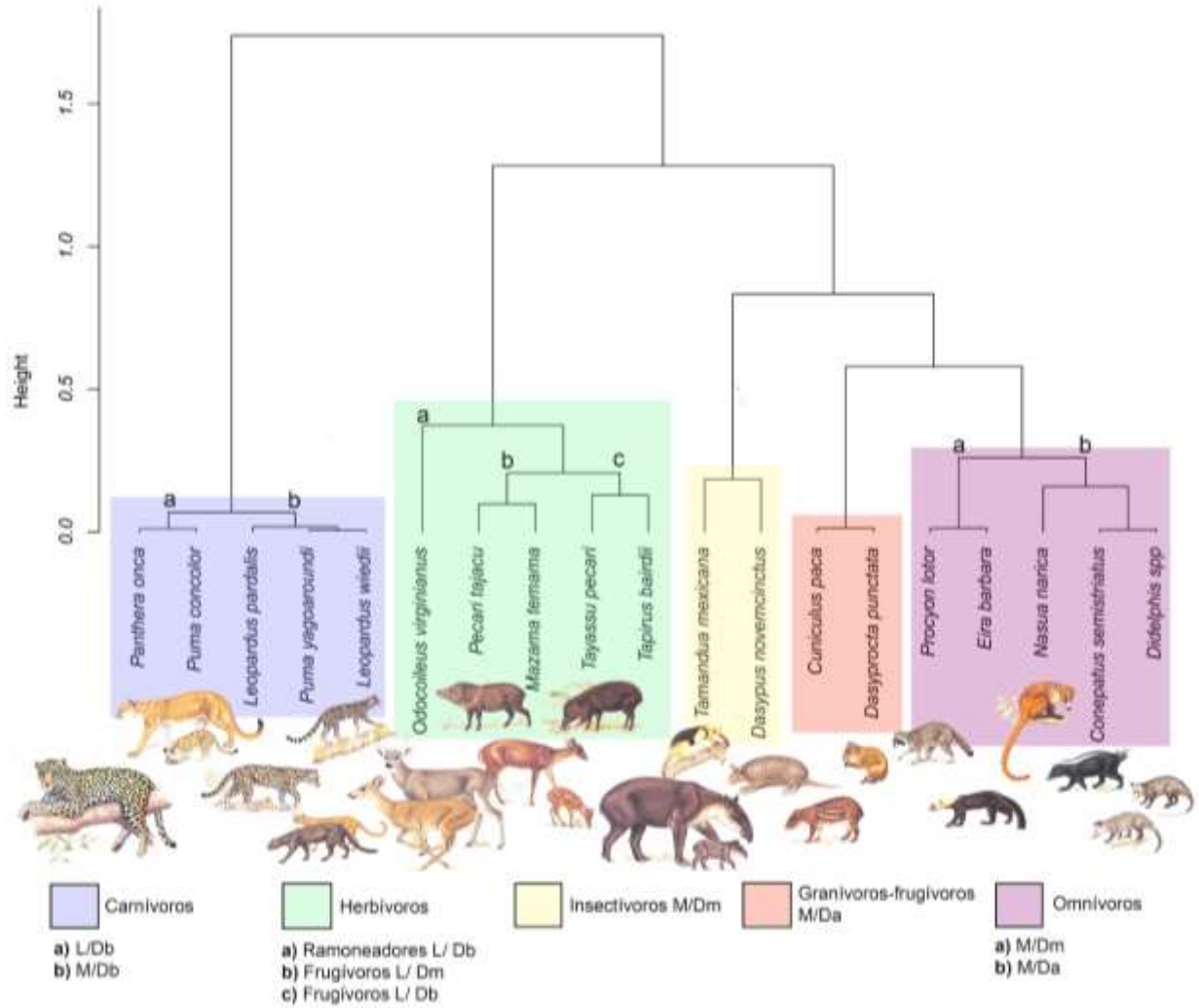
Se obtuvo un dendrograma de atributos funcionales de las especies que componen esta comunidad (Figura 7). De las especies de las que no se obtuvieron registros en los cuatro sitios como son la zorra gris, el grisón y el armadillo de cola desnuda no fueron considerados para construir el dendrograma. Se tuvo como resultado 5 grupos funcionales que comparten la mayoría de sus atributos. El atributo de sociabilidad no tuvo un peso para la formación de los grupos debido a que pocas especies comparten este atributo, pero si comparten más atributos con otras para la formación de los grupos siendo el gremio trófico el que tuvo mayor influencia para esto. Debido a la importancia de algunos atributos de los grupos se dividieron en sub-grupos. El grupo 1 está compuesto principalmente por el gremio de los carnívoros con una densidad poblacional baja. Este grupo se dividió en dos sub-grupos ya que el consumo de presas es diferente de acuerdo con la masa corporal (Carbone *et al.* 1999; Meachen-Samuels y Van Valkenburgh, 2009a; Meachen-Samuels y Van Valkenburgh, 2009b; Sandom

*et al.*, 2017): Carnívoros grandes de densidad poblacional baja (Carnívoros L Db) y los carnívoros medianos de densidad poblacional baja (Carnívoros M Db).

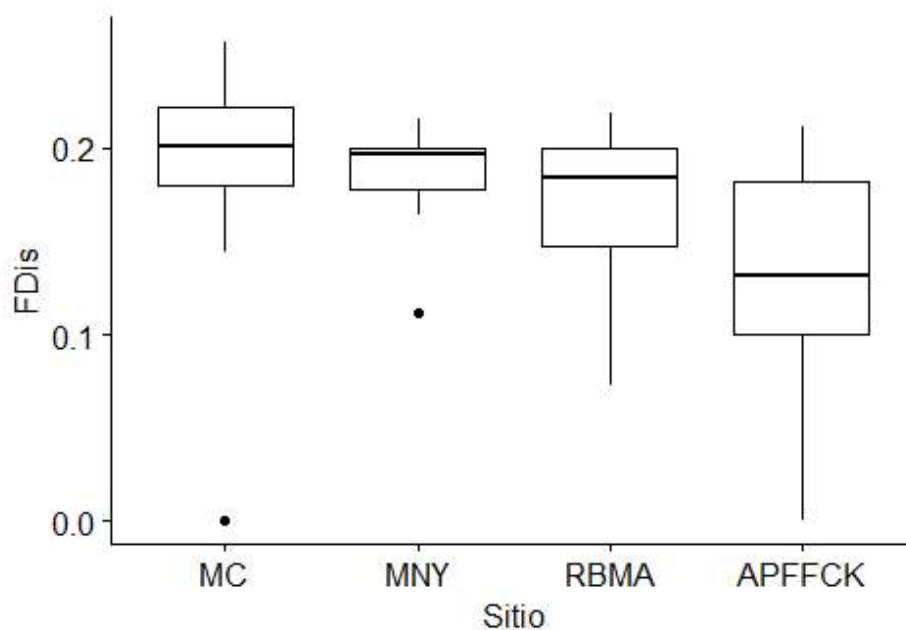
El segundo grupo se encuentra formado por mamíferos que tienen una dieta compuesta principalmente de plantas. Este grupo se dividió en 3 sub-grupos: sub-grupo con dieta herbívoro-ramoneadora de talla grande, y densidad poblacional baja (Herbívoros-ramoneadores L Db); sub-grupo con densidad poblacional media, talla mediana y dieta herbívora-frugívora (Herbívoros-frugívoros M Dm); y sub-grupo con densidad poblacional baja, talla grande y dieta herbívora-frugívora (Herbívoros-frugívoros L Db). El grupo 3 está compuesto por especies con una dieta principalmente insectívora, talla mediana y con densidad poblacional media (Insectívoros M Dm). El grupo 4 se compone por especies del gremio trófico granívoro-frugívoro, talla mediana y con una densidad poblacional alta (Granívoros-Frugívoros M Da). El grupo 5 se encuentra compuesto por especies con una dieta omnívora-frugívora y se subdivide en el sub-grupo con una densidad poblacional media y talla mediana (Omnívoros M Dm) y sub-grupo con una densidad poblacional alta y talla mediana (Omnívoros M Da).

El índice de dispersión funcional mostró una mayor diversidad funcional en el MNY (FDis=0.19±0.01), el MC (FDis=0.18±0.02) y la RBMA (FDis=0.17±0.01), mientras que el sitio con menor diversidad funcional fue el APFFCK (FDis=0.13±0.02). De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis hubo diferencias entre la diversidad funcional y los sitios ( $\chi^2 = 8.11$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.04$ ). Solo se observaron diferencias significativas entre el APFFCK y el MC ( $p=0.04$ ) (Figura 8).





**Figura 7.** Dendrograma de atributos funcionales de la comunidad de mamíferos terrestres presentes en la Selva Lacandona. Ilustraciones obtenidas de Fiona Reid, 2009)



**Figura 8.** Índice de Dispersión funcional (FDIs) en los cuatro sitios de estudio.

Con base en el resultado de abundancia ajustado para detectabilidad se pudo observar que no para todos los grupos funcionales el modelo con el mejor ajuste del AICc presentaba la covariable de sitio. Solo para 6 grupos funcionales hubo una diferencia en la abundancia corregida para detección entre los cuatro sitios de estudio, estos grupos fueron ambos grupos de carnívoros M y L, los herbívoros-ramoneadores L/ Db, los herbívoros-frugívoros L/Db, los insectívoros M/Dm y los granívoros-frugívoros M/Da (Cuadro 11). Las diferencias de la abundancia corregida entre los cuatro sitios se pueden observar en el cuadro 12 y la Figura 9.

Los grupos con mayor probabilidad de detección fueron los herbívoros-frugívoros L/Db, los granívoros-frugívoros M/Da, carnívoros L/Db, insectívoros M/Dm y herbívoros-frugívoros L/Dm (0.6-0.3), mientras que el resto de los grupos tuvo una baja probabilidad de detección ( $0.01-2.05 \times 10^{-6}$ ) (Cuadro 13 y Figura 10).

**Cuadro 11.** Resumen de los primeros cinco modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada uno de los grupos funcionales incluyendo el modelo nulo. K es el número de parámetros estimables; AIC<sub>c</sub> es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; ΔAIC<sub>c</sub> es la diferencia entre los modelos; w<sub>i</sub> es el peso de los modelos.

	<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>		<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>
Carnívoros L/Db	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send})$	6	586.62	0	0.29	Carnívoro M/Db	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Send})$	7	542.22	0	0.42
	$\lambda(.) r(\text{Send})$	3	587.78	1.16	0.16		$\lambda(\text{Sitio})r(\text{Días}+\text{Send}+\text{Pers})$	8	543.61	1.39	0.21
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send}+\text{Pers})$	7	587.85	1.24	0.15		$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días})$	6	544.42	2.21	0.14
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Send})$	7	588.11	1.5	0.13		$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Pers})$	7	544.76	2.54	0.12
	$\lambda(.) r(\text{Send}+\text{Pers})$	4	588.97	2.35	0.09		$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Send})$	4	546.09	3.88	0.06
	$\lambda(.) r(.)$	2	613.04	26.43	$5.20 \times 10^{-7}$		$\lambda(.) r(.)$	2	560.84	18.62	$3.80 \times 10^{-5}$
Herbívoros-Ra- moneadores L/Db	$\lambda(\text{Sitio})$	8	118.96	0	0.24	Herbívoros- frugívoros L/Dm	$\lambda(.) r(\text{Días})$	3	680.77	0	0.34
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Send})$	7	119.08	0.11	0.22		$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Pers})$	4	680.93	0.16	0.31
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send})$	6	119.31	0.35	0.20		$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Send})$	4	682.66	1.89	0.13
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send}+\text{Pers})$	7	119.55	0.59	0.18		$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Send}+\text{Pers})$	5	682.93	2.16	0.11
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días})$	6	122.04	3.08	0.05		$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Pers})$	7	685.09	4.32	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	129.77	10.81	$1.07 \times 10^{-3}$		$\lambda(.) r(.)$	2	714.14	33.37	$1.9 \times 10^{-8}$
Herbívoros- frugívoros L/Db	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Send})$	7	440.5	0	0.57	Insectívoros M/Dm	$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Send})$	4	278.24	0	0.2676
	$\lambda(\text{Sitio})r(\text{Días}+\text{Send}+\text{Pers})$	8	441.23	0.73	0.39		$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Send})$	7	279	0.76	0.1826
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días}+\text{Pers})$	7	446.61	6.11	0.03		$\lambda(.) r(\text{Días}+\text{Send}+\text{Pers})$	5	280.24	2	0.0984
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Días})$	6	448.06	7.56	0.01		$\lambda(.) r(\text{Send})$	3	280.47	2.23	0.087
	$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send})$	6	455.11	14.61	0		$\lambda(\text{Sitio}) r(\text{Send})$	6	280.95	2.72	0.0688
	$\lambda(.) r(.)$	2	478.94	38.43	$2.60 \times 10^{-9}$		$\lambda(.) r(.)$	2	283.5	5.27	$1.92 \times 10^{-2}$

**Cuadro 11.** Continuación...

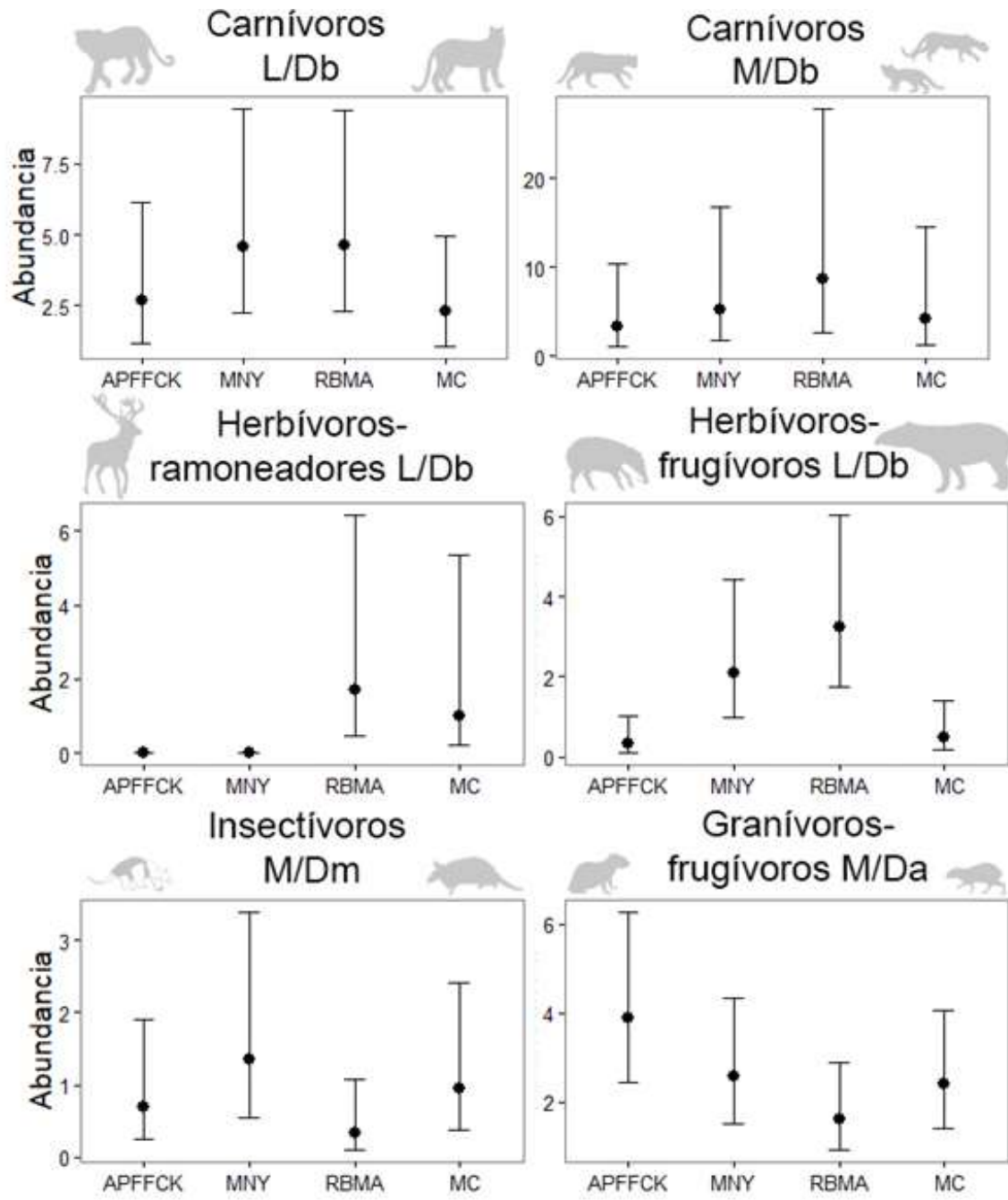
		<i>Modelo</i>	<i>K</i>	<i>AIC<sub>c</sub></i>	$\Delta$ <i>AIC<sub>c</sub></i>	<i>w<sub>i</sub></i>			<i>Modelo</i>	<i>K</i>	<i>AIC<sub>c</sub></i>	$\Delta$ <i>AIC<sub>c</sub></i>	<i>w<sub>i</sub></i>
Granívoros- frugívoros	M/Da	$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días}+\textit{Send})$	7	623.67	0	0.27	Omnívoros M/Dm		$\lambda(.) r(\textit{Días})$	3	196.48	0	0.35
		$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días})$	6	623.89	0.22	0.24			$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Pers})$	4	196.66	0.17	0.32
		$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días}+\textit{Pers})$	7	625.14	1.47	0.13			$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Send})$	4	198.27	1.79	0.14
		$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días}+\textit{Send}+\textit{Pers})$	8	625.32	1.65	0.12			$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Send}+\textit{Pers})$	5	198.63	2.14	0.12
		$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Send})$	4	625.81	2.14	0.09			$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días})$	6	201.88	5.4	0.02
		$\lambda(.) r(.)$	2	649.55	25.88	$6.40 \times 10^{-7}$			$\lambda(.) r(.)$	2	207.92	11.44	$1.10 \times 10^{-3}$
Omnívoros	M/Da	$\lambda(.) r(\textit{Días})$	3	462.77	0	0.39							
		$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Pers})$	4	464.2	1.44	0.19							
		$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Send})$	4	464.73	1.97	0.14							
		$\lambda(\textit{Sitio}) r(\textit{Días})$	6	465.82	3.05	0.08							
		$\lambda(.) r(\textit{Días}+\textit{Send}+\textit{Pers})$	5	466.04	3.27	0.07							
		$\lambda(.) r(.)$	2	470.63	7.87	$7.67 \times 10^{-3}$							

Talla grande(L); Talla mediana (M); Densidad poblacional alta (Da); Densidad poblacional media (Dm); y Densidad poblacional baja (Db).

**Cuadro 12.** Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de los grupos funcionales (gf) utilizando el modelo con mejor ajuste que presentó la covariable del Sitio, error estándar (EE) e intervalos de confianza (IC) (95%).

gf	Sitio	$\lambda \pm EE$	IC(95%)	gf	Sitio	$\lambda \pm EE$	IC(95%)
Carnívoros L/Db	RBMA	4.61±1.67	2.27-9.38	Carnívoros M/Db	RBMA	8.64±5.16	2.68-27.88
	MNY	4.58±1.70	2.22-9.46		MNY	5.27±3.11	1.66-16.76
	APFFCK	2.66±1.13	1.16-6.13		APFFCK	3.28±1.92	1.04-10.33
	MC	2.27±0.90	1.04-4.95		MC	4.24±2.67	1.23-14.58
Herbívoros- ramoneadores I/Db	RBMA	1.68±1.15	0.44-6.43	Herbívoros- frugívoros L/Db	RBMA	3.26±1.03	1.75-6.05
	MNY	0	-		MNY	2.09±0.80	0.99-4.43
	APFFCK	0	-		APFFCK	0.32±0.19	0.10-1.01
	MC	1.09±0.85	0.44-6.43		MC	0.50±0.26	0.18-1.40
Insectívoros M/Dm	RBMA	0.33±0.20	0.10-1.07	Granívoros- frugívoros M/Da	RBMA	1.63±0.47	0.93-2.88
	MNY	1.35±0.63	0.54-3.39		MNY	2.58±0.69	1.53-4.36
	APFFCK	0.69±0.36	0.25-1.90		APFFCK	3.91±0.95	2.43-6.28
	MC	0.95±0.45	0.38-2.41		MC	2.41±0.65	1.42-4.08

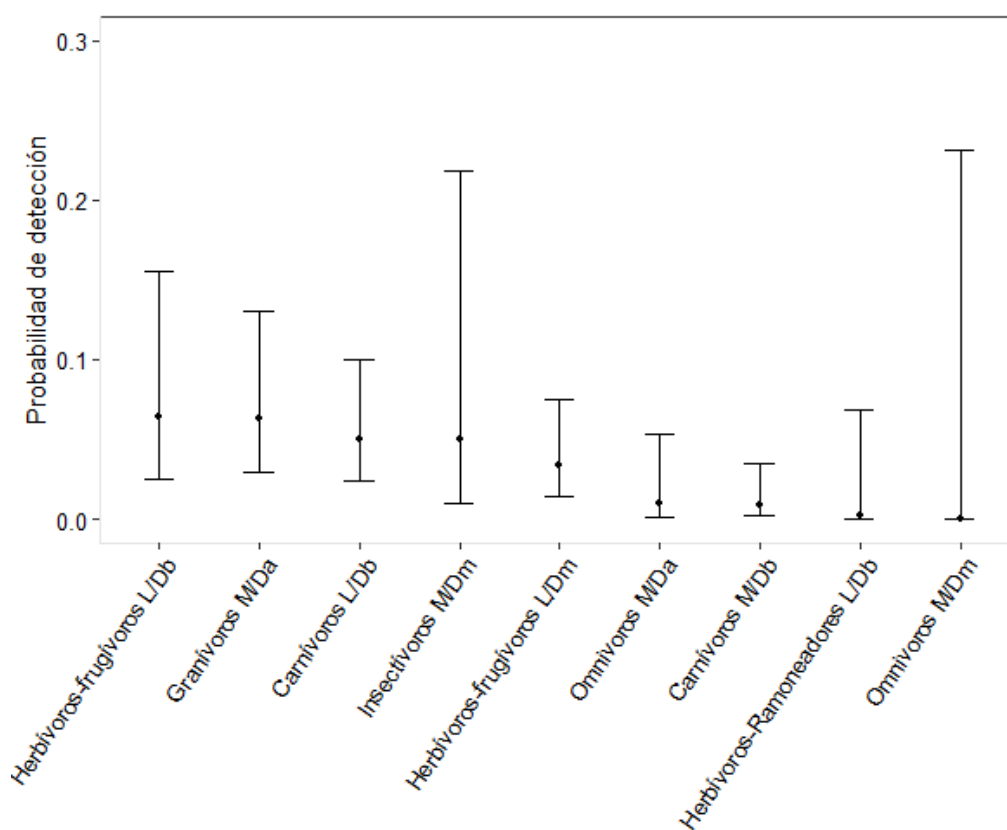
Talla grande(L); Talla mediana (M); Densidad poblacional alta (Da); Densidad poblacional media (Dm); y Densidad poblacional baja (Db).



**Figura 9.** Estimado de abundancia relativa promedio ( $\lambda$ ) de cada grupo funcional en los cuatro sitios de estudio con sus intervalos de confianza (95%). Talla grande(L); Talla mediana (M); Densidad poblacional alta (Da); Densidad poblacional media (Dm); y Densidad poblacional baja (Db).

**Cuadro 13.** Probabilidad de detección de los grupos funcionales. (EE) error estándar; (IC) intervalos de confianza (95%).

<b>Grupo funcional</b>	<b>Probabilidad de detección±EE</b>	<b>IC (95%)</b>
Carnívoros L/Db	0.05±0.02	0.02-0.10
Carnívoros M/Db	0.01±0.01	2.08x10 <sup>-3</sup> -0.03
Herbívoros-Ramoneadores L/Db	2.66x10 <sup>-3</sup> ±4.49x10 <sup>-3</sup>	9.65x10 <sup>-5</sup> -0.07
Herbívoros-frugívoros L/Db	0.06±0.03	0.03-0.16
Herbívoros-frugívoros L/Dm	0.03±0.01	0.01-0.07
Insectívoros M/Dm	0.05±0.04	0.01-0.22
Granívoros-frugívoros M/Da	0.06±0.02	0.03-0.13
Omnívoros M/Dm	2.05x10 <sup>-6</sup> ±1.24x10 <sup>-5</sup>	1.39x10 <sup>-11</sup> -0.23
Omnívoros M/Da	0.01±0.01	1.61x10 <sup>-3</sup> -0.05

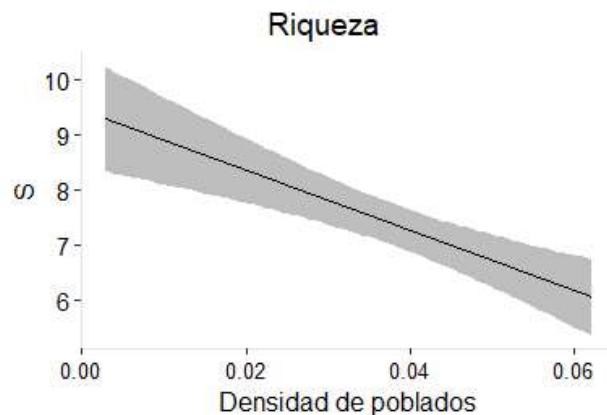


**Figura 10.** Probabilidad de detección de los grupos funcionales registrados en la Selva Lacandona y sus respectivos intervalos de confianza (95%).

6.3 Respuesta de la riqueza, diversidad, diversidad funcional, abundancia de especies y grupos funcionales en relación con variables del paisaje asociadas con actividades antropogénicas.

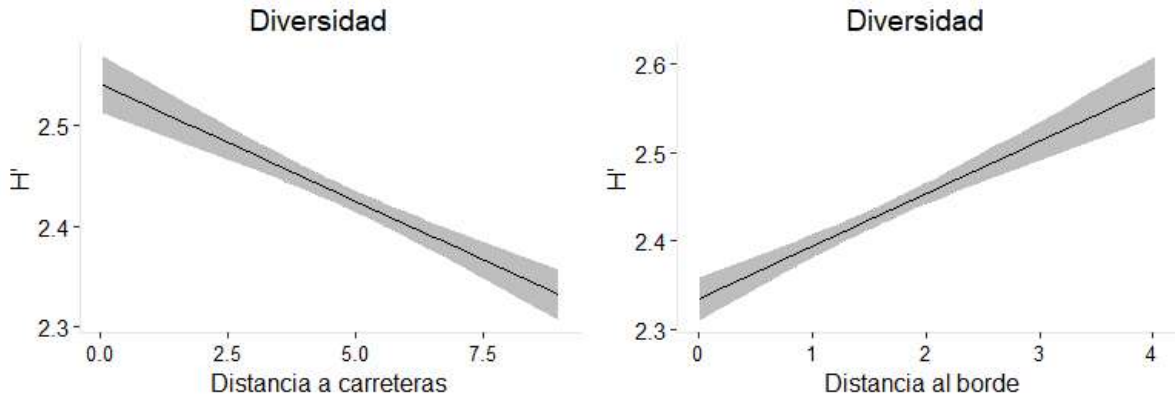
*Riqueza, diversidad y diversidad funcional*

En general, la respuesta de la riqueza, diversidad y diversidad funcional fue diferente con respecto a las variables del paisaje (Cuadro 14). La riqueza de especies tuvo una repuesta negativa a la densidad de poblados (Figura 11); la diversidad tuvo una respuesta negativa con respecto a la distancia a carreteras y positiva con respecto a la distancia al borde de deforestación (Figura 12). En cambio, la diversidad funcional tuvo una respuesta negativa con respecto al porcentaje de cobertura forestal y la distancia al borde de deforestación (Figura 13) (Cuadro 15).

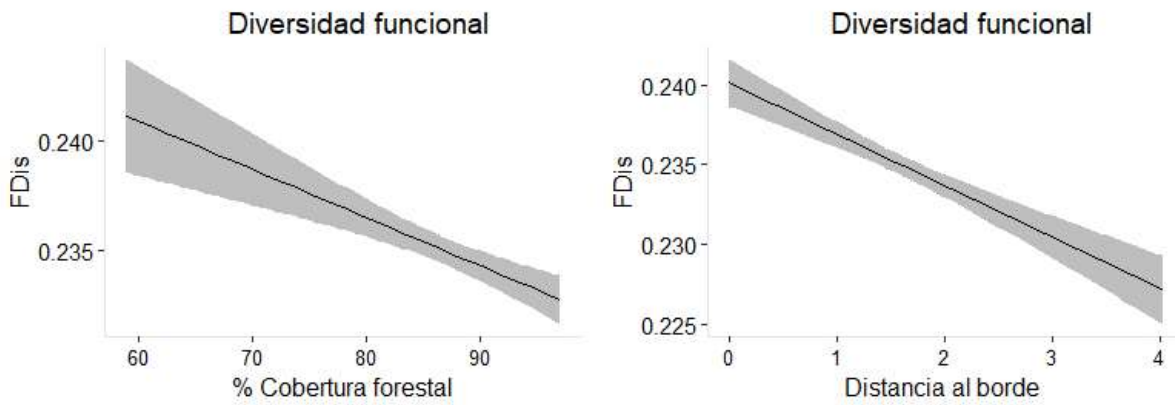


**Figura 11** Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la riqueza y la densidad de poblados





**Figura 12** Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la diversidad y a)Distancia a carreteras y b)Distancia al borde.



**Figura 13** Resultado de los Modelos Generalizados Lineales con respecto a la diversidad funcional a)Porcentaje de cobertura forestal y b)Distancia al borde.

**Cuadro 14.** Selección de modelos generalizados para riqueza, diversidad y diversidad funcional. (AICc) criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; ( $\Delta$ AICc) diferencia entre modelos;  $W_i$  peso del modelo. (S) riqueza; (H') índice de diversidad de Shannon-Wiener; (FDis) índice de dispersión funcional.

	Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$
Riqueza	S ~ ( <i>Pob</i> )	280.40	0	0.20
	S ~ ( <i>DisRío</i> + <i>Pob</i> )	282.09	1.70	0.09
	S ~ ( <i>Cob</i> + <i>Pob</i> )	282.66	2.26	0.07
	S ~ ( <i>Pob</i> + <i>DisDef</i> )	282.71	2.31	0.06
	S ~ ( <i>Pob</i> + <i>DisCarr</i> )	282.72	2.32	0.06
	S ~ (.)	283.09	2.70	0.05
Diversidad	H' ~ ( <i>DisDef</i> + <i>DisCarr</i> )	-117.38	0	0.39
	H' ~ ( <i>Cob</i> + <i>DisDef</i> + <i>DisCarr</i> )	-115.72	1.66	0.17
	H' ~ ( <i>DisDef</i> + <i>DisRío</i> + <i>DisCarr</i> )	-115.36	2.01	0.14
	H' ~ ( <i>Pob</i> + <i>DisDef</i> + <i>DisCarr</i> )	-114.97	2.41	0.12
	H' ~ ( <i>Cob</i> + <i>DisDef</i> + <i>DisRío</i> + <i>DisCarr</i> )	-113.49	3.89	0.06
	H' ~ (.)	-101.57	15.81	0
Diversidad funcional	FDis ~ ( <i>Cob</i> + <i>DisDef</i> )	-435.96	0	0.23
	FDis ~ ( <i>DisRío</i> + <i>Cob</i> + <i>DisDef</i> )	-435.78	0.18	0.21
	FDis ~ ( <i>Cob</i> + <i>Pob</i> + <i>DisDef</i> )	-434.58	1.39	0.11
	FDis ~ ( <i>Cob</i> + <i>DisCarr</i> + <i>DisDef</i> )	-433.67	2.29	0.07
	FDis ~ ( <i>DisRío</i> + <i>Cob</i> + <i>DisCarr</i> + <i>DisDef</i> )	-433.42	2.54	0.06
	FDis ~ (.)	-397.39	38.57	0

**Cuadro 15.** Valores del coeficiente  $\beta$  estimados (Error estándar en paréntesis) sin transformar, valor t y valor p. Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero ( $p < 0.05$ )

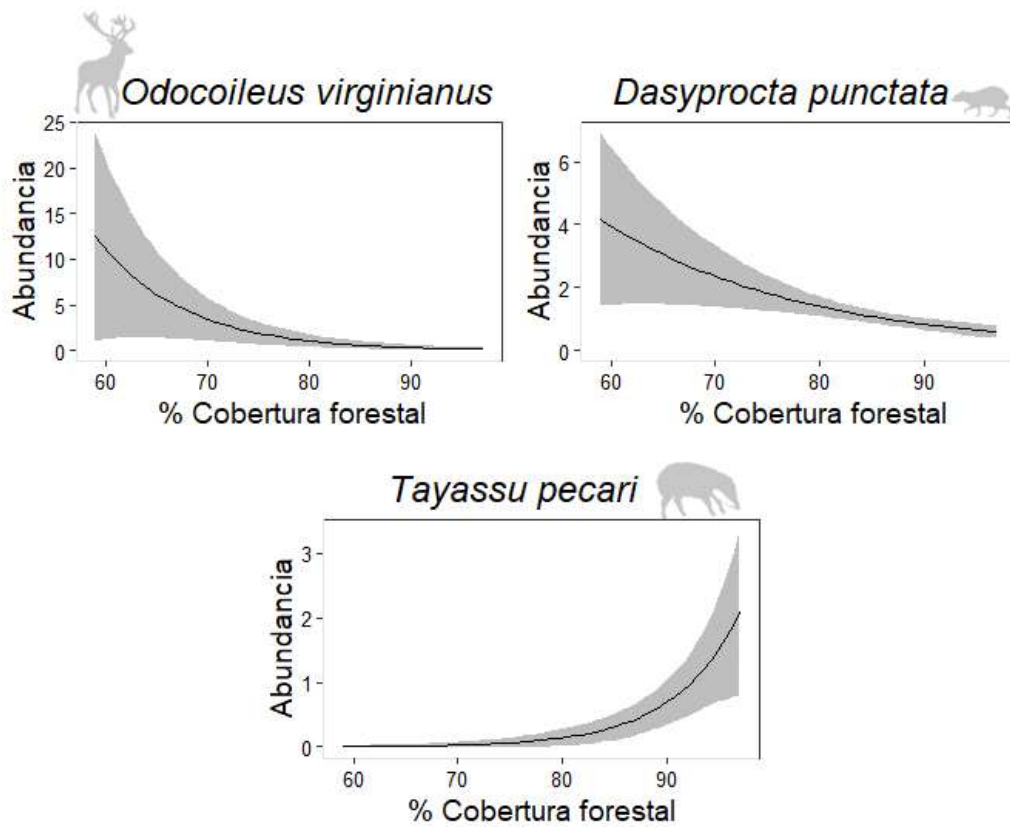
Variable dependiente	Variable independiente	$\beta$ (EE)	Valor-t	p
Riqueza	<i>Pob</i>	-54.62(24.50)	-2.23	<b>0.03</b>
Diversidad	<i>DisCarr</i>	-0.02(0.01)	-4.26	<b>p &lt; 0.01</b>
	<i>DisDef</i>	0.06(0.01)	4.4	<b>p &lt; 0.01</b>
Diversidad funcional	<i>Cob</i>	$-2.21 \times 10^{-4} (9.02 \times 10^{-5})$	-2.45	<b>0.02</b>
	<i>DisDef</i>	$-3.22 \times 10^{-3} (8.38 \times 10^{-4})$	-3.84	<b>p &lt; 0.01</b>

### *Abundancia de especies*

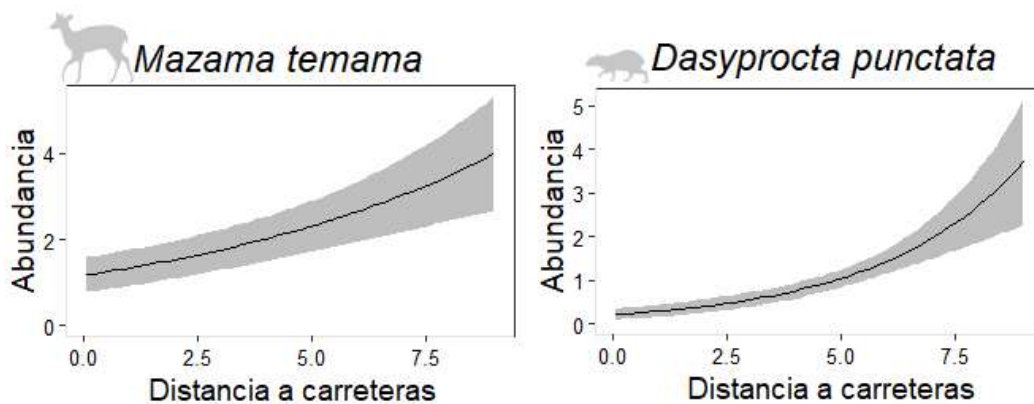
Los modelos para las 19 especies registradas tuvieron un buen ajuste. Únicamente para el tigrillo el modelo nulo (i.e. sin covariables) fue el que presentó el mejor ajuste, para el resto de las especies al menos una de las covariables influyó de manera positiva o negativa en la abundancia y detección de cada especie (Cuadro 16). Se tomaron en cuenta solo las variables que fueron estadísticamente significativas para conocer la respuesta de la abundancia estimada con el modelo RN (Cuadro 17). Los resultados se resumen a continuación:

- 1) La abundancia del venado cola blanca (*O. virginianus*) y el sereque (*D. punctata*) se encuentra relacionada de manera negativa con el porcentaje de cobertura forestal. Se observó un patrón opuesto con los pecaríes de labios blancos (*T. pecari*) ya que el porcentaje de cobertura forestal influyó de manera positiva (Figura 14)
- 2) La abundancia del venado temazate (*M. temama*) y el sereque (*D. punctata*) se vio influenciada positivamente con la distancia a carreteras (Figura 15).
- 3) El estimado de abundancia del sereque (*D. punctata*) se observó influenciado de manera positiva con respecto a la densidad de poblados, mientras que ocurrió lo contrario con la abundancia del tapir (*T. bairdii*) y el puma (*P. concolor*) con una respuesta negativa ante esta variable (Figura 16)
- 4) La abundancia estimada del tapir (*T. bairdii*) y el ocelote (*L. pardalis*) respondió de manera negativa con la distancia a los ríos navegables. Por el contrario, la abundancia del zorrillo (*C. semistriatus*), el armadillo (*D. novemcintus*) y el tamandúa (*T. mexicana*) estuvo afectada de manera positiva ante esta misma variable (Figura 17).
- 5) Los días en los que estuvieron activas durante cada periodo de muestreo influyeron de manera positiva en la probabilidad de detección del tapir (*T. bairdii*), pecari de collar (*P. tajacu*), ocelote (*L. pardalis*), coatí (*N. narica*), tepezcuintle (*C. paca*) y sereque (*D. punctata*) (Figura 18).
- 6) La presencia de senderos influyó de manera positiva en la probabilidad de detección del venado cola blanca (*O. virginianus*), el jaguar (*P. onca*), el puma (*P. concolor*) y el ocelote (*L. pardalis*); e influyó de manera negativa en la probabilidad de detección del tapir (*T. bairdii*), el temazate (*M. temama*) y el pecarí de labios blancos (*T. pecari*) (Figura 19).

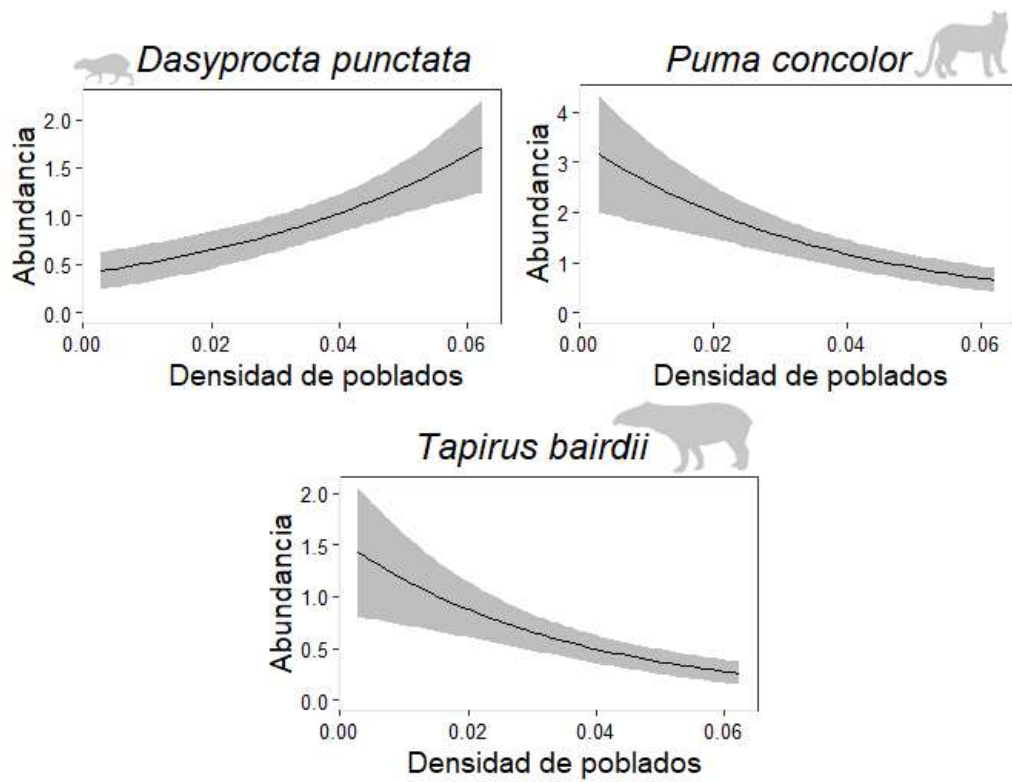
7) Solo para el tamandúa (*T. mexicana*) la presencia de personas influyó de manera positiva en su probabilidad de detección (Figura 20).



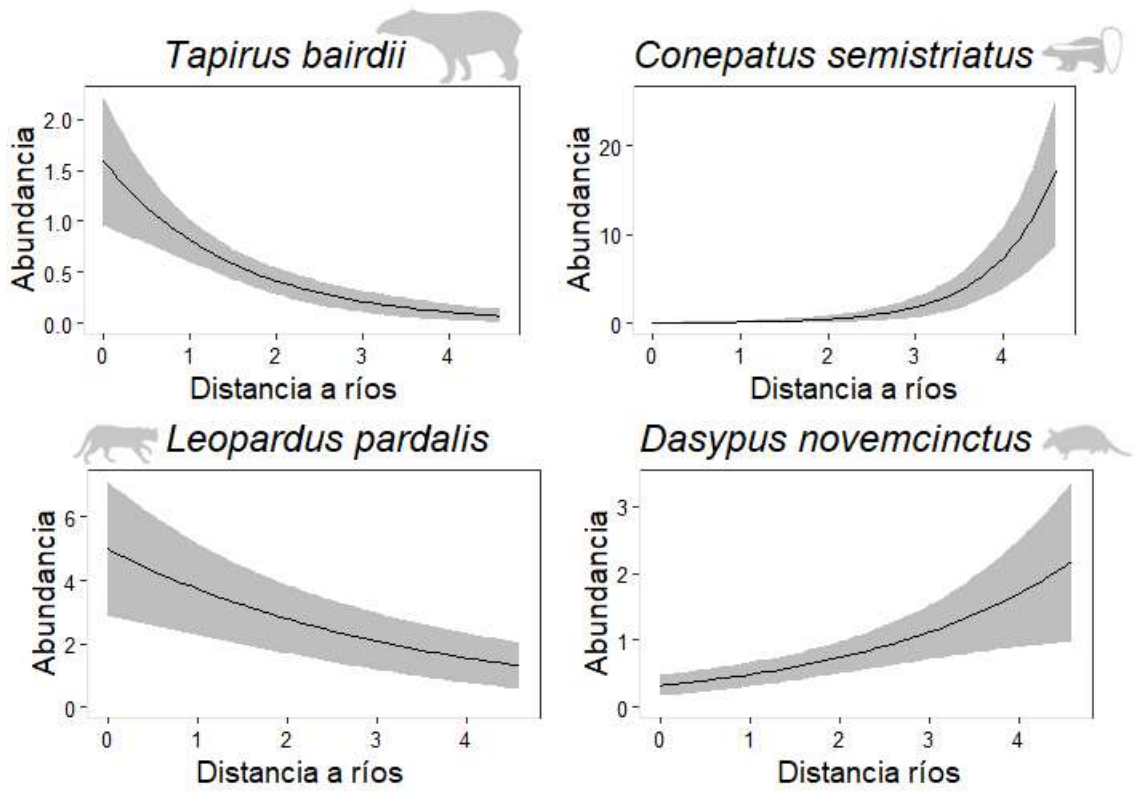
**Figura 14** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) venado cola blanco, b) sereque y c) pecarí de labios blancos en respuesta a la covariable de porcentaje de cobertura forestal.



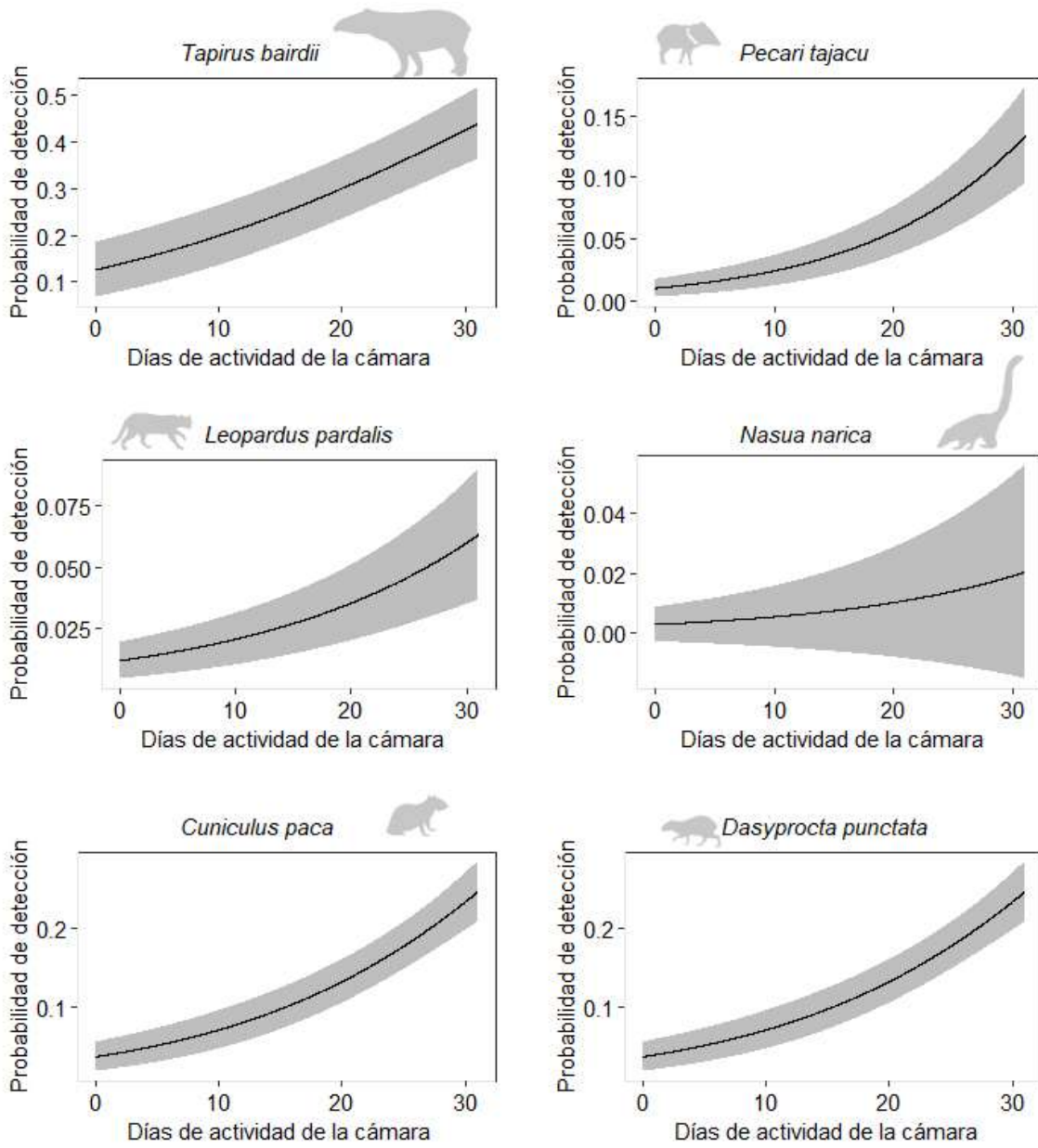
**Figura 15** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) temazate y b) sereque en respuesta a la covariable de distancia a carreteras (Km).



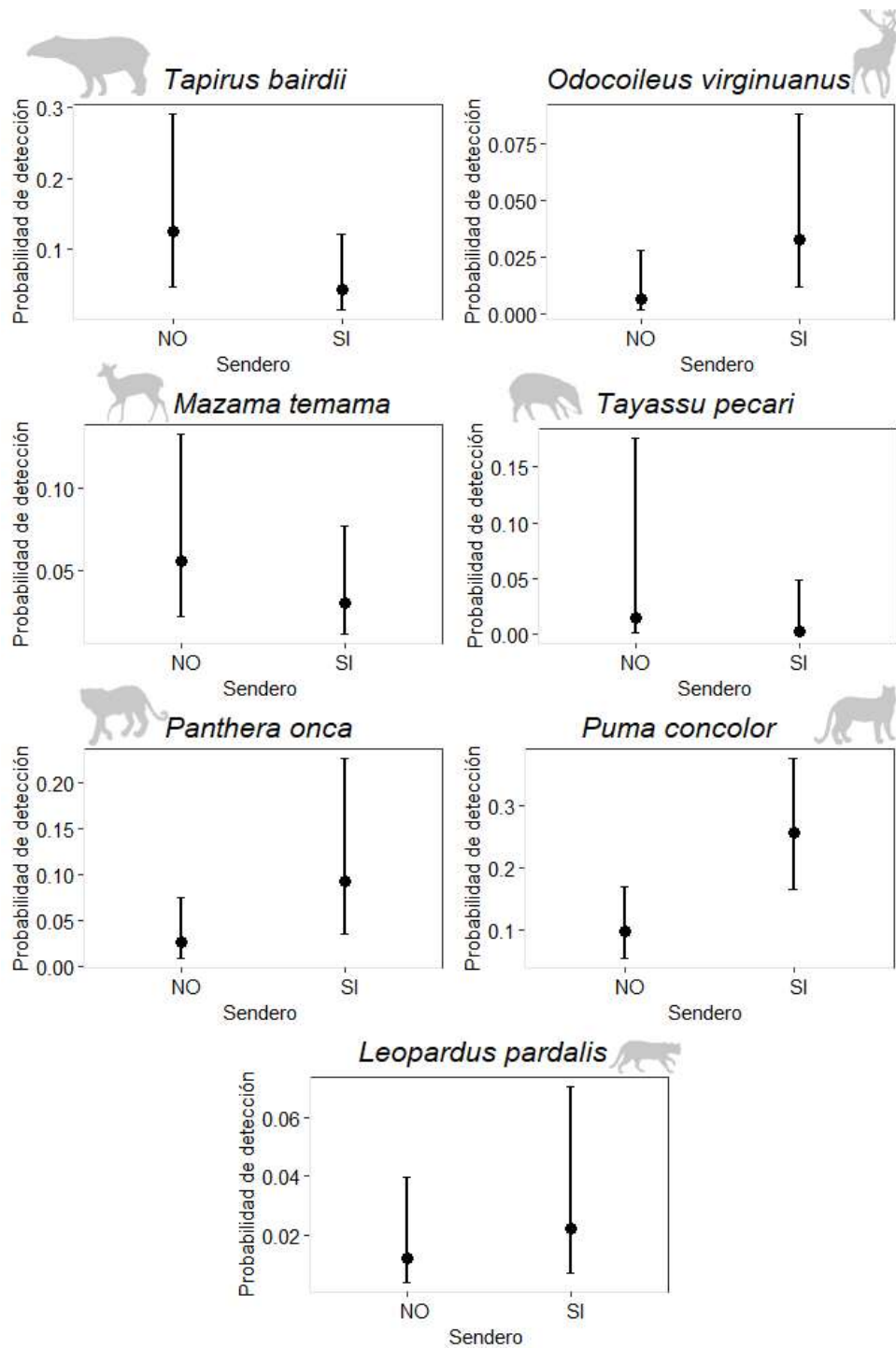
**Figura 16** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) sereque, b) puma y c) tapir en respuesta a la covariable de densidad de poblados medida utilizando un área de influencia de 15 km a la redonda.



**Figura 17** .Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) tapir, b) zorrillo y c) ocelote y d) armadillo en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km).

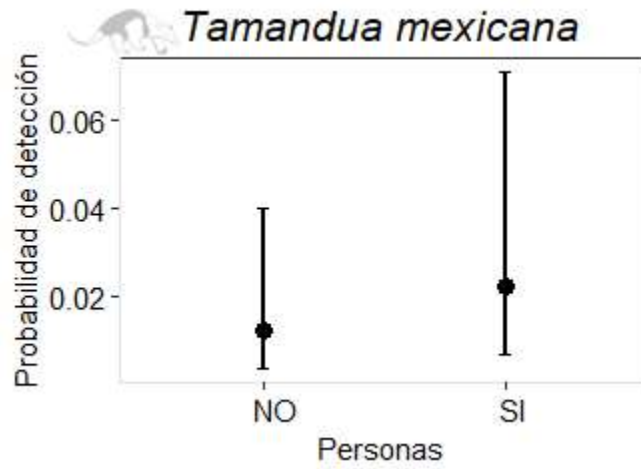


**Figura 18.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a los días que estuvieron activas las trampas-cámara en el periodo de muestreo de a) tapir, b) pecarí, c) ocelote, d) coatí, e) tepezcuinte y f) sereque.



**Figura 19.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto al uso de Senderos de a) tapir, b) venado cola blanca, c) temazate, d) pecarí de labios blancos, e) jaguar, f) puma y g) ocelote.





**Figura 20.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a la presencia de personas a) tamandúa.

**Cuadro 16.** Selección de los cinco mejores modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada especie de la comunidad de mamíferos incluyendo el modelo nulo. K es el número de parámetros estimables; AIC<sub>c</sub> Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas; ΔAIC<sub>c</sub> diferencia entre los modelos; w<sub>i</sub> peso de los modelos. Los modelos se encuentran ordenados de acuerdo con el menor valor de AIC<sub>c</sub>.

Especie	Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
<i>Tapirus bairdii</i>	$\lambda(\text{DisRío}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	7	381.28	0	0.12
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	6	381.6	0.32	0.1
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{Pob}+\text{DisDef}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	382.82	1.55	0.06
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{Pob}+\text{DisDef}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	8	382.86	1.58	0.06
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{Pob}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	8	382.92	1.64	0.05
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	418.46	37.19	1.00x10 <sup>-9</sup>
<i>Mazama temama</i>	$\lambda(\text{DisRío}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	6	596.69	0	0.08
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	7	597	0.31	0.07
	$\lambda(\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	5	598.01	1.32	0.04
	$\lambda(\text{Pob}+\text{DisRío}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	598.38	1.69	0.04
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{DisDef}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Días}+\text{Send})$	7	598.51	1.82	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	619.19	22.5	1.10x10 <sup>-6</sup>
<i>Odocoileus virginianus</i>	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Send})$	7	111.92	0	0.07
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	8	112.4	0.48	0.06
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Send})$	6	112.6	0.67	0.05
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Send})$	6	113	1.08	0.04
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	7	113.39	1.47	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	129.77	17.85	9.60x10 <sup>-6</sup>
<i>Tayassu pecari</i>	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Send})$	7	111.92	0	0.07
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	8	112.4	0.48	0.06
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Send})$	6	112.6	0.67	0.05
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Send})$	6	113	1.08	0.04
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días}+\text{Send})$	7	113.39	1.47	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	129.77	17.85	9.60x10 <sup>-6</sup>
<i>Pecari tajacu</i>	$\lambda(\text{Cob}) \text{r}(\text{Días})$	4	556.92	0	0.06
	$\lambda(\text{Cob}) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días})$	5	557.34	0.41	0.05
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Días})$	3	558.05	1.12	0.04
	$\lambda(\text{Cob}+\text{DisDef}) \text{r}(\text{Días})$	5	558.15	1.23	0.04
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Pers}+\text{Días})$	4	558.47	1.55	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	584.09	27.17	8.10x10 <sup>-8</sup>
<i>Panthera onca</i>	$\lambda(\text{DisDef}) \text{r}(\text{Send})$	4	379.3	0	0.05
	$\lambda(\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Send})$	4	379.73	0.43	0.04
	$\lambda(\text{DisDef}) \text{r}(\text{Send}+\text{Días})$	5	380.2	0.89	0.03
	$\lambda(\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Send}+\text{Días})$	5	380.34	1.04	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(\text{Send})$	3	380.71	1.41	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	393	13.7	5.70x10 <sup>-5</sup>
<i>Puma concolor</i>	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisDef}) \text{r}(\text{Send})$	6	465.57	0	5.10x10 <sup>-2</sup>
	$\lambda(\text{Pob}) \text{r}(\text{Send})$	4	465.87	0.29	0.04
	$\lambda(\text{Cob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Send})$	5	465.88	0.31	0.04
	$\lambda(\text{Cob}+\text{Pob}+\text{DisRío}) \text{r}(\text{Send})$	6	466.31	0.74	0.04
	$\lambda(\text{DisRío}+\text{DisCarr}) \text{r}(\text{Send})$	5	466.46	0.89	0.03
	$\lambda(.) \text{r}(.)$	2	487.38	21.8	9.40x10 <sup>-7</sup>

**Cuadro 16.** Continuación...

<b>Especie</b>	<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>
<i>Leopardus pardalis</i>	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días+Send)$	6	516.08	0	0.06
	$\lambda(DisRío) r(Días+Send)$	5	516.2	0.12	0.05
	$\lambda(Pob+DisCarr) r(Días+Send)$	6	516.33	0.25	0.05
	$\lambda(Pob+DisRío+DisCarr) r(Días+Send)$	7	516.8	0.72	0.04
	$\lambda(Pob) r(Días+Send)$	5	517.32	1.24	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	535.43	19.36	3.60x10 <sup>-6</sup>
<i>Leopardus wiedii</i>	$\lambda(.) r(.)$	2	87.18	0	0.06
	$\lambda(.) r(Días)$	3	88.31	1.13	0.03
	$\lambda(DisRío) r(.)$	3	88.41	1.24	0.03
	$\lambda(DisRío) r(.)$	3	88.53	1.35	0.03
	$\lambda(Pob) r(.)$	3	88.93	1.75	0.02
	$\lambda(.) r(Pers)$	3	88.97	1.79	0.02
<i>Puma yagouaroundi</i>	$\lambda(Pob) r(.)$	3	94.93	0	0.05
	$\lambda(.) r(.)$	2	95.7	0.78	0.03
	$\lambda(DisCarr) r(.)$	3	96.27	1.34	0.02
	$\lambda(Pob) r(Días)$	4	96.27	1.35	0.02
	$\lambda(.) r(Días)$	3	96.35	1.42	0.02
	$\lambda(Pob+DisRío) r(.)$	4	96.47	1.54	0.02
<i>Conepatus semistriatus</i>	$\lambda(DisRío) r(Días+Send)$	5	61.23	0	0.09
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días+Send)$	6	62.15	0.92	0.06
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días)$	5	62.4	1.17	0.05
	$\lambda(DisRío+DisDef) r(Días+Send)$	6	62.68	1.46	0.04
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	62.7	1.47	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	74.47	13.24	1.20x10 <sup>-4</sup>
<i>Eira barbara</i>	$\lambda(.) r(Días)$	3	170.81	0	0.05
	$\lambda(Cob) r(Días)$	4	170.86	0.047	0.05
	$\lambda(Pob+DisRío+DisDef) r(Pers+Días)$	5	171.46	0.645	0.04
	$\lambda(Cob) r(Pers+Días)$	5	171.66	0.844	0.03
	$\lambda(.) r(Pers+Días)$	4	171.7	0.883	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	179.63	8.82	6.30x10 <sup>-4</sup>
<i>Nasua narica</i>	$\lambda(.) r(Días)$	3	313.1	0	0.04
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	313.86	0.76	0.03
	$\lambda(.) r(Días+Send)$	4	313.88	0.78	0.03
	$\lambda(DisCarr) r(Días)$	4	314.4	1.31	0.02
	$\lambda(DisRío+DisCarr) r(Días)$	5	314.42	1.32	0.02
	$\lambda(.) r(.)$	2	317.57	4.48	4.50x10 <sup>-3</sup>
<i>Procyon lotor</i>	$\lambda(DisCarr) r(Días)$	4	57.46	0	0.04
	$\lambda(.) r(Días)$	3	57.62	0.16	0.04
	$\lambda(DisDef+DisCarr) r(Días)$	5	58.51	1.05	0.02
	$\lambda(DisRío+DisCarr) r(Días)$	5	58.65	1.19	0.02
	$\lambda(Cob) r(Días)$	4	58.75	1.29	0.02
	$\lambda(.) r(.)$	2	58.96	1.51	0.02

**Cuadro 16.** Continuación...

<b>Especie</b>	<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>
<i>Dasypus novemcinctus</i>	$\lambda(DisRío) r(Días+Send)$	5	264.3	0	0.06
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	264.79	0.49	0.05
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días+Send)$	6	264.98	0.68	0.05
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días)$	5	265.94	1.64	0.03
	$\lambda(DisRío) r(Pers+Días+Send)$	6	266.01	1.71	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	271.95	7.65	$1.40 \times 10^{-3}$
<i>Tamandua mexicana</i>	$\lambda(DisRío) r(Pers)$	4	21.93	0	0.1
	$\lambda(DisRío) r(Pers+Send)$	5	22.82	0.89	0.07
	$\lambda(DisRío) r(Pers+Días)$	5	23.5	1.57	0.05
	$\lambda(DisRío+DisCarr) r(Pers)$	5	23.79	1.87	0.04
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Pers)$	5	23.84	1.92	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	30.39	8.47	$1.50 \times 10^{-3}$
<i>Didelphis spp</i>	$\lambda(DisRío) r(Send)$	4	258.41	0	0.03
	$\lambda(DisRío) r(.)$	3	258.84	0.43	0.02
	$\lambda(DisRío) r(Días+Send)$	5	258.99	0.58	0.02
	$\lambda(Pob) r(Send)$	4	258.99	0.58	0.02
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Send)$	5	259.12	0.71	0.02
	$\lambda(.) r(.)$	2	260.45	2.04	0.01
<i>Cuniculus paca</i>	$\lambda(DisDef) r(Días)$	4	531.91	0	0.07
	$\lambda(DisDef+DisCarr) r(Días)$	5	532.33	0.41	0.05
	$\lambda(DisDef) r(Días+Send)$	5	532.65	0.73	0.05
	$\lambda(DisDef+DisCarr) r(Días+Send)$	6	532.98	1.06	0.04
	$\lambda(.) r(Días)$	3	533.03	1.12	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	552.75	20.84	$2.00 \times 10^{-6}$
<i>Dasyprocta punctata</i>	$\lambda(Cob+Pob+DisCarr) r(Días+Send)$	7	456.37	0	0.12
	$\lambda(Cob+Pob+DisCarr) r(Pers+Días)$	7	457.14	0.77	0.08
	$\lambda(Cob+Pob+DisCarr) r(Pers+Días+Send)$	8	457.25	0.88	0.08
	$\lambda(Cob+Pob+DisCarr) r(Días)$	6	457.51	1.14	0.07
	$\lambda(Cob+Pob+DisRío+DisCarr) r(Días+Send)$	8	457.99	1.62	0.05
	$\lambda(.) r(.)$	2	475.21	18.83	$9.40 \times 10^{-6}$

**Cuadro 17.** Promedio de los mejores modelos para las especies de mamíferos de talla mediana y grande con un valor de  $\Delta AICc < 2$ .

Especie	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
<i>Tapirus bairdii</i>	r(Días)	<b>0.99</b>	0.06	0.02	3.17	p<0.01
	r(Send)	<b>0.94</b>	-1.01	0.45	2.23	p<0.05
	$\lambda$ (DisRío)	<b>0.93</b>	-0.72	0.35	2.08	p<0.05
	$\lambda$ (Pob)	<b>0.78</b>	-23.22	17.82	1.3	0.19
	r(Pers)	0.44	-0.1	0.16	0.64	0.52
	$\lambda$ (DisDef)	0.3	0.08	0.21	0.39	0.69
	$\lambda$ (DisCarr)	0.26	-0.02	0.06	0.29	0.78
	$\lambda$ (Cob)	0.25	$4.61 \times 10^{-3}$	0.02	0.27	0.78
<i>Mazama temama</i>	r(Días)	<b>1</b>	0.05	0.01	3.7	p<0.01
	r(Send)	<b>0.74</b>	-0.44	0.35	1.24	0.22
	$\lambda$ (DisCarr)	<b>0.67</b>	0.08	0.08	1.11	0.27
	$\lambda$ (DisRío)	0.47	-0.09	0.13	0.69	0.49
	r(Pers)	0.42	-0.06	0.1	0.61	0.54
	$\lambda$ (Pob)	0.35	-3.42	7.2	0.47	0.64
	$\lambda$ (DisDef)	0.21	0.01	0.08	0.09	0.93
	$\lambda$ (Cob)	0.19	$7.41 \times 10^{-4}$	0.01	0.08	0.94
<i>Odocoileus virginianus</i>	$\lambda$ (Cob)	<b>0.92</b>	-0.12	0.06	2	p<0.05
	$\lambda$ (Pob)	<b>0.84</b>	-52.43	34.29	1.53	0.13
	p(Send)	<b>0.73</b>	1.1	0.94	1.17	0.24
	$\lambda$ (DisRío)	0.53	-0.47	0.6	0.79	0.43
	p(Pers)	0.51	-0.27	0.4	0.67	0.5
	p(Días)	0.35	0.02	0.04	0.45	0.65
	$\lambda$ (DisCarr)	0.22	-0.01	0.14	0.11	0.91
	$\lambda$ (DisDef)	0.21	0.03	0.33	0.09	0.93
<i>Tayassu pecari</i>	r(Send)	<b>0.78</b>	-1.76	0.76	2.31	p<0.05
	$\lambda$ (Cob)	<b>0.75</b>	0.13	0.07	1.74	0.08
	r(Días)	<b>0.64</b>	0.07	0.05	1.56	0.12
	$\lambda$ (DisCarr)	0.5	-0.29	0.19	1.56	0.12
	$\lambda$ (Pob)	0.34	18.64	24.75	0.75	0.45
	$\lambda$ (DisRío)	0.22	-0.28	0.36	0.76	0.45
	r(Pers)	0.22	-0.03	0.44	0.07	0.94
	$\lambda$ (DisDef)	0.21	0.47	0.52	0.92	0.36

Cuadro 17. Continuación...

Especie	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
<i>Pecari tajacu</i>	r(Días)	<b>1</b>	0.09	0.02	4.14	p<0.01
	$\lambda$ (Cob)	0.55	-0.02	0.02	0.86	0.39
	r(Pers)	0.4	-0.06	0.11	0.57	0.57
	r(Send)	0.26	0.05	0.16	0.28	0.78
	$\lambda$ (Pob)	0.25	-0.64	4.6	0.14	0.89
	$\lambda$ (DisDef)	0.22	0.01	0.06	0.09	0.93
	$\lambda$ (DisCarr)	0.22	0.01	0.1	0.1	0.92
	$\lambda$ (DisRío)	0.2	1.99x10 <sup>-4</sup>	0.04	0.01	1
<i>Panthera onca</i>	r(Send)	<b>1</b>	1.32	0.36	3.66	p<0.01
	$\lambda$ (DisDef)	0.41	-0.11	0.18	0.61	0.54
	$\lambda$ (DisCarr)	0.37	-0.03	0.06	0.55	0.58
	r(Días)	0.35	0.01	0.01	0.48	0.63
	$\lambda$ (DisRío)	0.26	-0.03	0.11	0.3	0.77
	r(Pers)	0.26	-0.02	0.08	0.27	0.79
	$\lambda$ (Pob)	0.24	-1.01	6.39	0.16	0.87
	$\lambda$ (Cob)	0.23	-1.92x10 <sup>-3</sup>	0.01	0.19	0.85
<i>Puma concolor</i>	r(Send)	<b>0.99</b>	1.22	0.36	3.38	p<0.01
	$\lambda$ (Pob)	<b>0.65</b>	-14.09	14.01	1.01	0.31
	$\lambda$ (Cob)	0.47	0.02	0.03	0.68	0.5
	$\lambda$ (DisRío)	0.47	-0.13	0.19	0.67	0.5
	$\lambda$ (DisCarr)	0.31	0.03	0.07	0.49	0.62
	$\lambda$ (DisDef)	0.29	-0.07	0.18	0.38	0.7
	r(Pers)	0.25	0.02	0.06	0.27	0.79
	r(Días)	0.25	1.86x10 <sup>-3</sup>	0.01	0.25	0.81
<i>Leopardus pardalis</i>	r(Días)	1	0.05	0.02	3.09	p<0.01
	r(Send)	0.67	0.37	0.34	1.08	0.28
	$\lambda$ (Pob)	0.65	-12.19	11.86	1.03	0.3
	$\lambda$ (DisRío)	0.56	-0.14	0.17	0.84	0.4
	$\lambda$ (DisCarr)	0.32	-0.02	0.05	0.45	0.65
	$\lambda$ (Cob)	0.27	-9.86x10 <sup>-4</sup>	0.01	0.11	0.91
	r(Pers)	0.22	0.02	0.06	0.32	0.75
	$\lambda$ (DisDef)	0.21	1.92x10 <sup>-3</sup>	0.09	0.02	0.98

Cuadro 17. Continuación...

Especie	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
<i>Leopardus wiedii</i>	p(Días)	0.31	0.02	0.04	0.37	0.72
	$\lambda$ (DisRío)	0.3	0.11	0.26	0.41	0.68
	$\lambda$ (Cob)	0.28	-0.01	0.03	0.38	0.7
	p(Pers)	0.26	0.05	0.19	0.24	0.81
	$\lambda$ (Pob)	0.25	1.38	14.28	0.1	0.92
	p(Send)	0.23	-2.17x10 <sup>-4</sup>	0.37	1x10 <sup>-3</sup>	1
	$\lambda$ (DisDef)	0.22	0.02	0.24	0.09	0.93
	$\lambda$ (DisCarr)	0.22	-0.01	0.09	0.11	0.92
<i>Puma yagouaroundi</i>	$\lambda$ (Pob)	0.48	-15.57	23.45	0.66	0.51
	r(Días)	0.35	0.02	0.05	0.44	0.66
	$\lambda$ (DisCarr)	0.28	0.04	0.11	0.36	0.72
	$\lambda$ (DisRío)	0.25	0.03	0.2	0.13	0.9
	r(Send)	0.24	0.02	0.35	0.06	0.95
	r(Pers)	0.23	0.01	0.17	0.03	0.97
	$\lambda$ (DisDef)	0.23	0.04	0.2	0.18	0.86
	$\lambda$ (Cob)	0.22	6.40x10 <sup>-4</sup>	0.03	0.02	0.98
<i>Conepatus semistriatus</i>	p(Días)	<b>0.95</b>	1.47	1.03	1.43	0.15
	$\lambda$ (DisRío)	<b>0.84</b>	1.11	0.67	1.66	0.09
	p(Send)	0.51	0.83	1.63	0.51	0.61
	$\lambda$ (Pob)	0.35	-12.72	31.82	0.4	0.69
	$\lambda$ (DisDef)	0.31	0.17	0.46	0.36	0.72
	p(Pers)	0.23	-0.01	0.26	0.02	0.98
	$\lambda$ (DisCarr)	0.21	0.02	0.16	0.13	0.9
	$\lambda$ (Cob)	0.16	1.95x10 <sup>-3</sup>	0.05	0.04	0.97
<i>Nasua narica</i>	r(Días)	<b>0.88</b>	0.05	0.03	1.57	0.12
	$\lambda$ (DisRío)	0.39	-0.09	0.16	0.55	0.58
	r(Send)	0.37	0.14	0.27	0.52	0.6
	$\lambda$ (DisCarr)	0.32	0.03	0.06	0.47	0.64
	$\lambda$ (Pob)	0.31	3.1	8.5	0.37	0.72
	$\lambda$ (DisDef)	0.28	-0.05	0.16	0.34	0.73
	$\lambda$ (Cob)	0.28	0.01	0.02	0.33	0.74
	r(Pers)	0.22	-2.46x10 <sup>-3</sup>	0.08	0.03	0.97

Cuadro 17. Continuación...

Especie	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
<i>Procyon lotor</i>	r(Días)	<b>0.64</b>	0.42	0.62	0.68	0.5
	$\lambda$ (DisCarr)	0.45	-0.21	0.34	0.62	0.54
	$\lambda$ (DisRío)	0.27	0.13	0.43	0.31	0.76
	r(Pers)	0.26	-0.11	0.46	0.24	0.81
	$\lambda$ (Pob)	0.25	-5.83	30.07	0.19	0.85
	$\lambda$ (Cob)	0.24	-0.01	0.04	0.26	0.8
	r(Send)	0.24	0.1	0.62	0.17	0.87
	$\lambda$ (DisDef)	0.23	0.08	0.51	0.16	0.87
<i>Eira barbara</i>	r(Días)	<b>0.99</b>	0.3	0.21	1.48	0.14
	$\lambda$ (Cob)	0.43	0.02	0.03	0.59	0.56
	r(Pers)	0.32	-0.11	0.27	0.4	0.69
	$\lambda$ (Pob)	0.3	3.75	11.38	0.33	0.74
	r(Send)	0.26	-0.08	0.29	0.28	0.78
	$\lambda$ (DisDef)	0.23	0.03	0.16	0.2	0.84
	$\lambda$ (DisCarr)	0.22	$2.75 \times 10^{-3}$	0.06	0.04	0.96
	$\lambda$ (DisRío)	<b>0.21</b>	$-2.55 \times 10^{-3}$	0.12	0.02	0.98
<i>Dasyus novemcinctus</i>	r(Días)	<b>0.8</b>	0.05	0.03	1.3	0.19
	$\lambda$ (DisRío)	<b>0.79</b>	0.39	0.28	1.38	0.17
	r(Send)	0.55	-0.44	0.54	0.82	0.41
	$\lambda$ (Pob)	0.34	-6.1	13.94	0.44	0.66
	r(Pers)	0.27	-0.06	0.21	0.29	0.77
	$\lambda$ (DisDef)	0.24	0.01	0.17	0.05	0.96
	$\lambda$ (DisCarr)	0.21	$1.42 \times 10^{-3}$	0.05	0.03	0.98
	$\lambda$ (Cob)	0.19	$-1.71 \times 10^{-3}$	0.01	0.12	0.91
<i>Tamandua mexicana</i>	r(Días)	<b>0.95</b>	1.47	1.03	1.43	0.15
	$\lambda$ (DisRío)	<b>0.84</b>	1.11	0.67	1.66	0.09
	r(Send)	0.51	0.83	1.63	0.51	0.61
	$\lambda$ (Pob)	0.35	-12.72	31.82	0.4	0.69
	$\lambda$ (DisDef)	0.31	0.17	0.46	0.36	0.72
	r(Pers)	0.23	-0.01	0.26	0.02	0.98
	$\lambda$ (DisCarr)	0.21	0.02	0.16	0.13	0.9
	$\lambda$ (Cob)	0.16	$1.95 \times 10^{-3}$	0.05	0.04	0.97



Cuadro 17. Continuación...

Especie	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
<i>Didelphis spp</i>	r( <i>Send</i> )	0.54	-0.43	0.53	0.81	0.42
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.52	-0.19	0.25	0.77	0.44
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.44	-8.92	14.31	0.62	0.53
	r( <i>Días</i> )	0.37	0.01	0.02	0.5	0.62
	r( <i>Pers</i> )	0.3	-0.06	0.17	0.37	0.71
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.23	$-3.69 \times 10^{-3}$	0.01	0.26	0.8
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.22	-0.01	0.14	0.09	0.93
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.21	$1.37 \times 10^{-4}$	0.05	$3 \times 10^{-3}$	1
<i>Cuniculus paca</i>	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.07	0.02	3.99	p<0.01
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.61	0.2	0.22	0.92	0.36
	r( <i>Send</i> )	0.36	-0.12	0.24	0.51	0.61
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.27	-0.02	0.05	0.34	0.73
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.25	-0.01	0.09	0.15	0.88
	r( <i>Pers</i> )	0.23	0.01	0.08	0.15	0.88
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.22	0.33	4.67	0.07	0.94
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.2	$-5.20 \times 10^{-4}$	0.01	0.05	0.96
<i>Dasyprocta punctata</i>	r( <i>Días</i> )	<b>0.99</b>	0.05	0.02	3.1	p<0.01
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	<b>0.86</b>	0.22	0.14	1.61	0.11
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	<b>0.8</b>	18.33	13.5	1.36	0.17
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.6	-0.03	0.03	0.95	0.34
	r( <i>Send</i> )	0.47	-0.23	0.32	0.71	0.48
	r( <i>Pers</i> )	0.42	-0.09	0.15	0.61	0.54
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.28	0.02	0.1	0.22	0.82
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.12	0.02	0.11	0.23	0.82

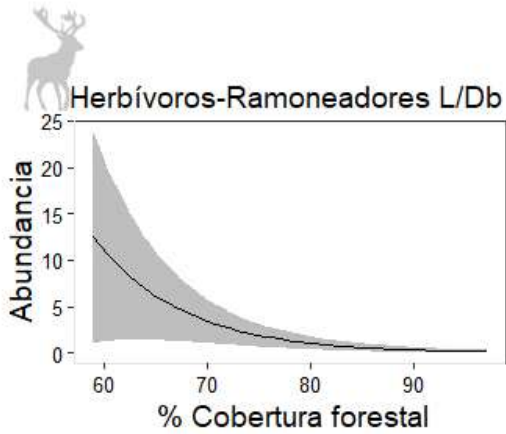
**Cuadro 18.** Valor del coeficiente  $\beta$  estimado (Error estándar en paréntesis) sin transformar, probabilidad de detección promedio ( $r$ ) de las 19 especies de mamíferos terrestres (Error estándar en paréntesis). **Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero ( $p < 0.05$ )**

Especie	Cob	DisCarr	Pob	DisDef	DisRío	Días	Send	Pers	$r$	IC 95%
<i>T. bairdii</i>	-	-	<b>-28.55(11.39)</b>	-	<b>-0.66(0.25)</b>	<b>0.05(0.02)</b>	<b>-1.13(0.36)</b>	-	0.126(0.059)	0.05-0.29
<i>O. virginianus</i>	<b>-0.12(0.03)</b>	-	-49.19(25.20)	-	-0.77(0.50)	-	<b>1.64(0.71)</b>	-0.56(0.42)	0.006(0.005)	0.001-0.03
<i>M. temama</i>	-	<b>0.13(0.05)</b>	-	-	-0.21(0.12)	0.05(0.01)	<b>-0.63(0.26)</b>	-	0.056(0.02)	0.02-0.13
<i>T. pecari</i>	<b>0.16(0.07)</b>	-0.33(0.17)	-	-	-	0.07(0.04)	<b>-1.76(0.76)</b>	-	0.015(0.02)	0.001-0.17
<i>P. tajacu</i>	-0.02(0.01)	-	-	-	-	<b>0.08(0.02)</b>	-	-	0.011(0.007)	0.003-0.04
<i>P. onca</i>	-	-	-	-0.29(0.16)	-	-	<b>0.591(0.15)</b>	-	0.03(0.01)	0.01-0.07
<i>P. concolor</i>	-	-	<b>-26.70(9.72)</b>	-	-	-	<b>1.16(0.34)</b>	-	0.09(0.03)	0.05-0.17
<i>L. pardalis</i>	-	-	-	-	<b>-0.29(0.13)</b>	<b>0.05(0.02)</b>	<b>0.62(0.26)</b>	-	0.01(0.007)	0.004-0.04
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01(0.023)	6.71x10 <sup>-06</sup> -0.86
<i>P. yagouaroundi</i>	-	-	-34.28(20.80)	-	-	-	-	-	0.003(0.003)	0.001-0.02
<i>C. semistriatus</i>	-	-	-	-	<b>1.41(0.37)</b>	1.57(0.99)	1.78(1.03)	-	9.10x10 <sup>-24</sup> (2.78x10 <sup>-22</sup> )	8.93x10 <sup>-50</sup> -0.999
<i>N. narica</i>	-	-	-	-	-	<b>0.06(0.03)</b>	-	-	0.003(0.006)	5.54x10 <sup>-5</sup> -0.131
<i>P. lotor</i>	-	-	-	-	-	0.64(0.66)	-	-	4.07x10 <sup>-10</sup> (8.28x10 <sup>-9</sup> )	2.08x10 <sup>-27</sup> -1
<i>E. barbara</i>	-	-	-	-	-	0.30(0.20)	-	-	2.74x10 <sup>-6</sup> (1.68x10 <sup>-5</sup> )	1.63x10 <sup>-11</sup> -0.316
<i>D. novemcinctus</i>	-	-	-	-	<b>0.41(0.17)</b>	0.06(0.03)	-0.75(0.48)	-	0.032(0.027)	0.006-0.15
<i>T. mexicana</i>	-	-	-	-	<b>2.08(0.63)</b>	-	-	<b>2.05(0.75)</b>	0.002(0.003)	2.05x10 <sup>-4</sup> -0.02
<i>Didelphis sp</i>	-	-	-	-	-0.38(0.21)	-	-0.70(0.45)	-	0.037(0.02)	0.01-0.09
<i>C. paca</i>	-	-	-	0.25(0.14)	-	<b>0.07(0.02)</b>	-	-	0.037(0.02)	0.01-0.09
<i>D. punctata</i>	<b>-0.05(0.02)</b>	<b>0.31(0.09)</b>	<b>23.12(10.07)</b>	-	-	<b>0.05(0.02)</b>	-0.53(0.30)	-	0.106(0.05)	0.04-0.24

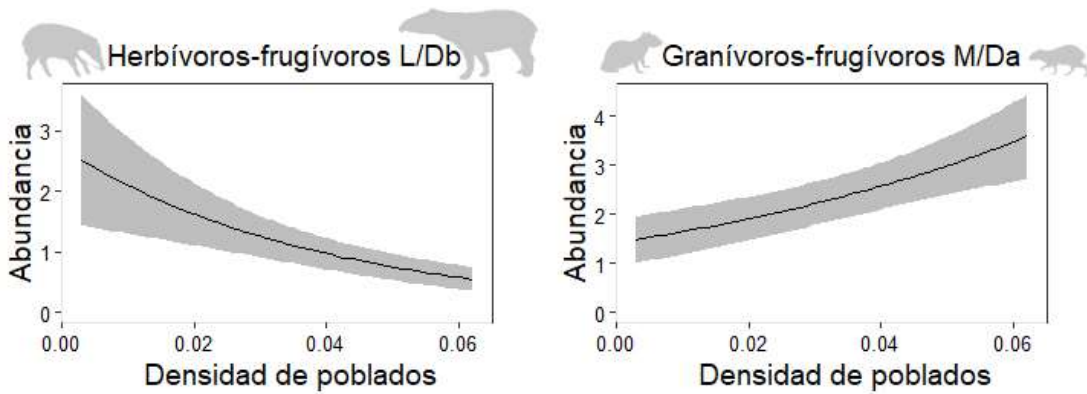
### *Abundancia de los grupos funcionales*

La abundancia de los grupos funcionales fue diferenciada según las variables del paisaje. Para ninguno de los grupos el modelo nulo (*ie.* sin variables) fue el que presentó mayor bondad de ajuste (Cuadro 18). Solo se consideraron los modelos que fueran estadísticamente significativos ( $p < 0.05$ ). Los resultados de los grupos funcionales con respecto a cada variable se encuentran en la Cuadro 19 y se resumen a continuación:

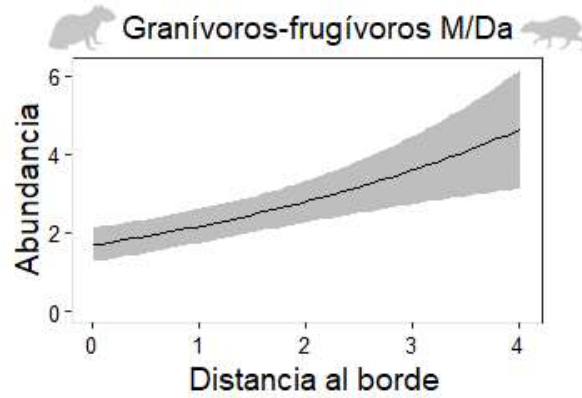
- 1) La abundancia de los herbívoros-ramoneadores L/Db tuvo una respuesta negativa con respecto al porcentaje de cobertura forestal (Figura 21)
- 2) La abundancia de los herbívoros-frugívoros L/Db mostraron una respuesta negativa a la densidad de poblados, mientras que la abundancia de los granívoros-frugívoros M/Da mostraron una respuesta positiva con respecto a esta variable (Figura 22).
- 3) La abundancia de los granívoros-frugívoros M/Da tuvo una respuesta positiva con respecto a la distancia al borde de deforestación (Figura 23).
- 4) La abundancia de los carnívoros M/Db y de los herbívoros-frugívoros L/Db respondió positivamente con respecto a la lejanía de ríos, mientras que para los insectívoros M/Dm respondió de manera negativa (Figura 24).
- 5) Los días en los que estuvieron activas durante cada periodo de muestreo influyeron de manera positiva en la probabilidad de detección de los carnívoros M/Db, herbívoros-frugívoros L/Db, insectívoros M/Dm granívoros-frugívoros M/Da y Omnívoros M/Da. (Figura 25).
- 6) La presencia de Senderos influyó de manera positiva en la probabilidad de detección de los carnívoros L/Db, carnívoros M/Db, herbívoros-ramoneadores L/Db y herbívoros-frugívoros L/Dm; y de manera negativa en la probabilidad de detección de los herbívoros-frugívoros L/Db e insectívoros M/Dm (Figura 26).



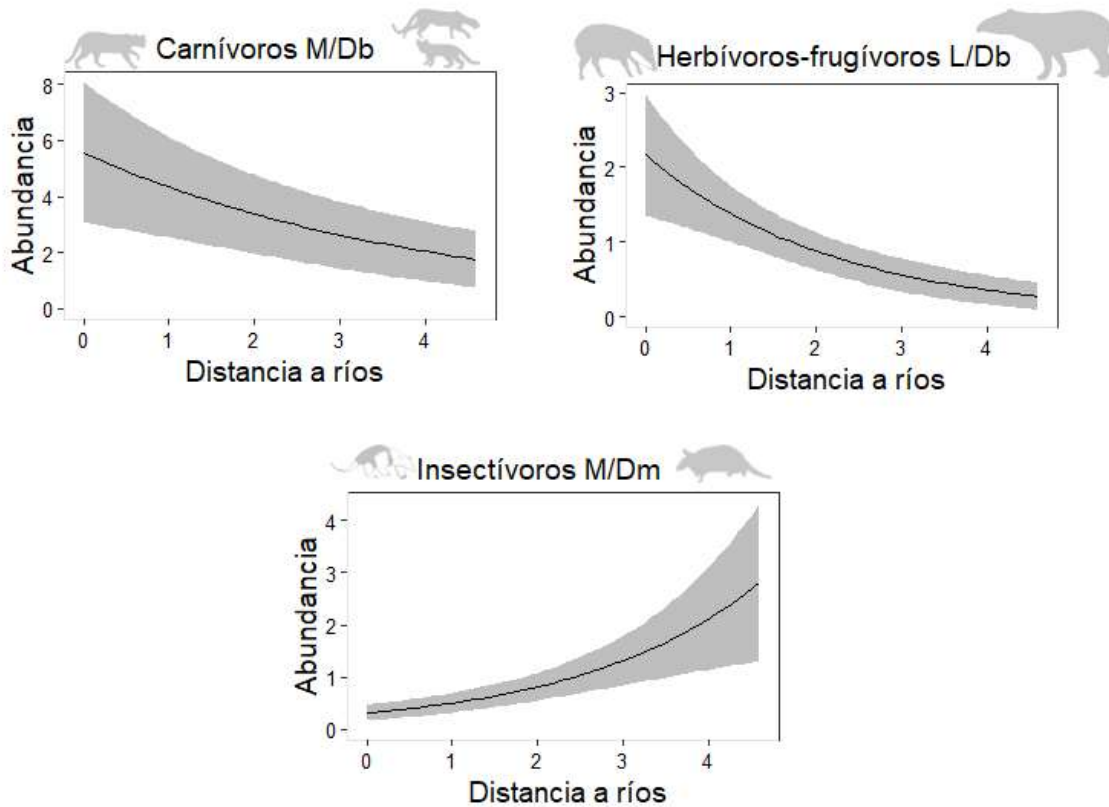
**Figura 21.** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de los herbívoros ramoneadores L/Db en respuesta a la covariable de porcentaje de cobertura forestal.



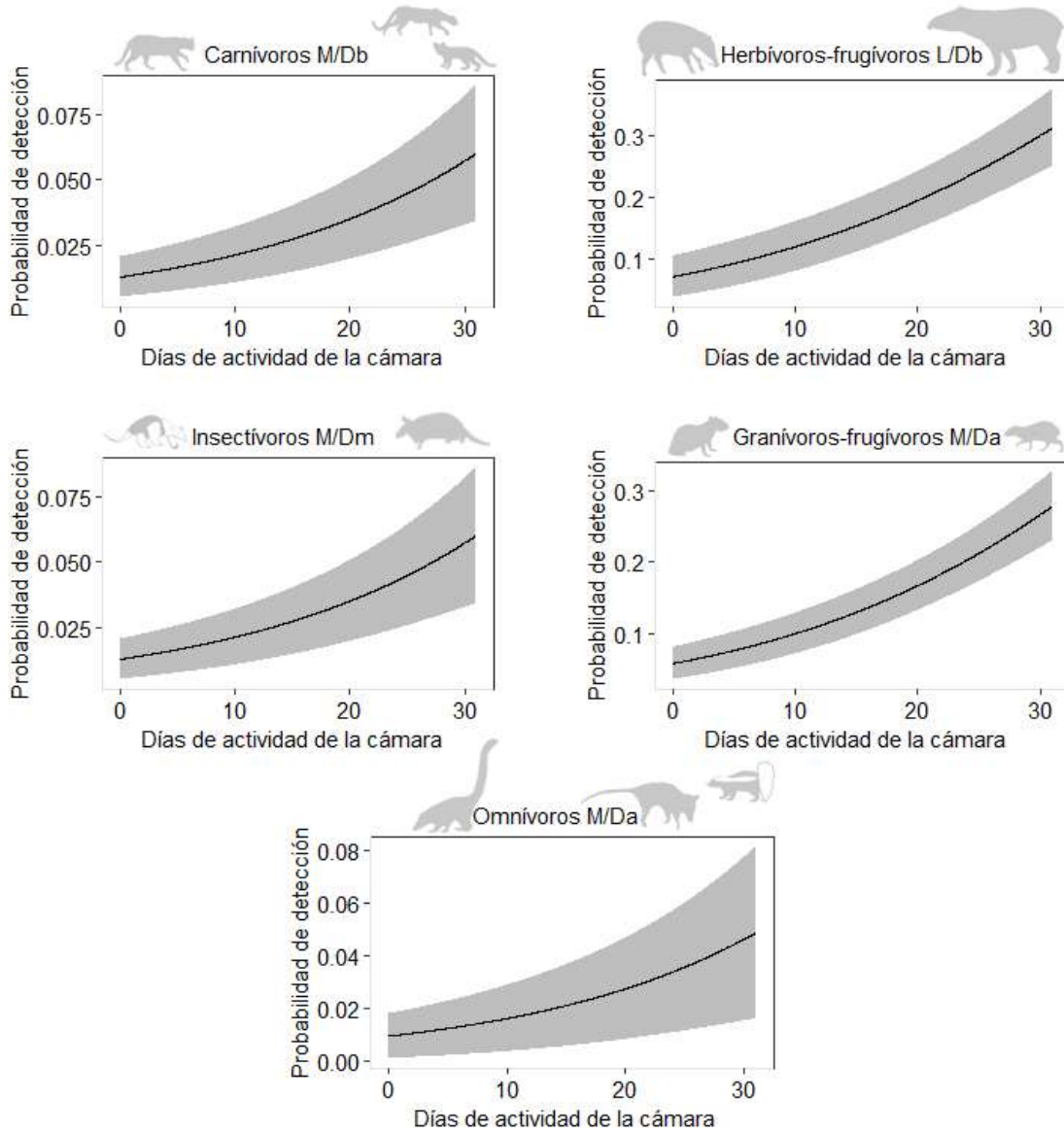
**Figura 22.** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) herbívoros-frugívoros L/Db, b) granívoros-frugívoros M/Da en respuesta a la covariable de densidad de poblados a 15 km a la redonda.



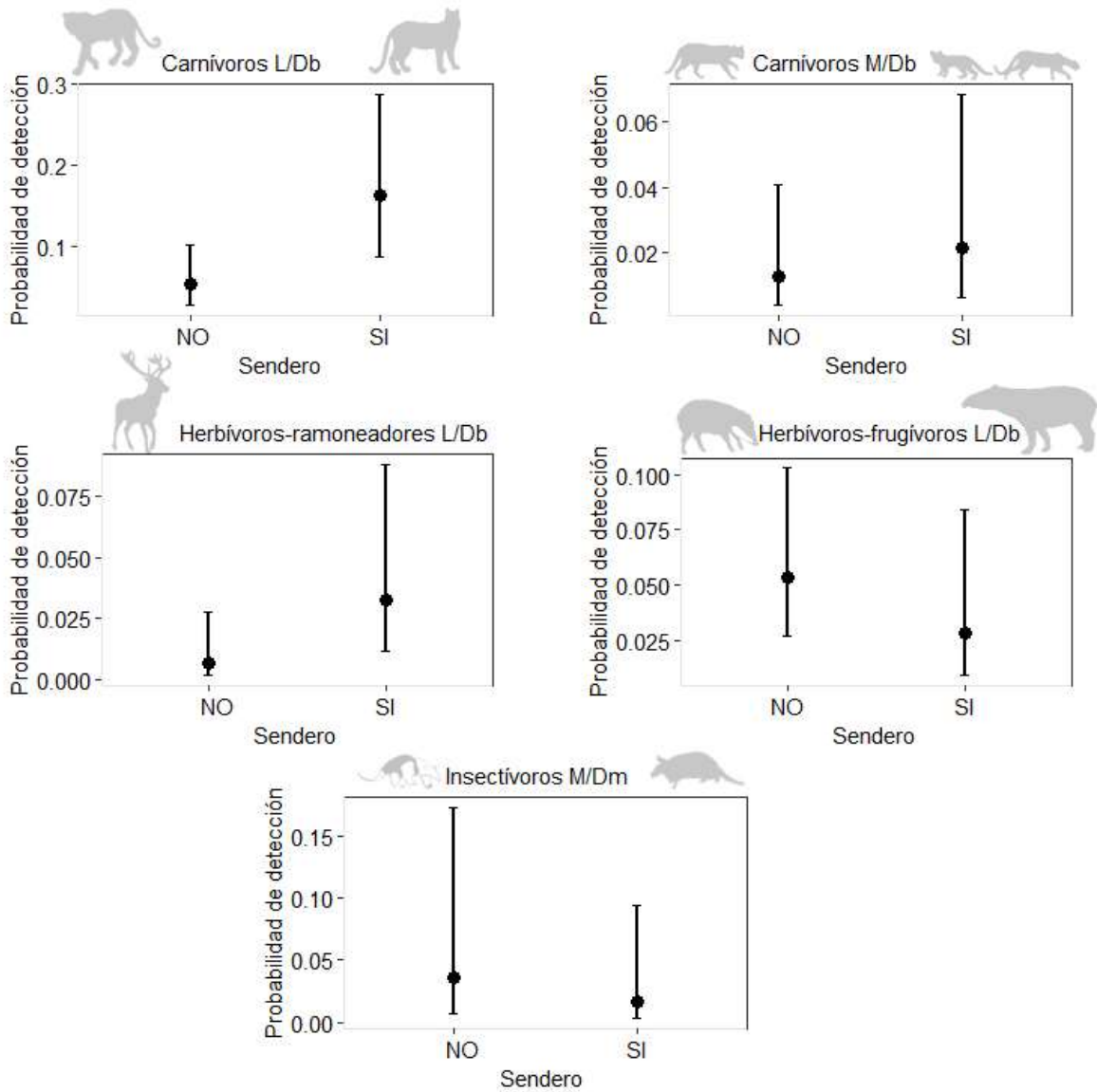
**Figura 23.** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de granívoros-frugívoros M/Da en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km).



**Figura 24.** Gráficos de la abundancia estimada (modelo RN) de a) carnívoros M/Db, b) herbívoros-frugívoros L/D y c) insectívoros M/Dm en respuesta a la covariable de distancia a ríos navegables (km).



**Figura 25.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto a los días que estuvieron activas las trampas-cámara en el periodo de muestreo de a) carnívoros M/Db, b) herbívoros-frugívoros L/Db, c) insectívoros M/Dm, d) granívoros-frugívoros M/Da, e) Omnívoro M/Da.



**Figura 26.** Gráficos de la probabilidad de detección con respecto al uso de Senderos de a) carnívoros L/Db, b) carnívoros M/Db, c) herbívoros-ramoneadores L/Db, d) herbívoros-frugívoros L/Db e) insectívoros M/Dm.

**Cuadro 19.** Selección de los cinco mejores modelos de abundancia RN cuando la detección es imperfecta para cada grupo funcional incluyendo al modelo nulo.  $K$  es el número de parámetros estimables;  $AIC_c$  es el Criterio de información de Akaike corregida para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  es la diferencia entre los modelos;  $w_i$  es el peso de los modelos. Los modelos se encuentran ordenados de acuerdo con el mayor valor de  $AIC_c$ .

Grupo funcional	Modelo	$K$	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$w_i$
Carnívoros L/Db	$\lambda(Pob+DisRío) r(Send)$	5	585.99	0	0.05
	$\lambda(Cob+Pob+DisDef) r(Send)$	6	586.71	0.72	0.03
	$\lambda(Pob) r(Send)$	4	586.83	0.84	0.03
	$\lambda(Cob+DisDef) r(Send)$	5	586.96	0.97	0.03
	$\lambda(Pob+DisRío+DisCarr) r(Send)$	6	586.99	1	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	613.04	27.05	$6.30 \times 10^{-8}$
Carnívoros M/Db	$\lambda(Pob+DisRío) r(Send)$	5	543.92	0	0.1
	$\lambda(DisRío+DisDef) r(Días+Send)$	6	544.99	1.07	0.06
	$\lambda(DisRío) r(Pers+Días+Send)$	6	545.52	1.6	0.04
	$\lambda(Cob+DisRío) r(Días+Send)$	6	545.53	1.61	0.04
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días+Send)$	6	545.9	1.98	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	560.84	16.92	$2.10 \times 10^{-5}$
Herbívoros-Ramoneadores L/Db	$\lambda(Cob+Pob+DisRío) r(Pers+Send)$	7	111.92	0	0.07
	$\lambda(Cob+Pob+DisRío) r(Pers+Días+Send)$	8	112.4	0.48	0.06
	$\lambda(Cob+Pob) r(Pers+Send)$	6	112.6	0.67	0.05
	$\lambda(Cob+Pob+DisRío) r(Send)$	6	113	1.08	0.04
	$\lambda(Cob+Pob) r(Pers+Días+Send)$	7	113.39	1.47	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	129.77	17.85	$9.60 \times 10^{-6}$
Herbívoros-frugívoros L/Dm	$\lambda(.) r(Días)$	3	680.77	0	0.05
	$\lambda(.) r(Pers+Días)$	4	680.93	0.16	0.05
	$\lambda(DisCarr) r(Días)$	4	681.5	0.73	0.04
	$\lambda(DisCarr) r(Pers+Días)$	5	681.57	0.8	0.03
	$\lambda(DisRío+DisCarr) r(Pers+Días)$	6	682.24	1.47	0.02
	$\lambda(.) r(.)$	2	714.14	33.37	$2.90 \times 10^{-9}$
Herbívoros-frugívoros L/Db	$\lambda(Pob+DisRío+DisDef) r(Días+Send)$	7	449.08	0	0.1
	$\lambda(DisRío+DisDef) r(Días+Send)$	6	449.12	0.036	0.1
	$\lambda(Pob+DisRío+DisDef) r(Pers+Días+Send)$	8	449.82	0.744	0.07
	$\lambda(DisRío+DisDef) r(Pers+Días+Send)$	7	450.12	1.042	0.06
	$\lambda(Cob+DisRío) r(Días+Send)$	6	450.83	1.751	0.04
	$\lambda(.) r(.)$	2	478.94	29.857	$3.30 \times 10^{-8}$



**Cuadro 19.** Continuación...

<b>Grupo funcional</b>	<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>AIC<sub>c</sub></b>	<b>ΔAIC<sub>c</sub></b>	<b>w<sub>i</sub></b>
Insectívoros M/Dm	$\lambda(DisRío) r(Días+Send)$	5	273.33	0	0.09
	$\lambda(Pob+DisRío) r(Días+Send)$	6	274.2	0.87	0.06
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	274.27	0.94	0.05
	$\lambda(DisRío+DisDef) r(Días+Send)$	6	275.3	1.97	0.03
	$\lambda(DisRío)r(Pers+Días+Send)$	6	275.3	1.98	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	283.5	10.17	5.30x10 <sup>-4</sup>
Granívoros-frugívoros M/Da	$\lambda(Pob+DisDef) r(Días+Send)$	6	624.1	0	0.05
	$\lambda(Pob+DisDef) r(Días)$	5	624.38	0.27	0.04
	$\lambda(DisDef) r(Días+Send)$	5	624.93	0.82	0.03
	$\lambda(Pob+DisCarr) r(Días+Send)$	6	625.35	1.25	0.03
	$\lambda(DisDef) r(Días)$	4	625.54	1.44	0.02
	$\lambda(.) r(.)$	2	649.55	25.44	1.50x10 <sup>-7</sup>
Omnívoros M/Dm	$\lambda(.) r(Días)$	3	196.48	0	0.07
	$\lambda(.) r(Pers+Días)$	4	196.66	0.17	0.07
	$\lambda(Cob) r(Días)$	4	198.2	1.71	0.03
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	198.24	1.76	0.03
	$\lambda(.) r(Días+Send)$	4	198.27	1.79	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	207.92	11.44	2.40x10 <sup>-4</sup>
Omnívoro M/Da	$\lambda(.) r(Días)$	3	462.77	0	0.07
	$\lambda(DisRío) r(Días)$	4	463.09	0.32	0.06
	$\lambda(.) r(Pers+Días)$	4	464.2	1.44	0.03
	$\lambda(DisRío) r(Pers+Días)$	5	464.34	1.57	0.03
	$\lambda(DisRío+DisCarr) r(Días)$	5	464.38	1.61	0.03
	$\lambda(.) r(.)$	2	470.63	7.87	1.40x10 <sup>-3</sup>

**Cuadro 20.** Promedio de los mejores modelos para los grupos funcionales con un valor de  $\Delta AICc < 2$ .

Grupo funcional	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
Carnívoros L/Db	r( <i>Send</i> )	<b>1</b>	1.27	0.26	4.84	p<0.01
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.47	-5.83	8.44	0.69	0.49
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.39	-0.06	0.11	0.54	0.59
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.38	-0.08	0.15	0.52	0.6
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.33	0.01	0.01	0.43	0.67
	r( <i>Pers</i> )	0.27	0.02	0.05	0.31	0.76
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.26	0.01	0.04	0.38	0.7
	r( <i>Días</i> )	0.25	$1.72 \times 10^{-3}$	0.01	0.27	0.79
Carnívoros M/Db	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.05	0.02	3.06	p<0.05
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	<b>0.65</b>	-11.01	10.87	1.01	0.31
	r( <i>Send</i> )	0.58	0.26	0.3	0.88	0.38
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.52	-0.12	0.15	0.76	0.45
	r( <i>Pers</i> )	0.29	0.02	0.07	0.37	0.71
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.27	-0.01	0.04	0.35	0.73
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.22	$-1.10 \times 10^{-3}$	0.01	0.14	0.89
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.22	0.01	0.09	0.11	0.91
Herbívoros-Ramoneadores L/Db	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	<b>0.92</b>	-0.12	0.06	2	p<0.05
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	<b>0.84</b>	-52.43	34.29	1.53	0.13
	r( <i>Send</i> )	<b>0.73</b>	1.1	0.94	1.17	0.24
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.53	-0.47	0.6	0.79	0.43
	r( <i>Pers</i> )	0.51	-0.27	0.4	0.67	0.5
	r( <i>Días</i> )	0.35	0.02	0.04	0.45	0.65
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.22	-0.01	0.14	0.11	0.91
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.21	0.03	0.33	0.09	0.93
Herbívoros-frugívoros L/Dm	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.06	0.01	5.07	p<0.01
	r( <i>Pers</i> )	0.44	-0.05	0.09	0.63	0.53
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.33	0.02	0.04	0.47	0.64
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.3	-1.65	4.5	0.37	0.71
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.28	-0.03	0.07	0.36	0.72
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.24	0.02	0.07	0.26	0.79
	r( <i>Send</i> )	0.23	-0.02	0.11	0.14	0.89
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.21	$-1.36 \times 10^{-3}$	0.01	0.18	0.86

Cuadro 20. Continuación...

Grupo funcional	Covariable	Importancia de la Covariable	Coefficiente	Error estándar	Valor Z	p
Herbívoros-frugívoros L/Db	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.06	0.02	3.55	p<0.01
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	<b>0.91</b>	-0.56	0.29	1.91	0.06
	r( <i>Send</i> )	<b>0.87</b>	-0.79	0.46	1.71	0.08
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	<b>0.71</b>	-16.96	15.25	1.11	0.27
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.41	0.14	0.24	0.6	0.55
	r( <i>Pers</i> )	0.4	-0.08	0.14	0.58	0.56
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.26	0.01	0.02	0.35	0.73
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.23	-0.01	0.04	0.17	0.87
Insectívoros M/Dm	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	<b>0.9</b>	0.52	0.27	1.9	0.06
	r( <i>Días</i> )	<b>0.76</b>	0.04	0.03	1.22	0.22
	r( <i>Send</i> )	<b>0.61</b>	-0.53	0.55	0.95	0.34
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.45	-10.94	17.26	0.63	0.53
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.24	2.63x10 <sup>-3</sup>	0.17	0.02	0.99
	r( <i>Pers</i> )	0.22	-1.20x10 <sup>-3</sup>	0.13	0.01	0.99
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.21	-1.68x10 <sup>-3</sup>	0.05	0.03	0.97
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.2	-2.86x10 <sup>-3</sup>	0.02	0.18	0.86
Granívoros-frugívoros M/Da	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.06	0.01	4.54	p<0.01
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	<b>0.66</b>	10.29	10.15	1.01	0.31
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	<b>0.6</b>	0.17	0.19	0.92	0.36
	r( <i>Send</i> )	0.44	-0.16	0.24	0.65	0.52
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.33	-0.03	0.11	0.29	0.77
	r( <i>Pers</i> )	0.27	-0.02	0.07	0.33	0.74
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.24	0.01	0.04	0.36	0.72
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.24	-1.35x10 <sup>-3</sup>	0.01	0.14	0.89
Omnívoros M/Dm	r( <i>Días</i> )	<b>1</b>	0.34	0.2	1.69	0.09
	r( <i>Pers</i> )	0.4	-0.18	0.34	0.54	0.59
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.27	2.29	9.49	0.24	0.81
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.25	0	0.02	0.27	0.79
	r( <i>Send</i> )	0.24	-0.04	0.25	0.15	0.88
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.23	0.02	0.12	0.16	0.88
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.23	-0.01	0.06	0.18	0.86
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.21	0.01	0.13	0.09	0.93

**Cuadro 20.** Continuación

Grupo funcional	Covariable	Importancia de la Covariable	Coeficiente	Error estándar	Valor Z	p
Omnívoros M/Da	r( <i>Días</i> )	<b>0.98</b>	0.05	0.02	2.46	p<0.05
	$\lambda$ ( <i>DisRío</i> )	0.41	-0.08	0.13	0.6	0.55
	r( <i>Pers</i> )	0.29	-0.03	0.09	0.36	0.72
	$\lambda$ ( <i>Pob</i> )	0.25	-0.83	4.85	0.17	0.86
	$\lambda$ ( <i>DisCarr</i> )	0.24	0.01	0.03	0.27	0.79
	r( <i>Send</i> )	0.23	0.01	0.13	0.1	0.92
	$\lambda$ ( <i>DisDef</i> )	0.22	4.76x10 <sup>-4</sup>	0.08	0.01	1
	$\lambda$ ( <i>Cob</i> )	0.2	5.28x10 <sup>-4</sup>	0.01	0.07	0.94

**Cuadro 21.** Valor del coeficiente  $\beta$  estimado (Error estándar en paréntesis) sin transformar, probabilidad de detección promedio ( $r$ ) de los grupos funcionales (Error estándar en paréntesis). **Los valores resaltados son los que presentaron un estimado de beta estadísticamente diferente del cero ( $p < 0.05$ )**

<b>Grupo funcional</b>	<b><i>Cob</i></b>	<b><i>Pob</i></b>	<b><i>DisDef</i></b>	<b><i>DisRío</i></b>	<b><i>Días</i></b>	<b><i>Send</i></b>	<b><i>Pers</i></b>	<b><i>r</i></b>	<b>IC (95%)</b>
Carnívoros L/Db	-	-	-	-	-	<b>1.00(0.24)</b>	-	0.05±0.02	0.03-0.11
Carnívoros M/Db	-	-	-	<b>-0.25(0.13)</b>	<b>0.05(0.02)</b>	<b>0.53(0.25)</b>	-	0.01±0.01	3.92x10 <sup>-3</sup> -0.04
Herbívoros- Ramoneadores L/Db	<b>-0.12(0.04)</b>	-49.19(25.20)	-	-0.78(0.50)	-	<b>1.64(0.71)</b>	-0.56(0.42)	0.01±4.83x10 <sup>-3</sup>	1.49x10 <sup>-3</sup> -0.03
Herbívoros-frugívoros L/Dm	-	-	-	-	-	<b>0.06(0.012)</b>	-	0.03±0.01	0.01-0.07
Herbívoros-frugívoros L/Db	-	<b>-25.66(9.86)</b>	-	<b>-0.45(0.19)</b>	<b>0.05(0.02)</b>	<b>-0.98(0.36)</b>	-	0.08±0.04	0.03-0.18
Insectívoros M/Dm	-	-	-	<b>0.48(0.17)</b>	<b>0.05(0.03)</b>	<b>-0.78(0.46)</b>	-	0.04±0.03	0.01-0.17
Granívoros-frugívoros M/Da	-	<b>14.88(7.08)</b>	<b>0.25(0.11)</b>	-	<b>0.06(0.01)</b>	-	-	0.06±0.02	0.03-0.12
Omnívoros M/Dm	-	-	-	-	0.34(0.20)	-	-	2x10 <sup>-6</sup> ±1x10 <sup>-5</sup>	1x10 <sup>-11</sup> -0.23
Omnívoros M/Da	-	-	-	-	<b>0.05(0.02)</b>	-	-	0.01±0.01	1.61x10 <sup>-3</sup> -0.05

## 7. Discusión

En esta investigación se evaluó la composición y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos de talla mediana y grande en cuatro sitios con diferentes esquemas de conservación y con diferente presión antropogénica en la región de la Selva Lacandona. Los sitios evaluados se encuentran en la cuenca media del Usumacinta donde se asumió que la comunidad de mamíferos es la misma dado que se comparten características climatológicas y ecológicas similares (Saavedra *et al.* 2015). Para este estudio las trampas-cámara fueron una herramienta efectiva para monitorear las poblaciones de mamíferos de talla mediana y grande de una manera sistemática, ya que permitieron detectar especies cripticas o nocturnas difíciles de monitorear por otros métodos (Silveira *et al.*, 2003; Srbek-Araujo y Chiarello 2005; Lyra-Jorge *et al.* 2008; Tobler, 2009; de Bondi *et al.* 2010). Además, esta herramienta permitió estudiar la respuesta de las poblaciones ante las actividades humanas o la respuesta de estas poblaciones ante distintas medidas de manejo y conservación implementadas (Lindenmayer y Likens, 2009; Ahumada *et al.*, 2013).

### *7.1 Composición de la comunidad de mamíferos terrestres en los sitios evaluados y respuesta ante las variables del paisaje*

Los resultados obtenidos muestran diferencias en la riqueza, diversidad y dominancia entre los sitios evaluados. El sitio en el que se observaron diferencias más claras en cuanto a estos valores fue el APFFCK con una menor riqueza de especies, una baja diversidad y una alta dominancia. Estos resultados pueden ser un reflejo de la presión de las actividades humanas dentro de este sitio. A pesar de que este sitio se encuentra protegido dentro del esquema de ANP y contar con una superficie grande de cobertura forestal tiene amenazas muy severas como una alta incidencia de cacería, saqueo de palma xate y arboles maderables de alto valor comercial. En este sitio se observó evidencia física de presencia de cazadores como campamentos, casquillos de escopeta utilizados e incluso durante el trabajo de campo se tuvieron varios encuentros directos con ellos, así como evidencias de saqueo de maderas preciosas como la caoba (*S. macrophylla*) y el cedro (*C. odorata*). En otros estudios se ha observado que la cacería es uno de los principales factores que disminuye la riqueza y diversidad de especies en los bosques tropicales húmedos (Chiarello, 1999; Hegerl *et al.*

2015; Brodie *et al.*, 2014). Además, la cacería puede tener efectos negativos a largo plazo para ciertos grupos, los que son más explotados, y por ende en la diversidad de la comunidad de mamíferos (Brodie *et al.*, 2014).

El resto de los sitios mostraron patrones similares de riqueza y diversidad y una baja dominancia de especies. La RBMA y el MNY ambas ANP tienen una superficie de cobertura de bosque primario continua y una alta conectividad con otras áreas forestadas. Otros estudios han mostrado que en sitios donde hay cobertura forestal continua hay una mayor diversidad de mamíferos (da Silva y Mendes, 2008; Sampaio *et al.*, 2010; Ahumada *et al.*, 2011). En contraste con las características de estos dos sitios, el MC ha presentado una constante transformación en las últimas décadas, pero aún presenta superficies importantes de bosque tropical húmedo (Carabias *et al.*, 2012; Ortíz *et al.*, 2015). En este sitio se observaron valores altos de riqueza, diversidad y un valor bajo de dominancia. Estos valores de alta diversidad pueden ser debido a que esta región se encuentra en la zona de influencia de la RBMA. Lo que ocurre aquí, es quizás una dinámica de fuente-sumidero donde dentro de la RBMA hay hábitat adecuado que permite que las poblaciones de muchos mamíferos se mantengan estables o incrementen, es decir es la fuente o zona de emigración, mientras que en el MC hay un hábitat heterogéneo menos adecuado donde inmigran los excedentes de la fuente, es decir el sumidero (Naranjo y Bodmer, 2007). Adicionalmente la selva remanente en el MC al encontrarse en la zona de influencia de la RBMA puede ser un importante corredor que ayude a conectar las poblaciones de mamíferos entre los grandes manchones de hábitat a una escala paisaje (Ceballos, 2005; DeFries *et al.*, 2007; Hansen y DeFries, 2007; DeFries *et al.*, 2010; de la Torre *et al.*, 2017b).

La composición de la comunidad de mamíferos terrestres fue diferente entre los sitios evaluados. Se observó que en la RBMA hubo mayor abundancia de especies de mayor tamaño corporal. Este sitio es de suma importancia para la conservación de las poblaciones de mamíferos de talla grande, debido a que en esta ANP hay superficie de hábitat de buena calidad que podría permitir la supervivencia de las poblaciones de estos mamíferos a largo plazo (Naranjo y Bodmer, 2007; Galetti *et al.*, 2009). Por el contrario, en el MC y el APFFCK los resultados indicaron una menor abundancia de estas especies que es quizás el reflejo de la heterogeneidad, cantidad y calidad del hábitat en el MC y la presencia de factores

antropogénicos como la cacería que afecta directamente la abundancia de estas especies en ambos sitios (Cuarón, 2000; Milner-Gulland *et al.*, 2003; Pasveer, 2004; Hogson *et al.*, 2010; Swamy y Pinedo-Vásquez, 2014). A pesar de que en estos dos sitios se refleja una baja abundancia de las especies de talla grande, los valores obtenidos de diversidad muestran que el MC se parece más a la RBMA y al MNY; mientras que el APFFCK es significativamente diferente al resto de los sitios por lo que la cacería podría ser un factor importante que está afectando la composición de la comunidad de mamíferos en este sitio. Aunado a esto en este sitio hay una mayor abundancia de roedores como el sereque (*D. punctata*) que puede ser en respuesta de la baja abundancia de los mamíferos mayores (Wright *et al.*, 2000; Laurance *et al.* 2006; Camargo-Sanabria *et al.* 2014; Galetti *et al.*, 2015; Galetti *et al.*, 2015b).

Existen otros factores que determinan la composición de la comunidad de mamíferos entre los sitios de estudio que se encuentran relacionado con la ecología de cada especie. Por ejemplo, la falta de detecciones del pecarí de labios blancos en el MNY puede deberse a que la especie tiene preferencias por planicies inundables (Bodmer, 1990) y este sitio carece de estas condiciones, o la alta abundancia del puma en este mismo sitio es quizá porque esta especie ocupa preferentemente sitios con una topografía compleja (Dickson *et al.*, 2013), la cual es una característica de este sitio.

A escala del paisaje, la riqueza mostró una respuesta negativa a la densidad de poblados. Estos resultados se asemejan a lo obtenido en otros estudios donde la riqueza es menor en sitios cercanos a poblados y cuyo efecto podría ser resultado de la presión por cacería (Peres, 2000; Vanthome *et al.*, 2013; Murai *et al.*, 2013; Brodie *et al.*, 2014; Espinosa *et al.* 2014; MacCarthy, 2018). Por otro lado, se observó una mayor diversidad en sitios cercanos a carreteras, esto quizá se deba a que algunas especies tienen una respuesta neutral a la carreteras y no una barrera geográfica ya que la cruzan indistintamente (Fahrig y Rytwinski, 2009), posiblemente el sitio con más cercanía a carreteras es el MC, donde el tránsito local es bajo por lo que la abundancia de algunas especies no se ve afectada (McGregor *et al.*, 2007); además puede haber otras especies que se favorezcan a la cercanía de sitios (Goosem, 2002). Lamentablemente la principal amenaza a las especies en estos sitios es el riesgo de atropellamiento (Lowell y Geis, 1984; Fahrig y Rytwinski, 2009). También, se observó mayor diversidad en sitios alejados del borde de deforestación, esto quiere decir que



la comunidad de mamíferos es más homogénea conforme se aleja del borde posiblemente porque hay un efecto de borde y en la cercanía al borde la comunidad es más heterogénea y posiblemente hay una dominancia de especies que se ven favorecidas por las condiciones que hay en estos sitios como es la heterogeneidad de la vegetación (Yahner, 1988; Lidicker Jr, 1999).

## *7.2 Diversidad funcional de la comunidad de mamíferos terrestres en los sitios evaluados y respuesta ante las variables del paisaje*

Los valores obtenidos de diversidad funcional mostraron únicamente diferencias significativas entre el APFFCK y el MC, siendo el MC el sitio con mayor redundancia de los atributos funcionales representados en la comunidad. Esto se asemeja a los resultados obtenidos en estudios realizados en este mismo sitio como son los de Muench y Martínez-Ramos, 2017. Aunque este sitio cuenta con un paisaje heterogéneo con actividades humanas, la superficie de bosque remanente monitoreada en este sitio tiene aún conectividad. En otros estudios se ha reportado una fuerte relación entre la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos en sitios donde hay conectividad del paisaje y una disminución en sitios donde hay fragmentos pequeños y aislados con una superficie de alrededor de 60 ha (Magioli *et al.*, 2015; Magioli *et al.*, 2016). En el MC, la selva remanente tiene una superficie de alrededor de 46,000 hectáreas con corredores estructurales que conectan los grandes fragmentos (Meli *et al.*, 2015; Muench, 2006), por lo que la modificación del paisaje en esta región no ha tenido efectos sobre la diversidad funcional de la comunidad de mamíferos y aún se conservan muchas de las funciones ecológicas.

Por el contrario, el APFFCK tuvo un valor menor de diversidad funcional mostrando una menor redundancia o mayor complementariedad de los atributos funcionales. Aunque todos los grupos funcionales se encuentran representados en el APFFCK, la abundancia de algunos grupos es significativamente menor, como ocurre con los herbívoros de talla grande o los carnívoros, los cuales se han reportado como los grupos más vulnerables ante las actividades antropogénicas (Cardillo *et al.*, 2005; Sandom *et al.*, 2017). En este sitio hay una superficie grande de cobertura forestal, pero hay un fuerte efecto de la cacería que podría estar teniendo efectos negativos a largo plazo en la densidad poblacional de estas especies, como una disminución de las densidades poblacionales de especies clave por debajo de la

mínima población viable lo cual se ha definido como el síndrome del “bosque medio vacío” (“*half-empty forest*”) (Robinson y Feinsinger, 2000). Esto puede implicar extinciones ecológicas, porque la abundancia de las especies es tan baja que el papel ecológico que desempeñan es inconsecuente y las interacciones ecológicas pueden cambiar (Robinson y Feinsinger, 2000). Esto tiene implicaciones en un largo plazo sobre los procesos ecosistémicos, ya que se puede estar perdiendo la función que tienen los grupos funcionales de la comunidad de mamíferos en el ecosistema como lo son: interacciones planta-animal o depredador-presa (Redford y Feinsinger, 2000; Díaz *et al.*, 2007), por lo que en el APFFCK es necesario implementar medidas de manejo inmediatas para disminuir la cacería para evitar perder las funciones de depredación, herbivoría y dispersión y depredación de semillas y alterar el buen funcionamiento este ecosistema.

Los cambios en la diversidad funcional entre los sitios evaluados también se pueden observar con las diferencias en las abundancias de los grupos funcionales para comprender de mejor manera las funciones ecológicas comprometidas. En la RBMA y el MNY tanto los carnívoros de talla grande como los de talla mediana son más abundantes en contraste con el APFFCK y el MC. Esto puede deberse a la mayor disponibilidad de hábitat que existe en la RBMA como en el MNY. Los grandes carnívoros presentan ámbitos hogareños más amplios que otras especies de mamíferos y requieren grandes áreas para poder cumplir sus actividades de forrajeo y reproductivas, (Glitterman y Harvey, 1982). En otros estudios se ha reportado que tanto el jaguar (*P. onca*) como el puma (*P. concolor*), ambos grandes carnívoros, prefieren sitios de bosque primario en buen estado de conservación, aunque también pueden estar en espacios abiertos, pero de manera menos frecuente (Novack *et al.*, 2005; Foster *et al.*, 2010; de la Torre *et al.*, 2017). Otra razón para explicar la diferencia en la abundancia de este grupo en estos sitios es la disponibilidad de sus presas. La abundancia de los carnívoros suele ser mayor en sitios donde hay una alta disponibilidad y diversidad de presas (Karanth y Sunquist, 1995; Fuller y Sievert, 2001; Karanth *et al.*, 2004). Por el contrario, cuando hay una baja disponibilidad de presas la abundancia de los carnívoros suele ser menor, y además ocasiona que busquen otras alternativas como el consumo de ganado; esto representa la principal amenaza para este grupo ya que causa una persecución directa por el ser humano que los caza como represalia (Woodroffe y Ginsberg, 1998; Hansen y Defries, 2007; Crooks,

2002; Zimmermann *et al.*, 2010). Lamentablemente los carnívoros son un grupo altamente amenazado porque su densidad poblacional tiende a ser menor en comparación con la de sus presas, por lo que la abundancia de este grupo funcional es un indicador del estado de conservación del ecosistema (Carbone y Glitterman, 2002). La pérdida o disminución de los grandes carnívoros de un ecosistema puede traer efectos en cascada como lo es un dramático crecimiento en la abundancia de los herbívoros y los mesocarnívoros y efectos indirectos en la composición y diversidad de las comunidades vegetales (Terborgh *et al.*, 2001; Smitchz *et al.*, 2000; Ripple *et al.*, 2014).

El grupo de los herbívoros-ramoneadores se encuentra solamente representado en la RBMA y el MC con una baja abundancia y una baja probabilidad de detección. Este grupo se alimenta de plántulas, arbustos y plantas herbáceas (Robinson y Redford, 1986). En los bosques tropicales húmedos no abunda el estrato de vegetación arbustivo o se encuentra restringidos a ciertos sitios donde el dosel está abierto o en estadios de vegetación secundaria (Bodmer y Ward, 2006; Corllet y Primark, 2011), por lo que este grupo se encuentra limitado a espacios abiertos de vegetación y en el caso de este estudio a sitios con menor porcentaje de cobertura forestal.

En general, los herbívoros de tallas grande son un grupo altamente vulnerable porque son aprovechados por las comunidades locales como fuente proteica (Galetti y Dirzo, 2013). También, algunas de las especies que conforman este grupo funcional son vulnerables debido a que tienen densidades poblacionales bajas, una baja tasa reproductiva o porque requieren de grandes áreas para obtener sus recursos, por lo que suelen ser más abundantes en sitios con baja presión de cacería y hábitat de buena calidad (Bodmer, 1995; Wright *et al.* 2000), como es la RBMA y el MNY. Hubo variables que influyeron en la abundancia de las especies que pertenecen a este grupo funcional. Por ejemplo, el pecarí de labios blancos (*T. pecari*) mostró una respuesta positiva a sitios con mayor cobertura forestal que coincide con lo reportado en la literatura (March, 1990; SOWLS, 1997); el tapir (*T. bairdii*) mostró una respuesta negativa a sitios donde hay mayor densidad de poblados, posiblemente porque hay mayor presión de cacería en estos sitios y es una especie sensible a la perturbación causada por las actividades humanas (Tobler, 2002); al igual que el temazate (*M. temama*) que en este estudio se observó una mayor abundancia en sitios alejados de las carreteras y se ha reportado

que esta especie evade sitios con alta presencia humana (Peres-Solano *et al.*, 2016). A nivel de grupo funcional, los herbívoros de talla grande mostraron una respuesta negativa a la densidad de poblados posiblemente porque en la cercanía de los poblados hay una mayor presión de cacería (Peres, 2000; Vanthome *et al.*, 2013; Espinosa *et al.* 2014). En un principio la variable de distancia a ríos navegables fue utilizada como un aproximado de vía de acceso para cazadores (Espinosa *et al.*, 2014). Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio muestran que la cercanía a los ríos tiene un efecto positivo en la abundancia de muchas especies y a varios de los grupos funcionales. Estos resultados pueden deberse a otros factores como la misma biología y ecología de las especies estudiadas. En los sitios cercanos a los ríos el suelo es más rico en nutrientes y puede haber mayor cantidad de recursos como más árboles y palmas que provean frutos y por lo tanto más alimento para muchos mamíferos terrestres (Hauggasen y Peres, 2005). Por ejemplo, el tapir (*T. bairdii*) requiere de sitios con abundantes fuentes de alimento y sitios con cuerpos de agua permanentes (Foerster y Vaughan, 2002; Naranjo, 2009; Pérez-Cortez *et al.*, 2012).

Particularmente en el APFFCK se observó una baja abundancia de herbívoros-frugívoros y una alta abundancia del grupo de los granívoros-frugívoros (roedores). Se ha reportado en diversos estudios que cuando hay una disminución en la abundancia de los herbívoros de talla grande hay un aumento en la abundancia de roedores (Wright *et al.*, 2000; Laurance *et al.* 2006; Camargo-Sanabria *et al.* 2014; Galetti *et al.*, 2015; Galetti *et al.*, 2015b; Hegerl *et al.*, 2015). Los roedores presentan una tasa reproductiva muy alta y pueden incrementar su abundancia cuando hay alta disponibilidad de recursos, como ocurre cuando están ausentes los herbívoros grandes porque disminuye la competencia por los recursos que utilizan (Wright, 2003; Galetti *et al.*, 2015). La alta abundancia de roedores en el APFFCK y la baja abundancia de los herbívoros de talla grande es una consecuencia de la alta incidencia de cacería en esta área, ya que esta actividad disminuye directamente la abundancia los herbívoros (Cardillo *et al.*, 2005) y el grupo de los roedores se encuentra favorecido en cuanto a esta condición. En este estudio se utilizó la variable de densidad de poblados como una aproximación a la incidencia de cacería y se observó que el grupo de los roedores fue más abundante en las zonas con mayor densidad de poblados, mientras que con los herbívoros ocurrió lo contrario por lo que se puede sugerir que la cacería puede estar

influyendo en la abundancia de ambos grupos. Esta alta abundancia de roedores y baja abundancia de herbívoros-frugívoro podría tener efectos sobre la comunidad vegetal y el reclutamiento de plantas (Terborgh, 1992; Turner *et al.*, 2001; Galetti *et al.* 2015). A pesar de que los roedores o granívoros-frugívoros pueden ser dispersores de semillas secundarios (Forget y Milleron, 1991; Forget y Wenny, 2005), muchas veces depredan las semillas aumentando su mortalidad (Hulme, 1998; Wright, 2000; Baabweteera y Brown, 2009; Camargo-Sanabria *et al.* 2014). También, hay varias especies de árboles con semillas grandes que dependen de los herbívoros de tallas grandes para poder ser dispersadas a grandes distancias, por lo que cuando este grupo está ausente la composición y la diversidad de la comunidad vegetal se altera; hay aumento en las plántulas en la cercanía de los árboles adultos y la mayor parte de la composición del sotobosque está compuesto por un monocultivo (Dirzo y Miranda, 1990; Dirzo y Miranda, 1991; Silman *et al.* 2003; Wright, 2003; Dirzo *et al.*, 2007; Baabweteera y Brown, 2009; Camargo-Sanabria *et al.* 2014). Estas alteraciones sobre la composición y diversidad vegetal pueden tener efectos a otras escalas del ecosistémicos como es el ciclo del carbono (Ripple *et al.*, 2015; Sobral *et al.*, 2017).

Los omnívoros son un grupo con una alta adaptabilidad, pocas restricciones en cuanto al hábitat que ocupan y los recursos que utilizan (Laurence, 1997; Prugh *et al.*, 2009). Los resultados de este estudio reflejaron que no hay diferencias en la abundancia de estas especies en todos los sitios estudiados lo cual es quizás por la gran adaptabilidad que tiene este grupo. Con respecto al grupo de los insectívoros los resultados de este estudio mostraron una abundancia mayor en sitios alejados a ríos, lo que explica una menor abundancia en la RBMA. Esto se puede deber a que durante la temporada de lluvias hay crecientes en el río que ocasionan inundaciones en las zonas ribereñas y planas. Esto puede afectar estas especies ya que se podrían inundar las madrigueras, además de que prefieren construirlas en sitios con una ligera pendiente (Arteaga y Venticinque, 2008). Además, cuando hay crecientes hay menor densidad de invertebrados en la hojarasca por lo tanto una menor disponibilidad de alimento (Rueda-Delgado *et al.*, 2006).

A una escala del paisaje la diversidad funcional mostró una respuesta positiva a la cercanía al borde y una respuesta negativa al porcentaje de cobertura forestal, lo que podría ser en repuesta a la influencia que tiene la matriz que rodea los parches con vegetación, así

como el efecto de borde. Esto quiere decir que hay una mayor redundancia de atributos funcionales en estos sitios. Posiblemente hay una mayor abundancia de especies generalistas que toleran la matriz que rodea los sitios con cobertura forestal y el hábitat del borde (Laurance *et al.*, 2001).

### *7.3 Implicaciones para la conservación*

En este estudio se observó que la porción sur de la RBMA es un sitio en buen estado de conservación con una alta diversidad y diversidad funcional de mamíferos terrestres y alta abundancia de especies de talla grande las cuales son las más sensibles a las actividades del ser humano. Los resultados muestran que hay poca presión de actividades humanas sobre la comunidad de mamíferos terrestres en este sitio. Al igual que en la RBMA, el MNY tuvo una alta riqueza, diversidad y diversidad funcional en esta área se asegura la conservación de la comunidad de mamíferos terrestres con su área relativamente pequeña, es un ANP de gran importancia con un valor histórico, económico y con una alta diversidad y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos. Esta ANP se encuentra ubicado en un sitio clave para mantener la conectividad de bosque con otros sitios con diferente esquema de conservación como es la reserva comunal La Cojolita o el Parque Nacional Sierra del Lacandón en Guatemala, lo que permite la conservación de las poblaciones de mamíferos que requieren grandes superficies de cobertura forestal. Una posible amenaza para esta zona es el crecimiento de la frontera ganadera en su periferia que puede llegar a aislar esta ANP por lo que se recomienda implementar técnicas ganaderas intensivas y no extensivas que permitan a los pobladores una alta producción en una pequeña superficie u otras alternativas productivas de bajo impacto.

El APFFCK a pesar de ser una ANP decretada cuenta con un manejo poco efectivo por una falta de atención, recursos y planeación. Este sitio se encuentra bajo una presión constante de cacería y saqueo de flora y fauna lo que ha contribuido a disminuir la riqueza de la comunidad de mamíferos reduciendo la complejidad de las interacciones ecológicas y disminuyendo la diversidad funcional y la capacidad de resiliencia del sitio ante cualquier disturbio (Peterson *et al.*, 1998). El proceso de defaunación en este sitio puede tener diferentes implicaciones como cambios en la estructura y composición vegetal, cambios en

los procesos evolutivos y afectar los servicios ecosistémicos como el almacenamiento de carbono y el ciclo del nitrógeno (Galetti y Dirzo, 2013; Dirzo *et al.*, 2014; Sobral *et al.*, 2017). A pesar de ello, esta ANP es de gran importancia ya que aún presenta poblaciones de especies en peligro de extinción como son el pecarí de labios blancos (*T. pecari*) y el jaguar (*P. onca*). Para disminuir las amenazas dentro de esta área debe haber una mayor presencia de las instituciones de gobierno ambientales, y debe haber una aplicación de la normatividad por parte de las instituciones que sancionan los delitos ambientales. Es necesaria la planeación e implementación de un programa de manejo de la zona con las necesidades de las personas que viven alrededor de esta ANP. Dentro de este programa de manejo debe haber una zonificación considerando las actividades que se pueden realizar minimizando el impacto sobre el ecosistema que esta ANP protege. Además, se deben incrementar las capacidades del personal técnico de la CONANP para realizar recorridos de vigilancia y prevención de delitos ambientales. Debido a la cantidad de centros urbanos con una alta densidad de población que rodean el APFFCK como son Frontera Corozal, Benemérito de las Américas y los diversos poblados en el territorio de Guatemala que colindan en el noroeste de esta ANP, es recomendable realizar periódicamente recorridos de vigilancia para evitar o prevenir la cacería y la extracción ilegal de otros recursos

Los sitios monitoreados en el MC se encuentran protegidos bajo un diferente esquema de conservación: PSA, donde la conservación de los remanentes que presentan selva se realiza por los pobladores locales. Este programa ha sido exitoso en la región porque ha logrado disminuir la tasa del cambio de uso de suelo y el manejo de las áreas ha sido basado en estrategias propuestas por los pobladores locales como la prohibición de la cacería y el desarrollo de otras actividades productivas que permiten obtener recursos sin la necesidad de talar la selva (Carabias *et al.*, 2012; Barceinas *et al.*, 2015). Parte de las actividades que realizan los pobladores de las comunidades que reciben PSA son recorridos de vigilancia para dar alerta en caso de cacería furtiva y saqueo ilegal de flora, mantenimiento de brechas cortafuego y brigadas contra incendios. En otros estudios se ha observado que los sitios manejados y protegidos por las comunidades pueden ser igual de efectivos que las ANP para la conservación de bosques tropicales húmedos (Porter-Bolland *et al.*, 2012) y el uso de estrategias como PSA contribuyen de manera positiva en la conservación de la diversidad

biológica (Nelson *et al.*, 2010). Los resultados de este estudio mostraron que los remanentes con cobertura forestal cuentan con una alta, riqueza y diversidad de especies. La modificación del paisaje parece tener un efecto sobre la diversidad y diversidad funcional en este sitio; sin embargo, dado que los remanentes de bosque no se encuentran aislados y presentan conectividad ayudan a compensar la pérdida y fragmentación del hábitat y sirven como corredores de fauna. Lamentablemente la permanencia del programa de PSA es incierta lo cual genera incertidumbre entre los dueños de la tierra y no asegura la conservación de estos sitios en el largo plazo. Para asegurar la conservación de estos sitios se deben utilizar otros instrumentos que eviten la deforestación, como por ejemplo Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación, garantizar los incentivos en el largo plazo y realizar actividades productivas que permitan mantener la selva en pie y mantener la conectividad entre los remanentes de bosque que aún permanecen, que además generen un ingreso económico para los dueños de la tierra, proveyendo un hábitat potencial para muchas especies en estos sitios dominados por actividades humanas



## 8. Conclusión

- Este es el primer estudio realizado a gran escala dentro de la Región Selva Lacandona para comparar la composición y diversidad funcional en sitios con diferentes amenazas por actividades humanas y esquemas de protección. Las ANP que presentan gran cobertura de bosque y poca presencia de cacería presentaron una mayor diversidad y diversidad funcional indicando que estos sitios se encuentran en un buen estado de conservación.
- El MC que es un sitio que está siendo conservado por medio del pago por servicios ambientales en conjunto con las comunidades locales también tiene una alta diversidad y diversidad de especies, demostrando que la implementación de esta política pública no solamente está ayudando a frenar la tasa de deforestación en la región, sino que a su vez contribuye a la conservación de los mamíferos terrestres y a la preservación de las funciones ecológicas que estas especies realizan.
- El APFFCK, la cual es una ANP que no cuenta con un programa de manejo, presentó una menor diversidad y diversidad funcional de la comunidad de mamíferos muy probablemente porque hay una alta incidencia de cacería en este sitio, así como otras amenazas.
- El enfoque de diversidad funcional es una aproximación que nos puede ayudar a identificar la posible pérdida de funciones dentro del ecosistema, como ocurre en el APFFCK donde hay complementariedad y una baja abundancia de carnívoros y herbívoros y en consecuencia una alta abundancia de roedores que pueden estar teniendo efectos sobre la diversidad y composición de la comunidad vegetal.
- Los grupos funcionales más vulnerables ante las actividades del ser humano fueron los que tienen mayor tamaño corporal y/o una especialización en su dieta como son los carnívoros y herbívoros.

## 9. Referencias

- Ahumada, J. A., C. E. F. Silva, K. Gajapersad, C. Hallam, J. Hurtado, E. Martin, A. McWilliam, Badru Mugerwa, T. O'Brien, F. Rovero, D. Sheil, W. R. Spironello, N. Winarni y S. J. Andelman. 2011. Community structure and diversity in tropical forest mammals; data from global camera trap network. *Philosophical transactions of the Royal Society* 366:2703-2711.
- Ahumada, J. A., J. Hurtado y D. Lizcano. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forests terrestrial vertebrate communities from camera trap data: A tool for conservation. *PLoS ONE* 8(9):E73707 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>.
- Anta Fonseca, S. y J. Carabias. 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad en Sarukhán J. (coord.). *Capital natural de México vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arteaga, M. C. y E. M. Venticinque. 2008. Influence of topography on the location and density of armadillo burrows (*Dasyproctidae: Xenarthra*) in the central Amazon, Brazil. *Mammalian Biology* 73:262-266.
- Asquith, N. M. y M. Mejia-Chang. 2005. Mammals, edge effects, and the loss of tropical forest diversity. *Ecology* 86(2):379-390.
- Ávila-Nájera, D. M., C. Chávez, M. A. Lazcano-Barrero, S. Pérez-Elizalde y J. L. Alcántara-Carbajal. 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnivora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 63(3): 799-813.
- Azuara, D. 2005. Estimación de abundancia de mamíferos terrestres en un área de la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Babweteera, F. y N. Brown. 2009. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forest? *Biodiversity and Conservation* 18:1611-162.
- Banks, S. C., M. P. Piggot, A. J. Stow y A. C. Taylor. 2007. Sex and sociality in a disconnected world: a review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology* 85:1065-1079.
- Barceinas, A., R. León-Pérez, J. Alfonso Matus, V. Towns, C. Ramírez-Martínez, J. Carabias y J. de la Maza. 2015. Actividades ilegales que amenazan a la flora y fauna silvestres: cacería, tala, pesca ilegal y tráfico de guacamaya roja en: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (*corps*) *Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México*. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*.
- Bawa, K. S., W. J. Kress, N. M. Nadkarni y S. Lele. 2004. Beyond Paradise-Meeting the challenges in Tropical Biology in the 21st Century. *Biotropica* 36(4):437-446.

- Beca, G., M.H. Vacine, C. S. Carvalho, F. Pedrosa, R. S. C. Alves, D. Buscariol, C. A. Peres, M. C. Ribeiro y M. Galetti. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210(A):352-359.
- Benítez-López, A., R. Alkemade, A. M. Schipper, D. J. Ingram, P. A. Verweij, J. A. J. Eikelboom y M. A. J. Huijbregts. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356(6334):180-183.
- Blaum, N., E. Mosner, M. Schwager y F. Jeltsch. 2011. How functional is functional? Ecological grouping in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity Conservation* 20:2333-2345.
- Bodmer, R. E. 1990. Response of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology*. 6:191-201.
- Bodmer, R. E. 1995. Managing Amazonian wildlife: Biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications* 5:872-877.
- Bodmer, R. y D. Ward. 2006. Frugivory in large mammalian herbivores pp 231-260 en: Danell, K., R. Bergström, P. Duncan y J. Pastor (eds). *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge.
- Bolnick, D. I., P. Amarasekare, M. S. Araújo, R. Bürger, J. M. Levine, M. Novak, V. H. W. Rudolf, S. J. Schreiber, M. C. Urban y D. A. Vasseur. 2011. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in Evolution & Ecology*. 28(4):183-192.
- Brady, D. B. y L. Merino. 2005. La experiencia de las comunidades forestales en México: veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenibles e Instituto Nacional de Ecología, México.
- Brandon, K. 2014. Ecosystem Services from tropical forests: review of current science. CGD Working paper. E.U.A. 380 pp.
- Brodie, J. F., O. E. Helmy, W. Y. Brockelman y J. L. Maron. 2009. Bushmeat poaching reduces the seed dispersal and population growth rate of mammal-dispersed tree. *Ecological applications* 19:854-863.
- Butchart, S.H.M., M Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A., Almond, J.E.M., B. Baillie, Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, D. Dentener, M. Foster, F. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J. F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. Hernández Morcillo, E. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J. C. Vié y R. Watson. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328:1164-1668. Butler, R. A. 2011. Rainforests. Mongabay. E.U.A, 86 pp.

- Calvet-Mir, L., E. Corbera, A. Martin, J. Fisher y N. Gross-Camp. 2015. Payment for ecosystem services in the tropics: a closer look at the effectiveness and equity. *Current Option in Environmental Sustainability* 14:150-162.
- Camargo-Sanabria, A. A., E. Mendoza, R. Guevara, M. Martínez-Ramos y R. Dirzo. 2014. Experimental defaunation of terrestrial mammalian herbivores alters tropical rainforest understory. *Proceedings of the Royal Society B*. 282:20142580.
- Canale, G. R., C. A. Peres, C. E. Guidorizzi, C. A. Ferreira Gatto y M. C. M. Kierulff. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PloSONE* 7(8): e41671.
- Cantú-Salazar, L. y K. J. Gaston. 2010. Very large protected areas and their contribution to terrestrial biological conservation. *BioScience* 60:808-818.
- Carabias, J., J. de la Maza y E. Provencio. 2008. Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de biodiversidad en Sarukhán J. (coord.). *Capital natural de México vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Carabias, J., J. Sarukhán, J. de la Maza y C. Galindo (*Comp*). 2010. *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Carabias, J., Meli, P. y Hernández, G. 2012. Evaluación de los impactos de proyectos de desarrollo sustentable sobre la reducción del cambio de uso de suelo en ejidos de Marqués de Comillas, Chiapas. Informe final. Coordinación del Programa de Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 122 pp
- Carbone, C., G. Cowlshaw, N. J. B. Isaac y J. M. Rowcliffe. 2005. How far do animals go? Determinants of day range in mammals. *The American Naturalist*, 165:290–297.
- Carbone, C. y J. L. Gittleman. 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295:2273-2276.
- Cardillo, M., G. M. Mace, K. E. Jones, J. Bielby, O. R. P. Bininda-Emonds, W. Sechrest, C. D. L. Orme y A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309(19):1239-1241.
- Carrillo, E., G. Wong y A. D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rica protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14(6):1580-1591.
- Ceballos G, P. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar y J. Fay .2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309:603-607.

- Chapin, F. S., E. S. Zavelata, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Marck y S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- Chávez, C., A. de la Torre, H. Bárcenas, R. A. Medellín, H. Zarza y G. Ceballos. 2013. Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chazdon, R. L., C. A. Harvey, O. Komar, D. M. Griffith, B. G. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. van Breugel y S. M. Philpott. 2009. Beyond Reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41(2):142-153.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6):1649-1657.
- Cohen, J. E. 1999. Human Population Growth and Tradeoffs in Land Use. Pp 677-702 en: R. C. Szaro, N. C. Johnson, W. T. Sexton y A. J. Malk eds. *Ecological Stewardship: A Common Reference for Ecosystem Management*, Vol. II, Elsevier Science Ltd., Oxford.
- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 345:101-118.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Continuo del vectorial de las cartas de recursos forestales en: [http://187.178.171.22/OpenData/Inventario/Carta\\_Recursos\\_Forestales\\_2011-2012/](http://187.178.171.22/OpenData/Inventario/Carta_Recursos_Forestales_2011-2012/)
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2010. Programa de Conservación y Manejo Monumento Natural Yaxchilán. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Corlett, R. T. y R. B. Primack. 2011. *Tropical Rain Forest: an ecological and biogeographical comparison*. 2a Edición. Wiley-Blackwell Publishing, Reino Unido, 326 pp.
- Cox, C. B., P. D. Moore, R. J. Ladle. 2016. *Biogeography, An ecological and evolutionary approach* 9ª edición. Wiley Blackwell E.U.A.
- Craigie, I. D., J. E. M. Baillie, A. Balmford, C. Carbone, B. Collen, R. E. Green y J. M. Hutton. 2010. Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation* 143(9):2221-2228.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2):488-502.

- Cuarón, A. D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, 1574-1579.
- Cusack, J. J., A. J. Dickman, J. M. Rowcliffe, C. Carbone, D. W. Macdonald y T. Coulson. 2015. Random versus game trail-based camera trap placement strategy for monitoring terrestrial mammal communities. *PLoS ONE* 10(5): e0126373.
- Cutton-Brock, T. H. y P. H. Harvey. 1978. Mammals, resources and reproductive strategies. *Nature* 273:191-195.
- da Silva, A. P. y A. R. Mendes Pontes. 2008. The effect of mega-fragmentation on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity Conservation* 17:1455-1464.
- De Bondi, N., J. G. White, M. Stevens y R. Cooke. 2010. A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research* 37(6):456-465.
- de la Maza, J. 2009. Estaciones de campo para la conservación de las áreas naturales protegidas en: Chediack, S. E. (*comp*) Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué? Corredor Biológico Mesoamericano México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad Serie Diálogos 3.
- de la Maza, J. 2015 Caracterización de la Subcuenca del Lacantún en: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (*cords*) Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*.
- de la Torre, J. A. 2009. Estimación poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y abundancia relativa de sus presas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- de la Torre, J. A y R. A. Medellín. 2011. Jaguars *Panthera onca* in the Greater Lacandona Ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx* 45(4):546-553.
- de la Torre, J. A., P. Arroyo-Gerala y L. Torres-Knoop. 2016. Density and activity patterns of ocelots in the Greater Lacandona Ecosystem. *Therya* 7(2):257-269.
- de la Torre J. A., J. M. Núñez y R. A. Medellín. 2017a. Spatial requirements of jaguars and pumas in Southern Mexico. *Mammalian Biology* 84:52-60.
- de la Torre J. A., J. M. Núñez y R. A. Medellín. 2017b. Habitat availability and connectivity for jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Mayan Forest: Conservation priorities for a fragmented landscape. *Biological Conservation* 206:270-282.
- de Vos, J. 2002. Una tierra para sembrar sueños-Historia reciente de la Selva Lacandona, 1950-2000. Centro de investigaciones y estudios superiores en antropología social-Fondo de Cultura Económica. México. 505 pp.

- DeFries, R. S., L. Bounoua y G. J. Collatz. 2002. Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years. *Global Change Biology* 8(5):438-458.
- DeFries, R., A. Hansen, B. L. Turner, R. Reid y J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological functions. *Ecological Applications* 17(4):1031-1038.
- DeFries, R., K. K. Karanth y S. Pareeth. 2010. Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation*. 143:2870-2880.
- Díaz, S. y M. Cabido. 2001. Vive la difference: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16:646-655.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. Stuart Chapin III, D. E. Guvich y K. Grigulis. 2007. Functional diversity – at the crossroads between ecosystem functioning environmental filters en: Canadell, G., D. E. Pataki y L. F. Pitelka (eds). *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, Berlin pp 81-91.
- Dickson, G. B., G. W. Roemer, B. H. McRae y J. M. Rundall. 2013. Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. *PLoS ONE* 8(12):e81898.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity- A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* (4):444-447.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of possible consequences of contemporary defaunation. En P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes y W. W. Benson (eds). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp 273-287. John Wiley and Sons, Nueva York, E.U.A.
- Dirzo, R. y P. Raven. 2003. Global state of biodiversity loss. *Annual Review Environment and Resources* 28:137-167.
- Dirzo, R., E. Mendoza y P. Ortíz. 2007 Size related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39:355-362.
- Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac y B Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401:406.
- Dunham, A. E. 2008. Above and below ground impact of terrestrial mammals and birds in a tropical rainforest. *Oikos* 117:571-579.
- Erb, P. L., W. J. McShea y R. P. Guralnick. 2012. Anthropogenic influences on Macro-Level Mammal Occupancy in the Appalachian Trail Corridor. *PLoS ONE* 7(8):1-10.

- Eisenberg, J. F. M. O'Connell y P. V. August. 1979. Density Productivity, and distribution of mammals in two Venezuelan habitats 187-207 pp *en*: Eisenberg, J. F. Vertebrate ecology in northern Neotropics. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Espinosa, S., L. C. Branch y R. Cueva. 2014 Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: Consequences for wildlife conservation. PLoS ONE 9(12): e114916.
- ESRI, 2013. ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands CA.
- Estes, J, K. Crooks y R. Holt. 2001. Predators, ecological role of pp. 857-878 *en*: S. A. Levins (eds). Encyclopedia of Biodiversity. Academia Press San Diego, California.
- Fa, J. E. y A. Purvis. 1997. Body size, diet, and population density in Afrotropical forest mammals: a comparison with neotropical species. Journal of Animal Ecology 66:98-112.
- Fa, J. E. y D. Brown. 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. Mammal Review 39(4):231-264.
- Faith, D. P. 1996. Conservation priorities and phylogenetic pattern. Conservation Biology 10(4):1286-1289.
- Fahrig, L. y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. Ecology and Society 14(1):21.
- Ferregueti, A. C., W. M. Tomas y H. G. Bergallo. 2016. Density and niche segregation of two armadillo species (*Xenarthra*: Dasypodidae) in the Vale Natural Reserve, Brazil. Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde 81(2):138-145.
- Fernández-Montes de Oca, A, A. Gallardo-Cruz y M. Martínez. 2015. La deforestación y sus causas en la Región Selva Lacandona *en*: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (*cords*) Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México. Natura y Ecosistemas Mexicanos.
- Foley, J. A., G. P. Asner, M. H. Costa, M. T. Coe, R. DeFries, H. K. Gibbs, E. A. Howard, S. Olson, J. Patz, N. Ramankutty y P. Snyder. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. Frontiers in Ecology and the Environment 5(1):25-32.
- Forget, P-M. y T. Milleron. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. Oecología 87:596-599.
- Forget, P-M. y D. Wenny. 2005. How to elucidate seed fate? A review of methods used to study seed removal and secondary seed dispersal. *en*: P.M. Forget, J.E. Lambert y S.B. Vander Wall (eds.). Seed Fate. CAB International, Cambridge, MA. 432 pp.
- Fischer, J y D. Lindenmayer. 2006. Beyond Fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. Oikos 112(2):473-480.



- Fiske, I. R. Chandler, D. Miller, A. Royle, M. Kerry, J. Hostetler y R. Hutchinson. 2015. Package 'unmarked' R package version 0.11-0 en: <https://cran.r-project.org/web/packages/unmarked/unmarked.pdf>
- Flynn, D. F, M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. Trautman Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22-33.
- Foerster, C. R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34(3):423-437.
- Foster, R. J., B. J. Harmsen y C. P. Doncaster. 2010. Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. *Biotropica*, 42(6):724-731.
- Foster, R. J. y B. J. Harmsen. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management* 76(2):224-236.
- Frías, R. y J. de la Maza. 2009. Atención a grupos irregulares en la Selva Lacandona en: *Capital Natural de México, Vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México pp 385-341.
- Fritzell, E. K. 1978. Aspects of racoon (*Procyon lotor*) social organization. *Canadian Journal of Zoology* 56:260-271.
- Fuller, T. K. y P. R. Sievert. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability en: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. Macdonald T R. K. Wayne (eds) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Reino Unido 163-178 pp.
- Gerber, B. D., S. M. Karpanty y J. Randrianantenaina. 2012. The impact of forest logging and fragmentation on carnivore species composition, density, and occupancy in Madagascar's rainforests. *Oryx* 46(3):414-422.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard Jr, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91(2):223-229.
- Galetti, M., H. C. Giacomini, R. S. Bueno, C. S. S. Bernardo, R. M. Marques, R. S. Bovendorp, C. E. Steffler, P. Rubim, S. K. Gobbo, C. I. Donatti, R. A. Begotti, F. Meirelles, R. de A, Nobre, A. G. Chiarello y C. A. Peres. 2009. Priority áreas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 143:1229-1241.
- Galetti, M y R. Dirzo. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163:1-6.
- Galetti, M., R. S. Bovendorp y R. Guevara. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*. 3:824-830.

- Galetti, M., R. Guevara, C. L. Neves, R. R. Rodarte, R. S. Bovendorp, M. Moreira, J. B. Hopkins III y J. D. Yeake. 20015b. Defaunation affect population and diet of rodents in Neotropical rainforests. *Biological Conservation* 190:2-7.
- Gittleman, J. L. y P. H. Harvey. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10(1):57-63.
- Godoy, R., D. Wilkie, H. Overman, A. Cubas, G. Cubas, J. Demmer, K. McSweeney y N. Brokaw. 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406:62-63.
- Goldstein, P. Z. 1999. Functional Ecosystems and biodiversity buzzwords. *Conservation Biology* 13(2):247-255.
- Gomper, M. E. 1997. Population ecology of the White-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Zoology* 241(3):441-455.
- González-Marín, R. M., S. Gallina, S. Mandujano y M. Weber. 2008. Densidad y distribución de ungulados silvestres en la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24(1):73-93.
- Goosem, M. 2001. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research* 28(4):351-364.
- Grima, N., S. J. Singh, B. Smetschka y L. Ringhofer. 2016. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: analyzing performance of 40 case studies. *Ecosystem Services* 17:24-32.
- Hansen, A. J. y R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding landscapes. *Ecological Applications* 17(4):974-988.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S.V.Stehman, S.J. Goetz, T.R. Loveland, A. Kimmareddy, A. Egorov, L. Chini, C.O. Justice y J.R.G. Townshend. 2013. High-Resolution global maps of 21<sup>st</sup>-Century forest cover change. *Science* 342:850-853.
- Haugaasen, T. y C. Peres. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forest. *Journal of Tropical Ecology* 21:113-145.
- Harmsen B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro y C. P. Doncaster. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera traps studies: a case study from Belize. *Biotropica* 42:126-133.
- Harrison, R. D. 2011. Emptying the forest: Hunting and the extirpation of wildlife from tropical nature reserves. *BioScience* 61(11):919-924.

- Hegerl, C., N. D. Burgess, M. R. Nielsen, E. Martin, M. Ciolli y F. Rovero. 2015. Using camera trap data to assess the impact of bushmeat hunting on forest mammals in Tanzania. *Oryx* 51(1):87-97.
- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. Margules y J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.
- Hill, J. L. y R. A. Hill. 2001. Why are tropical rain forest so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories. *Progress in Physical Geography*. 25(3):326-354.
- Hockings, M. 1998. Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation. *Environmental Management* 22(3):337-345.
- Hockings, M., S. Stoiton, F. Leverington, Dudley, N. y J. Courrau. 2006. Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas. 2a edición. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Hockings, M. 2003. System for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience* 53(9):823-832.
- Hogson, J. A., A. Moilanen, B. A. Wintle y C. T. Thomas. 2010. Habitat área, quality and connectivity: striking the balance fir efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48(1):148-125.
- Hooper, D. U., M. Solan, A. Symstad, S. Díaz, O. Gessner, N. Buchmann, V. Degrande, P. Grime, F. Hulot, F. Mermillod-Blondin, J. Roy, E. Spehn y L. Van Peer. 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning pp 195-208 en P. Inchausti, M. Loreau, y S. Naeem, eds. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hulme, P. E. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plat demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 1(1)32-46.
- Hutcheson, K. 1979. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1):151-154.
- INE. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules. SEMARNAP, México.
- Jax, K. 2005. Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *Oikos* 111(3):641-648.
- Jempa, C. J. 1995. Tropical deforestation: a socio-economic approach. Earthscan Publications, Londres, Reino Unido
- Jones, K., J. Bielby, M. Cardillo, S. A. Fritz, J. O'Dell, C. D. L. Orme, K. Safi, W. Sechrest, E. H. Boakes, C. Carbone, C. Connolly, M.I J. Cutts, J. K. Foster, R. Grenyer, M. Habib, C. A. Plaster, S. A. Price, E. A. Rigby, J. Rist, A. Teacher, O. R. P. Bininda-Emonds, J. L. Gittleman, G. M. Mace y A. Purvis. 2009. PanTHERIA: a species-level

- database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology* 90:2648.
- Joppa, L. N., S. R. Loarie y S. L. Primm. 2008. On the protection of "protected areas". *PNAS* 105(18):6673-6678.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Johns, A. D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: Problems and recommendations. *Biological Conservation* 31:355-375.
- Karanth, K. U. y M. E. Sunquist. 1995. Prey selection by tiger, leopard, and dhole in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology* 64:439-450.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, W. A. Link y J. E. Hines. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *PNAS* 101(14):4854-4858.
- Kasper, C. B., A. Schneider, T. G. Oliveira. 2016. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76(1): 228-232.
- Kelly, M. J. y T. Caro. 2003. Low density of small mammals at Las Cuevas, Belize. *Mammalian Biology* 68:372-386
- Koh, L. P., y T. Gardner. 2010. Conservation in human-modified landscapes. *Conservation Biology for All*: 236-260.
- Koleff, P., T. Urquiza-Haas y B. Contreras. 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21(1-2):6-20.
- Kremen, C., J. O. Niles, M. G. Dalton, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, J. P. Fay, D. Grewal y R. P. Guillery. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science*. 288:1828-1832.
- Kramer, R. A., C. van Schaik. 1997. Last stand: Protected Areas and the defense of tropical biodiversity. Oxford University Press 256 pp.
- Laliberté, E, J. A. Wells, F. F DeClerck, D. J. Metcalfe, C. P. Catterall, C. Queiroz, I. Aubin, S. P. Bonser, Y. Ding, J. M. Fraterrigo, S. McNamarra, J. W. Morgan, D. Sánchez Merios, P. A. Vesik y M. M. Mayfield. 2009. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 12(1):76-86.
- Laliberté, E., P. Legendre y B. Shipley. 2015. FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools of functional ecology. R package versión 1.0-12 en: <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/>

- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5(1):79-89.
- Laurance, W. F., S. G. Laurance, L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de Merona, C. Gascon y T. E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, 278(5340):1117-1118.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance y E. Sampaio. 2001. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3):605-6018.
- Laurance, W. F., J. M. Rankin-de Merona, A. Andrade, S. G. Laurance, S. D'Angelo, T. E. Lovejoy y H. L. Vasconcelos. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. *Journal of Tropical Ecology*, 19(03):343-347.
- Laurance, W. F., B. M. Croes, L. Tchignoumba, S.A.Lahm, A. Alonso, M. E. Lee, P. Campbell y C. Ondzeano. 2006. Impacts of roads and hunting on Central African rainforest mammals. *Conservation Biology* 20(4):1251-1261.
- Lazcano-Barrero, M.A., I.J. March y M.A. Vásquez-Sánchez, 1992. Importancia y situación actual de la Selva Lacandona: perspectivas para su conservación. en: M.A. Vásquez-Sánchez y M.A. Ramos (eds.). *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. Publ. Esp. *Ecosfera* 1:393-437.
- Leverington, F., K. Lemos Costa, J. Courrau, H. Pavese, C. Nolte, M. Marr, L. Coad, N. Burgess, B. Bornhard y M. Hockings. 2010. Management effectiveness evaluation in protected areas- a global study. The University of Queensland Brisbane, Australia.
- Levy, P. E., A. D. Friend, A. White y M. G. R. Cannell. 2004. The influence of land use change on global-scale fluxes of carbon from terrestrial ecosystems. *Climatic Change*, 67(2-3):185-209.
- Lidicker Jr, W. Z. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14(4):333-343.
- Lindenmayer, D. B. y G. E Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24(9):482-486.
- Lindstedt, S. L., B. J. Miller y S. W. Buskirk. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67(2):413-418.
- López Camacho, René. 2008. Productos Forestales no maderables importancia e impacto de su aprovechamiento. *Revista Colombiana Forestal* 11:215-231.
- Lowell, W. A. y A. D. Geis. 1983. Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology* 20(2):403-415.

- Lüttge, U. 2008. Physiological ecology of tropical plants. 2ª edición. Springer-Verlag, Berlín, Alemania 458pp.
- Lyra-Jorge, M. C. G. Ciocheti, V. R. Pivello y S. T. Meirelles. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739-744.
- MacCarthy, J. 2018. Effects of hunting disturbance on wildlife near villages in northeastern Gabon. Master thesis. Duke University.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey y J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, E.U.A.
- Maffei, L., E. Cuellar y C. Fiorello. 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.
- Magioli, M., M. C. Ribeiro, K. M. P. M. B. Ferraz y M. G. Rodrigues. 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 18:499-511.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, USA, 264 pp.
- Maloney, B. K (eds). 1998. Human activities and the tropical rainforest: past, present, and possible future. Springer-Science+Business Media Dordrecht. Londres, 206 pp.
- March, I. J. 1990. Evaluación del hábitat y situación actual del pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. Tesis de maestría. Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.
- Mason, N. W., F. de Bello, D. Mouillot, S. Pavoine y S. Dray. 2012. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24(5):794-806.
- McGill, B. J., B. J. Enquist, E. Weiher y M. Westoby. 2008. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology and Evolution* 21(4):178-185.
- McGregor, R. L., D. J. Bender y L. Fahrig. 2007. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology* 45(1):117-123.
- McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:495-516.
- Meave, J. A. 2008. Riqueza biológica y manejo del monumento natural Yaxchilán. *CONABIO. Biodiversitas* 78:12-15.
- Meachen-Samuels, J. y Van Valkenburgh, B. 2000. Craniodental indicators of prey size preference in the Felidae. *Biological Journal of the Linnean Society* 96:784-799.

- Meachen-Samuels, J. y Van Valkenburgh, B. 2009b Forelimb indicators of prey-size preference in the Felidae. *Journal of morphology* 270:729–44.
- Medellin, R. A. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Conservation Biology*. 8:780-799.
- Paula Meli, Gilberto Hernández-Cárdenas, Julia Carabias, Lucía Ruiz, Rocío Aguilar-Fernández, Alma Toledo-Guzmán. 2015. La deforestación de los ecosistemas naturales en Marqués de Comillas en: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (cords) *Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México. Natura y Ecosistemas Mexicanos.*
- Mendoza, E. y Dirzo, R. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8: 1621–1641.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends.* Island Press E.U.A. 245 pp.
- Milner-Gulland, E.J., E. L. Bennet y SCB 2002 Annual Meeting Wild Meet Group. 2003. Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution* 18(7): 351:357.
- Miranda F. and Hernández-X. E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
- Mora, F. 2008. Caracterización de a cobertura vegetal en el Corredor Biológico Mesoamericano-México: patrones espaciales en la pérdida y fragmentación de los bosques. Pp55-84 en CONABIO-CBBMx. *Importancia del capital ecológico de la región del Corredor Biológico Mesoamericano-México: evaluación de la biodiversidad, ciclo hidrológico y dinámica de la cobertura forestal.*
- Morris, R. J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365:3709-3718.
- Muench, C. 2006. *Corredores de vegetación y conectividad de hábitat para el tapir (Tapirus bairdii) en la Selva Lacandona, Chiapas.* Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Muench, C. y M. Martínez-Ramos. 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.
- Murai, M., H. Ruffler, A. Berlenmont, G. Campbell, F. Esono, A. Agbor, D. Mbomio, A. Ebana, A. Nze y H. S. Köhl. 2013. Priority áreas and large mammal conservation in Equatorial Guinea. *PLoS One* 8(9):e75024.

- Nañez Jiménez, S. 2009. Atención de un incendio forestal en el Área de Protección de Flora y Fauna Chankin en el estado de Chiapas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Informe final. SNIB-CONABIO proyecto HR003. México.
- Naranjo, E. J. y R. E. Bodmer. 2007. Source-sink systems of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412-420.
- Naranjo, E. J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2(2):140-158.
- Nelson, F., C. Foley, L. S. Foley, A. Leposo, W. Loure, D. Peterson, M. Peterson, T. Peteron, H. Sachedina y A. Williams. 2010. Payment for ecosystem services as a framework for community-based conservation in northern Tanzania. *Conservation Biology* 24(1):78-85.
- Nornconk, M. A., B. W. Grafton y N. L. Conklin-Brittain. 1998. Seed dispersal by Neotropical seed predators. *American Journal of Primatology* 45:103-126.
- Novack, A. J., M. B. Main, M. E. Sunkuist y R. F. Labisky. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267(02): 167-178.
- Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendré, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs y H. Wagner. 2017. Package 'vegan'. R package versión 2.4-3 en: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Orlandi Laureto, L. M., M. Vinicius Cianciaruso y D. S. Menezes Samia. 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* 18(2):112-116.
- Ortíz, F., N. Rubio, J. Carabias y P. Vázquez. 2015. Pago por servicios ambientales en: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (*cords*) Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*.
- Pasveer, J. M. 2004. The Djief hunters, 26,000 years of rainforest exploitation on the Bird's head of Papua, Indonesia. *Modern Quaternary research in Southeast Asia*. Vol. 17. A. A. Balkema Publisher.
- Pavoine, S., M. Love y M.B. Bonsall. 2009. Hierarchical partitioning of evolutionary and ecological patterns in the organization of phylogenetically-structured species assemblages: application to rockfish (genus: *Sebastes*) in the Southern California Bight. *Ecology letters*, 12, 898–908.
- Petchey, O. L y K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.



- Petchey, O. L. y K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 6: 741-758.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14:240-253.
- Peres-Solano, L. A., M. G. Hidalgo-Mihart y S. Mandujano. 2016. Preliminary study of habitat preferences of red brocket deer (*Mazama temama*) in a mountainous region of central Mexico. *Therya* 781):197-203.
- Pérez-Cortez, S., P. L. Enriquez, D. Sima-Panti, R. Reyna-Hurtado y E. J. Naranjo. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(3):753-761.
- Peterson, G., C. R. Allen y C. S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Porter-Bolland, L., E. A. Ellis, M. R. Guariguata, I. Ruíz-Mallén, S. Negrete-Yankelevich y V. Reyes-García. 2012. Community managed forest and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management* 268:6-17.
- Prugh, L. R., C. J. Stoner, C. W. Epps, W. T. Bean, W. J. Ripple, A. S. Laliberte, y J. S. Brashares. 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience* 59:779–791.
- Purvis, A., J. L. Gittleman, G. Cowlishaw y G. M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Science* 267:1947-1952.
- R Core Team, 2016. 2016. R: A language and environment for statistical computing.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 412-422.
- Redford, K. H. y P. Feinsinger. 2000. The half-empty forest: Sustainable use and the ecology of interactions en: Reynolds J, G. M. Mace, K. H. Redford y J. G. Robinson (eds) *Conservation of Exploited Populations*. Cambridge. University Press, Cambridge, pp 370-400.
- Reid, F. 2009. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. 2a edición. Oxford University Press. 346 pp.
- Rich, L. N, C. L. Davis, Z. J. Farris, D. A. W. Miller, J. M. Tucker, S. Hamel, M. S. Farhadinia, R. Steenweg, M. S Di Bitetti, K. Thapa, M. D. Kane, S. Sunarto, N. P. Robinson, A. Paviolo, P. Cruz, Q. Martins, N. Gholikhani, A. Taktehrani, J. Whittington, F. A Wildoo, N. G. Yoccoz, C. Wultsch, B. J. Harmsen y M. J. Kelly. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecology & Biogeography* 1-12.

- Robinson, J. G. y K. H. Redford. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist* 128(5):665-680.
- Roemer, G. W., M. E. Gomper y B. V. Valkenburgh. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *Bioscience* 59(2):165-173.
- Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta, C. C. Wilners, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach y A. J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343:1241484-11241484-11.
- Ripple, W. J., T. M. Newsome, C. Wolf, R. Dirzo, K. T. Everatt, M. Galetti, M. W. Hayward, G. I. H. Kerley, T. Levi, P. A. Lindsey, D. W. Macdonald, Y. Malhi, L. E. Painter, C. J. Sandom, J. Terborgh y B. Van Valkenburgh. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science. Advances* 1:e14001303.
- Rovero, F., M. Tobler y L. Sanderson. 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates en: Eymann, J., J. Degreef, C. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn y D Van den Siegel (eds) *Manual in field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories* pp 100-128. ABC Taxa: Belgian National Focal Point for the GTI, Brussels.
- Rovero, F. F. Zimmerman, D. Berzi y P. Meek. 2013. "which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24 (2):148-156.
- Rovero, F. E. Martin, M. Rosa, J. A. Ahumada y D. Spitale. 2014. Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS ONE* 9(7):e103300.
- Royle, J. A., y J. D. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84: 777-790.
- Rueda-Delgado, G., K. M. Wantzen y M. B. Tolosa. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *The North American Benthological Society* 25(1):233-249.
- Saavedra Guerrero, A. D. M. López y L. A. Castellanos Fajardo. 2015. Descripción del medio físico de la cuenca media del Río Usumacinta, México en: Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (*cords*) *Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias, México. Natura y Ecosistemas Mexicanos.*
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Arnesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. H. Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker y D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Samii, C. M. Lisiecki, P. Kulkarni, L. Paler y L. Chavis. 2014. Effects of Payment for Environmental Services (PES) on deforestation and poverty in low and middle income countries: a systematic review. *Campbell Systematic Reviews* 11.

- Sampaio, R., A. P. Lima, W. E. Magnusson y C. A. Peres. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation* 19:2421-2439.
- Sanderson J.G., 2004. Camera phototrapping monitoring protocol. The tropical ecology, assessment, and monitoring (team) initiative 18 pp.
- Sandom, C. J., J. Williams, D. Burnham, A. J. Dickman, A. E. Hinks, E. A. Macdonald y D. W. Macdonald. 2017. Deconstructed cat communities: Quantifying the threat to prey defaunation. *Diversity and Distributions* 1-3.
- Santos-Moreno, A. y G. Pérez-Irineo. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya* 4(1): 89-98.
- Schmitz, O. J., P. A. Hambäck y A. P. Beckerman. 2000. Trophic cascades in terrestrial systems: A review of the effect of carnivore removals on plants. *The American Naturalist* 155(2):141-153.
- Séguin, A., E. Harvey, P. Archambault, C. Nozais y D. Gravel. 2014. Body size as a predictor of species loss effect on ecosystem functioning. *Scientific reports* 4(4616):1-5.
- Silman, M. R., J. W. Terborgh y R. A. Kiltie. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84: 431-438.
- Silveira, L. A. T. A. Jácomo y J. A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*. 114:351-355.
- Simberloff, D. y T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and systematics* 22:115-143.
- Stork, N. E, J. A. Coddington, R. K. Colwell, R. L. Chazdon, C. W. Dick, C. A. Peres, S. Sloan y K. Willis. 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology* 23(6):1438-1447.
- Soberón, J. y J. Lorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7(3):480-488.
- Sobral, M., K. M. Silvius, H. Overman, L. F. B. Oliveira, T. K. Raab y J. M. V. Fragoso. 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through tropic interactions in the Amazon. *Nature Ecology & Evolution* 1:1670-1676.
- Stoner, K. E., P. Riba-Hernández, K. Vulinec y J. E. Lambert. 2007. The role of mammals in creating and modifying seed shadow in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica* 39(3):316-327.
- Sobrinho, T. G., L. N. Paolucci, D. C. Muscardi, A. C. Maradini, E. A. Silva, R. R. C. Solar y J. H. Shoeder. 2015. Biodiversity and ecosystem functioning in tropical habitats- Case studies and future perspective in Atlantic rainforest Cerrado Landscapes en: L.

- Yueh-Hsin, J. Blanco y R. Shovonlal. Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. InTech
- Sowls, L.K. 1997. Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use. 2nd ed. Texas A&M University Press, E. U. A.
- Srbek-Araujo, A.C. y A. García Chiarello. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 21:121-125.
- Swamy, V. y M. Pinedo-Vasquez. 2014. Bushmeat harvest in tropical forests: knowledge base, gaps and research priorities. Occasional Paper 114. Center of International Forestry Research. Indonesia.
- Tapia, O. y J. M. Núñez. 2008. Geoinformación de relevancia hidrológica para el Corredor Biológico Mesoamericano-México en: Centro de Investigación en Geografía y Geomática. Importancia del capital ecológico de la Región del Corredor Biológico Mesoamericano-México: evaluación de la biodiversidad, ciclo hidrológico y dinámica de la cobertura forestal. CONABIO 95 pp.
- Tejeda-Cruz, C. 2009. Conservación de la biodiversidad y comunidades locales: conflictos en áreas naturales protegidas de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies* 34(68):57-88.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2):283-292.
- Terborgh, J. L. López, P. Núñez V, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert y L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1956.
- Ticktin, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41:11-21.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity pp. 109-120 en S. A. Levins eds. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academia Press San Diego, California. Tilman, D. y C. Lehman. 2001. Biodiversity, composition, and ecosystem processes: Theory and concepts pp 9-41 en A. P. Kizing, S. W. Pacala y D. Tilman eds. *The functional consequences of biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions*. Princeton University Press, Oxford.
- Tobler, M. W. 2002. Habitat use and diet of baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in a Montane cloud forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Biotropica* 34(3):468-474.
- Tobler M. W., S. E. Carrillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3):169-178.

- Tobler, M. W., A. Zuñifa Hartley, S. E. Carrillo-Percastegui y G. V. N. Powell. 2015. Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology* 52:413-421.
- Trench, T. y A. Köhler. 2005. Los Xateros en la Selva Lacandona: Una temporalidad permanente. *Anuario 2004 del Centro de Estudios Superiores de México y Centroamérica. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas* pp 351-381.
- Tucker, M. A. K. Böhning-Gaese, W. F. Fagan, J. M. Fryxell, B. Van Moorter, S. C. Alberts, A. H. Ali, A. M. Allen, N. Attias, T. Avgar, H. Bartlam-Brooks, B. Bayarbaatar, J. L. Belant, A. Bertassoni, D. Beyer, L. Bidner, F. M. van Beest, S. Blake, N. Blaum, C. Bracis, D. Brown, P. J. N. de Bruyn, F. Cagnacci, J. M. Calabrese, C. Camilo-Alves, S. Chamaillé-Jammes, A. Chiaradia, S. C. Davidson, T. Dennis, S. DeStefano, D. Diefenbach, I. Douglas-Hamilton, J. Fennessy, C. Fichtel, W. Fiedler, C. Fischer, I. Fischhoff, C. H. Fleming, T. Ford, S.A. Fritz, B. Gehr, J. R. Goheen, E. Gurarie, M. Hebblewhite, M. Heurich, A. J. M. Hewison, C. Hof, E. Hurme, L. A. Isbell, R. Janssen, F. Jeltsch, P. Kaczensky, A. Kane, P. M. Kappeler, M. Kauffman, R. Kays, D. Kimuyu, F. Koch, B. Kranstauber, S. LaPoint, P. Leimgruber, J. D. C. Linnell, P. López-López, A. C. Markham, J. Mattisson, E. P. Medici, U. Mellone, E. Merrill, G. de Miranda Mourão, R. G. Morato, N. Morellet, T. A. Morrison, S. L. Díaz-Muñoz, A. Mysterud, D. Nandintsetseg, R. Nathan, A. Niamir, J. Odden, R. B. O Hara, G. R. Oliveira-Santos, K. A. Olson, B. D. Patterson, R. Cunha de Paula, L. Pedrotti, B. Reineking, M. Rimmel, T. L. Rogers, C. M. Rolandsen, C. S. Rosenberry, D. I. Rubenstein, K. Safi, S. Saïd, N. Sapir, H. Sawyer, N. M. Schmidt, N. Selva, A. Sergiel, E. Shiilegdamba, J. P. Silva, N. Singh, E. J. Solberg, O. Spiegel, O. Strand, S. Sundaresan, W. Ullmann, U. Voigt, J. Wall, D. Wattles, M. Wikelski, C. C. Wilmers, J. W. Wilson, G. Wittemyer, F. Zięba, T. Zwiłacz-Kozica y T. Mueller. 2018. Moving in the Anthropocene: global reductions in terrestrial mammalian movement. *Science* 359(6974):466-469.
- Turner, I. M. y Corlett, R. T. 1994. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11:330-333.
- Vanthome, H., J. Kolowski, L. Korte y A. Alonso. 2013. Distribution of a community mammals in relation to roads and other human disturbances in Gabon, Central Africa. *Conservation Biology* 2:281-291.
- Vetter, D., M. M. Hansbauer, Z. Végvári y I. Storch. 2011. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography* 34(1):1-8.
- Wallgrem, M., C. Skarpe, R. Bergström, K. Danell, L. Granlund y A. Bergström. 2008. Mammal Community structure in relation to distance disturbance and resource gradients in southern Africa. *African Journal of Ecology* 47:20-31.
- Watson, J.E.M., N. Dudley, D. B. Segan y M. Hockings. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515, 67–73.

- Williams, P. H. 2001. Complementarity pp 813-828 en S. A. Levins eds. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academia Press San Diego, California.
- Willis, K. J., L. Gillson y T. M. Brncic. 2004. How “virgin” is virgin rainforests? *Science* 304:402-403.
- Whitmee, S. y C. D. L. Orme. 2013. Predicting dispersal distance in mammals: a trait-based approach. *Journal of Animal Ecology* 82:211-221.
- Woodroffe, R. y J. R. Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 208:2126-2128.
- Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno y R. Ibáñez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239.
- Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:1-14.
- Wright, S. J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in ecology & Evolution*. 20:553-560.
- Wunder S. 2007. The efficiency of payment for environmental services un tropical conservation. *Conservation Biology* 21(1):48-58.
- Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2(4):333-339.
- Yoccoz, N. G., J. D Nichols y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity space and time. *TRENDS in Ecology & Evolution* 16(8):446-453
- Zimmermann, A. N. Baker, C. Inskip, J. D. Linnell, S. Marchini, J. Odden y A. Treves. 2010. Contemporary views of human-carnivore conflicts on wild rangelands 129-151 pp en: du Toit, J, R. Kock y J. Deutsch (eds) *Wild rangelands*. Willey-Blackwell U. K.