



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“EFECTO DE LA COMPOSICIÓN Y
CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL
PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE
MAMÍFEROS DE LA SELVA EL OCOTE,
CHIAPAS, MÉXICO”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE Y
GESTIÓN DE RIESGOS**

PRESENTA

LEONEL SANTIZO LÓPEZ

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Septiembre de 2019



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“EFECTO DE LA COMPOSICIÓN Y
CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL
PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE
MAMÍFEROS DE LA SELVA EL OCOTE,
CHIAPAS, MÉXICO”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE Y
GESTIÓN DE RIESGOS**

PRESENTA

LEONEL SANTIZO LÓPEZ

DIRECTOR

DR. ARTURO CARRILLO REYES

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Septiembre de 2019



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“EFECTO DE LA COMPOSICIÓN Y
CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL
PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE
MAMÍFEROS DE LA SELVA EL OCOTE,
CHIAPAS, MÉXICO”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE Y
GESTIÓN DE RIESGOS**

**PRESENTA
LEONEL SANTIZO LÓPEZ**

**DIRECTOR
DR. ARTURO CARRILLO REYES**

**CODIRECTORA
DRA. TAMARA M. RIOJA PARADELA**

**ASESORES
DR. EDUARDO E. ESPINOZA MEDINILLA**

DR. DARIO A. NAVARRETE GUTIÉRREZ

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Septiembre de 2019



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 14 de agosto de 2019

Oficio No. DGIP/0008/2019

Asunto: Autorización de impresión de tesis

C. Leonel Santizo López
Candidata al Grado de Maestro en Ciencias en Desarrollo
Sustentable y Gestión de Riesgos UNICACH
Presente

En virtud de que se me ha hecho llegar por escrito la **opinión favorable** de la Comisión Revisora que analizó su trabajo terminal denominado **"Efecto de la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de mamíferos de la Selva el Ocote, Chiapas, México"**, y que dicho trabajo cumple con los criterios metodológicos y de contenido, esta Dirección a mi cargo le **autoriza la impresión del documento** mencionado, para la defensa oral del mismo, en el examen que Usted sustentará para obtener el **Grado de Maestro en Ciencias en Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos**.

Se le pide observar las características normativas que debe tener el documento impreso y entregar en esta Dirección un tanto empastado del mismo.

Respetuosamente
"Por la Cultura de mi Raza"



Dr. Ricardo David Estrada Soto DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN
Y POSGRADO
Director

C.c.p. Lic. Aurora E. Serrano Roblero. Secretaria Académica UNICACH. - Para su conocimiento
Expediente
*RDES/rags

Ciudad Universitaria. Lib. Norte Poniente núm. 1150
Colonia Lajas Maciel Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
C.P. 29039 Tel: (01 961) 61 70 440 Ext. 4360
investigacionyposgrado@unicach.mx

DEDICATORIA

Especialmente para Papá Dios, que con su infinita misericordia y voluntad me ha permitido llegar hasta aquí, gracias por prestarme la vida, por acompañarme, cuidarme y guiarme en el cumplimiento de un sueño más. Vinieron tiempos difíciles, llenos de tristezas, desalientos, llantos, enfermedades y desilusiones. Sin embargo, también sobresalieron momentos de alegría y de felicidad que me impulsaron a seguir adelante, luchar y dar todo de mí. Sé que este triunfo te lo debo a ti, porque sin ti nada soy Señor.

A mi padre Sofonías Santizo Morales por sus consejos y apoyo incondicional en todo momento. Gracias papá por el amor que me tienes y por confiar en mí. Nunca olvides que este sueño se ha hecho realidad gracias a ti.

A mi madre Rosalinda López Hernández que siempre ha estado dispuesta a ayudarme, gracias mamá por tus oraciones, consejos y bendiciones. Sé que Dios me ha guardado y cuidado de todo mal porque junto con papá te has arrodillado a pedir por mí. Gracias por todo lo que has hecho en mi vida, eres la mamá más maravillosa de todo el mundo, la mejor madre.

A mis hermanas Yesica Fabiola y Sandra Isabel Santizo López, por ser las hermanitas más hermosas y lindas que Dios me ha dado. Ustedes han sido mi inspiración para seguir adelante, gracias por formar parte de mi vida.

A Magda Olga y Arminda Nanduca López, Ricardo Santizo de los Santos y Andrea Santizo Nanduca, que me han ayudado en todo momento, gracias por todo el apoyo brindado, Dios les bendiga siempre.

AGRADECIMIENTOS

A Dios primeramente por darme la vida, la salud y las fuerzas para iniciar y a la vez terminar este proyecto de investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico brindado durante estos dos años.

Al Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Chiapas (COCyTECH) por el apoyo brindado con el programa “Beca Tesis para Posgrado”.

A la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) por aceptarme como alumno matriculado y contribuir a mi formación profesional.

Al Dr. Arturo Carrillo Reyes por seguir confiando en mí y darme la oportunidad de realizar este trabajo de investigación. Gracias por tu esmero, esfuerzo, consejos, enseñanzas y apoyo incondicional en la revisión de este documento. Eres una gran persona y sobre todo un gran amigo.

A la Dra. Tamara M. Rioja Paradela, al Dr. Eduardo E. Espinoza Medinilla y al Dr. Darío A. Navarrete Gutiérrez por la amistad brindada, por sus consejos y enseñanzas. Gracias por enriquecer este trabajo con sus asesorías y comentarios.

A la sociedad cooperativa Tzamanguimó, del Centro Ecoturístico Sima de las Cotorras (CESC), por otorgar el permiso para llevar a cabo este proyecto. Gracias por atenderme con amabilidad y por hacerme sentir en casa.

A Francisco y Alejandro Díaz San Román de la comunidad de Piedra Parada por brindarme sus apoyo, tiempo, amistad y por estar siempre dispuestos a acompañarme en las salidas de campo.

A Sofonías Santizo Morales, Rosalinda López Hernández, Yesica Fabiola y Sandra Isabel Santizo López por formar parte de mi vida, apoyarme, confiar en mí y sin duda estar siempre pendiente a través de sus oraciones.

El principio de la sabiduría es el temor de Jehová

Proverbio 1:7

ÍNDICE

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
3. MARCO TEÓRICO.....	8
3.1. Desarrollo Sustentable.....	8
3.2. Ecología del Paisaje	8
3.3. Paisaje.....	9
3.4. Heterogeneidad.....	9
3.5. Escala y Medidas para Analizar el Paisaje.....	10
3.5.1. Composición.....	10
3.5.2. Configuración.....	11
3.5.3. Estructura	11
3.5.4. Función.....	13
3.6. Biodiversidad	13
3.7. Mamíferos	15
3.8. Mamíferos del Área de Influencia de la REBISO.....	16
3.9. Ámbito Hogareño.....	17
4. OBJETIVO.....	22
4.1. Objetivo General	22
4.2. Objetivos Particulares	22
5. HIPÓTESIS.....	23
6. METODOLOGÍA	24

6.1.	Área de Estudio	24
6.2.	Monitoreo de Mamíferos.....	26
6.3.	Identificación y Categorización de Especies.....	27
6.4.	Abundancia Relativa	27
6.5.	Curva de Acumulación de Especies	28
6.6.	Diversidad Alfa	28
6.7.	Caracterización del Paisaje.....	30
6.8.	Evaluación de la Composición y Configuración Espacial del Paisaje	30
6.9.	Métricas de Paisaje y de Fragmento.....	31
6.10.	Análisis de Datos.....	32
7.	RESULTADOS.....	34
7.1.	Curva de Acumulación de Especies	34
7.2.	Riqueza Específica	35
7.3.	Abundancia Relativa	39
7.4.	Índices de Diversidad Alfa.....	42
7.4.1.	Diversidad Alfa para todo el Periodo de Estudio	42
7.4.2.	Diversidad Alfa por cada Estación de Monitoreo	42
7.5.	Evaluación de la Composición y Configuración Espacial del Paisaje	44
7.6.	Métricas de Paisaje y de Fragmento.....	46
7.6.1.	Métricas de Paisaje.....	46
7.6.2.	Métricas de Fragmento.....	47
7.7.	Métricas de Paisaje y de Fragmento que Influyen sobre la Diversidad de Especies ...	48

7.7.1. Escala a Nivel de Paisaje.....	48
7.7.2. Escala a nivel de fragmento	48
8. DISCUSIONES.....	50
8.1. Riqueza y Abundancia de Especies.....	50
8.2. Efecto del Paisaje sobre la Diversidad	53
8.3. Métricas del Paisaje.....	54
9. CONCLUSIONES	58
10. LITERATURA CITADA.....	59
11. ANEXOS.....	75

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Riqueza de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, de acuerdo a los estimadores Bootstrap, Jack1 y Chao.....	35
Cuadro 2. Listado de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México, y su estado de conservación.....	36
Cuadro 3. Índice de abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.....	40
Cuadro 4. Índice de Shannon-Wiener, Simpson, Números de Hill, Fisher y área de superficie bajo el perfil beta, de 12 estaciones de monitoreo	43
Cuadro 5. Métricas de paisaje obtenidos con los softwares ArcMap 10.2 y Fragstats 4.2.1	46
Cuadro 6. Métricas de fragmento obtenidas con el software Fragstats 4.2.1	47
Cuadro 7. Valores de los Modelos Lineales Generalizados (GLM) efectuados, para probar el efecto de las métricas de paisaje y de fragmento sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes, registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudio. En color gris se observa la REBISO, en color blanco el área de influencia a la REBISO, los puntos negros representan las estaciones de monitoreo (sitios donde se colocaron las cámaras trampa). Elaboración personal, con datos obtenidos de INEGI, 2015..... 24
- Figura 2.** Curva de acumulación de especies. En el eje X se muestra el esfuerzo de monitoreo y el eje Y representa el número de especies registradas, la curva de color negro representa la riqueza acumulada y en gris se observa los intervalos de confianza 34
- Figura 3.** Rodal del área de estudio. Se identificaron seis tipos de coberturas (Selva Baja Caducifolia, Acahual, Zonas Agrícolas, Cuerpos de Agua, Caminos y Asentamientos Humanos) 44
- Figura 4.** Recorte de las 12 unidades de paisaje ($r= 424.26$ m), sobre el polígono rodalizado. Nueve se encuentran al sur del área de influencia de la REBISO y tres en el área de amortiguamiento .45

RESUMEN

Las especies presentan patrones de distribución que en muchas ocasiones se ven afectados por la variación espacial de las condiciones ambientales, originada por los cambios continuos en la estructura del entorno, generando un paisaje heterogéneo con una matriz compuesta por pastizales, campos agrícolas y asentamientos humanos, lo que puede conducir a la pérdida del hábitat, la reducción del tamaño de los fragmentos, la pérdida de conectividad y con ello la pérdida de variabilidad genética. Al sur de la REBISO los procesos de alteración del paisaje han sido muy marcados, debido principalmente a actividades antropogénicas como la agricultura, ganadería, incendios y deforestación; sin embargo, aún se desconocen todos los efectos y las consecuencias de dicha alteración sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes. Se evaluaron, a partir de un análisis de Modelo Lineal Generalizado (GLM), los efectos de ocho métricas de paisaje sobre la diversidad de mamíferos presentes en la zona: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), Distancia a Caminos (DC), Distancia a Zonas Agrícolas (DZA), Distancia a Asentamientos Humanos (DAH), % de Cobertura Forestal (CF), Fragmentación (NF), Permeabilidad de la Matriz (PM) y Aislamiento entre fragmentos (DPA). Así como tres métricas de fragmento: Tamaño (TF), forma (IF) y Aislamiento (IP), sobre la diversidad biológica: Índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (D), Números de Hill (N0, N1 y N2), Índice de Fisher (I_F) y área de superficie bajo el perfil beta (ASPB). La medición de las métricas se llevó a cabo en 12 unidades de paisaje con un radio de 424.26 m (565,475.8316 m²). Se identificaron seis tipos de cobertura (Selva Baja Caducifolia, Acahual, Zonas Agrícolas, Caminos, Asentamientos Humanos y Cuerpos de Agua). Mediante un esfuerzo de muestreo de 3156 días-trampa, con un total de 385 fotografías, se registraron un total de 19 especies de mamíferos. Las especies más abundantes fueron *Urocyon cinereoargenteus* (1.0456), *Odocoileus virginianus* (0.9823), *Didelphis* sp.

(0.8238) y *Dasypus novemcinctus* (0.6020). Los diferentes índices de diversidad alfa calculados para todo el estudio arrojaron valores de: $H' = 2.2843$, $D = 0.8667$, $N_0 = 19$ especies (riqueza), $N_1 = 9.8188$ especies abundantes, $N_2 = 7.5019$ especies más abundantes e $I_F = 5.60$. A escala de Paisaje la diversidad de especies aumentó con relación al NDVI, DZA, DAH y PM. Cabe señalar que a escala de fragmento no se encontró ninguna relación con el paisaje. A partir de estos resultados, se propone no sólo la conservación de la vegetación nativa (manejo sustentable), sino evitar la extensión de zonas de cultivo y el crecimiento de asentamientos humanos, ya que las especies evitan áreas cercanas a dichas zonas, por lo que es necesario, considerar estos requerimientos de hábitat de mamíferos para posteriores planes de manejo, sobre todo de especies consideradas raras y que además se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo.

Palabras clave: fragmentación, mamíferos, métrica, monitoreo, paisaje, sustentabilidad.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies presentan patrones de distribución que en muchas ocasiones se ven afectados por la variación espacial de las condiciones ambientales originada por los cambios continuos en la estructura del entorno; generando así, un paisaje heterogéneo con una matriz compuesta por selvas, bosques, acahuales, pastizales, campos agrícolas con diferentes tipos de cultivos (maíz, frijol, chile, sorgo, entre otros), zonas de ganadería, carreteras y establecimientos de centros de población (Forman & Godron, 1981; Liu, Daily, Ehrlich, & Luck, 2003).

Dentro de la fauna, uno de los grupos de vertebrados terrestres que está siendo afectado por los cambios continuos en la estructura del entorno, son los mamíferos (Bolívar-Cimé, Laborde, MacSwiney G., Muñoz-Robles, & Tun-Garrido, 2013; Ewers & Didham, 2006a); estos son fundamentales para preservar la integridad de los ecosistemas, ya que juegan un papel importante en los diferentes procesos ecológicos como lo es la dispersión y depredación de semillas, la herbivoría y forrajeo, la depredación, entre muchos otros procesos (Campbell & Reece, 2007).

En el área de influencia de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote (REBISO) los procesos de alteración del paisaje se han visto muy marcados, debido principalmente a diferentes actividades antropogénicas como la agricultura, ganadería, deforestación, incendios, trazos de caminos y establecimiento de centros de población (SEMARNAT, 2001); lo que puede resultar en la pérdida de hábitat, la reducción del tamaño de los fragmentos, la formación de bordes, así como la pérdida de conectividad y con ello, la pérdida de variabilidad genética de las especies (Bolívar-Cimé et al., 2013; Fahrig, 2003; Mapelli, Mora, Mirol, & Kittlein, 2012).

Para diseñar estrategias de conservación de forma efectiva y sustentable, es necesario realizar estudios a escala de paisaje (Burel & Baudry, 2005; Ewers & Didham, 2006a; Garmendia, Arroyo-Rodríguez, Estrada, Naranjo, & Stoner, 2013; Villa-Vázquez, 2009) y de fragmento (Arroyo-

Rodríguez, Rojas, Saldaña-Vázquez, & Stoner, 2016; Garmendia et al., 2013), mismos que permitan evaluar el impacto que tienen algunos de sus atributos como el índice de vegetación de diferencia normalizada, la distancia a carreteras, a zonas agrícolas, a asentamientos humanos, la pérdida de cobertura forestal, el incremento del número de fragmentos (fragmentación), el aumento de la densidad de borde, la conectividad y/o permeabilidad de la matriz; así como la forma, tamaño y aislamiento del fragmento, sobre la diversidad de especies de mamíferos medianos y grandes (Villaseñor, Blanchard, Driscoll, Gibbons, & Lindenmayer, 2015; Villa-Vázquez, 2009; Wilk, 2011), ya que se han registrado un total de 15 especies de mamíferos medianos y grandes en el área de estudio, de las cuales, según la NOM-059-SEMARNAT-2010, cuatro están clasificadas en alguna categoría de riesgo (Santizo-López, 2016). Por lo tanto, este estudio, cobra gran relevancia para el manejo sustentable del área.

Por todo ello, en la presente investigación se evaluó el efecto de la composición y configuración espacial del paisaje al sur del área de influencia de la REBISO sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes.

2. ANTECEDENTES

El estudio de la ecología del paisaje es de gran importancia, ya que permite conocer la relación (positiva o negativa) que existe entre la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de seres vivos. Autores como Fahrig (2003), Bolívar-Cimé et al. (2013); Ewers & Didham (2006b) mencionan que la pérdida de cobertura vegetal y por ende la destrucción del hábitat se considera una amenaza para la biodiversidad, afectando a muchas especies que dependen específicamente de ciertas características (especialistas) como el tipo de alimento, cobertura vegetal, refugio, entre otros. Sin embargo, autores, como Harper et al. (2005) y Pardini (2004) señalan que la fragmentación y la densidad de los bordes puede tener efectos positivos en muchas especies, principalmente en aquellas que son capaces de persistir en lugares pequeños.

Pardini (2004) realizó un trabajo que consistió en evaluar el efecto de la fragmentación de bosques en pequeños mamíferos en un paisaje de bosque atlántico en la Reserva Biológica Una, ubicada al noreste de Brasil. Se muestrearon un total de 36 sitios, seis sitios se distribuyeron en cada uno de los seis componentes del paisaje: los interiores y los bordes de los pequeños remanentes, los interiores y los bordes de los grandes remanentes y los hábitats forestales más comunes que se encontraron en la matriz. Se obtuvo un total de 46,656 noches-trampa, registrando 1725 individuos de 20 especies de roedores y marsupiales. Los resultados revelaron un aumento de la diversidad beta causado por la fragmentación, los efectos contrastantes de los hábitats forestales alterados de la matriz, que albergan especies forestales y adaptadas a las perturbaciones; una mayor importancia del efecto de borde que del tamaño del fragmento a los cambios observados en la comunidad de pequeños mamíferos en el remanente; una asociación entre especies de bosques terrestres y especies forestales arbóreas en términos de distribución y abundancia; y una vulnerabilidad distintiva de estos dos grupos de especies a la fragmentación. Los resultados enfatizan la importancia biológica y el valor de conservación tanto de los paisajes fragmentados

como de los pequeños remanentes, así como la importancia de las técnicas de manejo para controlar y atenuar los efectos de borde.

Pardini et al. (2005) realizaron un estudio sobre el papel de la estructura forestal, el tamaño de los fragmentos y los corredores en el mantenimiento de la abundancia y diversidad de mamíferos pequeños en un paisaje de bosque atlántico en Brasil, con la finalidad de demostrar que la abundancia y diversidad de especies se ven afectadas por el tamaño de los fragmentos y la presencia de corredores. Registraron la abundancia y distribución de pequeños mamíferos en 26 sitios en un paisaje de bosque. Describieron y minimizaron la influencia de la densidad de follaje y la estratificación. Los sitios se distribuyeron en tres categorías de tamaño de fragmento y en bosque continuo. Para las categorías pequeñas y medianas, se consideraron fragmentos aislados y fragmentos conectados por corredores a restos más grandes. Se redujo la abundancia de mamíferos pequeños y la diversidad alfa y beta en comparación con las puntuaciones de sitio del primer eje de un análisis de componentes principales sobre las variables de la estructura forestal.

Encontraron también que la estructura forestal influyó en la abundancia y abundancia total de algunas especies individualmente, pero no en la diversidad de comunidades de pequeños mamíferos. La abundancia total y la diversidad alfa fueron menores en fragmentos pequeños y medianos que en fragmentos grandes y bosque continuo y en fragmentos aislados comparados con fragmentos conectados. La diversidad beta mostró una relación opuesta al tamaño del fragmento y los corredores, aumentando en fragmentos pequeños y aislados. Este estudio sugiere que los gradientes de la estructura del hábitat asociados con la perturbación o regeneración de los bosques tropicales son más importantes para la abundancia que para la diversidad de las comunidades de pequeños mamíferos.

Mapelli & Kittlein (2009) realizaron un estudio donde analizaron la influencia de las características del paisaje en la ocupación de fragmentos por roedores herbívoros subterráneos

Ctenomys porteousi en una provincia de Argentina. Identificaron un total de 63 fragmentos, mediante el análisis de imágenes satelitales, a lo largo de casi todo el rango de distribución de la especie. Observaron que la distribución de *C. porteousi* se ve afectada no solo por las características de los fragmentos de hábitat, sino también por los de la matriz del paisaje. Encontraron diferencias significativas entre fragmentos ocupados y vacíos en diversas variables ambientales. En general, los fragmentos ocupados eran más grandes, con menos vegetación, más conectados y a su vez tenían fragmentos vecinos más grandes. Un procedimiento escalonado en un modelo lineal generalizado seleccionó cuatro variables de hábitat que explicaban la ocupación de fragmentos en *C. porteousi*; se incluyeron los efectos de la calidad del hábitat en la matriz que rodea al fragmento, la cubierta vegetal promedio en cada fragmento, la cubierta vegetal mínima en la matriz que rodea al fragmento y el área del fragmento más cercano. Estos resultados indicaron que la ocupación de fragmentos en *C. porteousi* está fuertemente influenciada por la disponibilidad y calidad del hábitat tanto en el fragmento como en la matriz del paisaje circundante.

Villa-Vázquez (2009) realizó una investigación para ver los efectos de la deforestación y fragmentación de las selvas bajas en los mamíferos medianos y grandes, en la planicie Huasteca Potosina, analizando los cambios en el uso del suelo y el proceso de fragmentación de la vegetación en el periodo de 1970-2005; así como evaluando la distribución y riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes en relación con la fragmentación. Con imágenes de satélite Landsat MSS de 1973 y EMT+ 2005 realizaron un análisis espacial supervisado y no supervisado, utilizando el Sistema de Información Geográfica (SIG) ILWIS 3.2. Los resultados obtenidos demostraron una disminución del 95.56% de la cobertura vegetal de la superficie original y un 50% de la fauna registrada en comparación a un trabajo previo en 1973. Es decir, que, del registro histórico de 19 especies en la zona de estudio, solo se encontraron nueve, evidenciando la pérdida de diversidad biológica en la región.

Garmendia, Arroyo-Rodríguez, Estrada, Naranjo & Stoner (2013), realizaron un estudio con el objetivo de determinar los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la diversidad de mamíferos terrestres en la Selva Lacandona, Chiapas. Evaluaron los efectos de cinco métricas del paisaje (Cobertura forestal, número de fragmentos, densidad de borde, distancia media de aislamiento promedio entre fragmentos y permeabilidad de la matriz) y tres métricas de fragmento (tamaño, forma y aislamiento) sobre el número de especies y la ocupación de fragmentos de mamíferos medianos y grandes. Se muestrearon los ensambles de mamíferos en 24 fragmentos forestales y cuatro áreas de control dentro de un bosque continuo, utilizando cámaras trampa, reconocimiento de rastros, huellas, excretas y avistamientos directos. Las métricas del paisaje fueron evaluadas en dos escalas espaciales: dentro de un buffer de 100 y 500 ha. Encontraron que el número de especies fue mayor en fragmentos más grandes e irregulares, sin embargo, las métricas del paisaje (cobertura forestal, densidad de borde y permeabilidad de la matriz) fueron mejores predictores de la riqueza de especies. Se observó que el número de especies incrementó con la permeabilidad de la matriz considerando el buffer de 100 ha, pero tendió a disminuir en paisajes con mayor grado de fragmentación considerando el buffer de 500 ha.

Arroyo-Rodríguez, Rojas, Saldaña-Vázquez y Stoner (2016) realizaron un estudio con el objetivo de demostrar que la composición del paisaje es más importante que la configuración de la misma, de un ensamble de murciélagos de la familia Phyllostomidae en un sitio fragmentado con alta diversidad en la selva Lacandona, Chiapas. Evaluaron la influencia relativa de la composición (cobertura forestal del paisaje y composición de la matriz) y configuración (grado de fragmentación forestal y densidad de los bordes) de los paisajes sobre la abundancia, diversidad y uniformidad de los conjuntos de murciélagos. Calcularon el índice de vegetación (NDVI) utilizando una imagen de satélite SPOT 5 para realizar un análisis espacial supervisado, considerando seis tipos de cobertura vegetal. Caracterizaron la composición y configuración del paisaje a dos escalas

espaciales, utilizando un búfer de 100 ha y 500 ha. Hallaron que la composición del paisaje es relativamente más importante que la configuración del paisaje y que la diversidad del conjunto completo de murciélagos aumentó en paisajes con mayor cobertura forestal donde registraron un mayor número de especies raras. Concluyeron que, para preservar los conjuntos de murciélagos y sus importantes roles funcionales, las iniciativas de conservación deben priorizar una reducción de la deforestación y el aumento de los bosques secundarios en la matriz. Es necesario el mantenimiento de todos los fragmentos forestales ya que favorece la complementación del paisaje y la dinámica de la suplementación.

Cruz-Salazar, Ruiz-Montoya, Navarrete-Gutiérrez & Vázquez (2016) hicieron un estudio para evaluar las relaciones entre la abundancia de dos marsupiales *Didelphis marsupialis* y *Didelphis virginiana*, y los atributos del paisaje en diferentes niveles de disturbio en Chiapas, Los Altos y la Depresión Central. El objetivo fue identificar efectos de cambio del paisaje sobre sus poblaciones. Se colocaron 48 trampas Tomahawk en tres niveles de disturbio. Se analizó la estructura y composición del paisaje, la abundancia, la influencia del nivel de disturbio, paisaje, composición y estructura en la abundancia para cada especie a través de regresiones múltiples y modelos lineales generalizados. La abundancia promedio de *Didelphis* sp. fue mayor en la Depresión Central (5.56 individuos, DE= 4.82). El número de fragmentos influyó en la presencia de *D. marsupialis* ($P=0.003$), en tanto que para *D. virginiana* ningún índice del paisaje se asoció con su presencia. Los resultados sugieren que el nivel de disturbio no influye en la abundancia de *D. marsupialis* y *D. virginiana*. Sin embargo, *D. marsupialis* se relacionó con el número de fragmentos y áreas conservadas; en tanto que *D. virginiana* no fue afectada por los atributos del paisaje evaluados (composición y configuración).

3. MARCO TEÓRICO

3.1.Desarrollo Sustentable

Según la Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo (1987) el concepto más conocido y empleado sobre el desarrollo sustentable es el establecido en el informe Brundtland y se define como el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras, para satisfacer sus propias necesidades.

Muchos autores como Rivas & Magadán (2007); Mikulić, Kožić, & Krešić (2015) han llegado a un consenso sobre los aspectos que involucra este tipo de desarrollo. En este sentido se basa en un esquema bajo tres pilares propuesto por Munasinghe (1993), los cuales involucran la sustentabilidad ambiental, económica y social. La primera apunta hacia la conservación de los sistemas de soporte de la vida como fuentes de recursos; la sostenibilidad económica se refiere al mantenimiento del capital económico; y finalmente la social definida como el desarrollo del capital social. Por lo que ahora el desarrollo sustentable se conceptualiza desde la integración de las tres perspectivas anteriores.

3.2.Ecología del Paisaje

La ecología del paisaje estudia los patrones espaciales y estructurales del territorio teniendo en cuenta los procesos ecológicos, biológicos, edáficos, geológicos, físicos y químicos, y los flujos de organismos, materia y energía (Gurrutxaga San Vicente, Vicente, & Valencia, 2008a). Es decir, estudia un complejo de elementos interactuantes entre la asociación de seres vivos (biocenosis) y sus condiciones ambientales, los cuales actúan en una parte específica del paisaje (Troll, 2010). Por lo tanto, la ecología del paisaje enfatiza la interacción entre el patrón espacial y el proceso ecológico (las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial a través de una gama de escalas) (Turner & Gardner, 2015).

3.3. Paisaje

Forman y Godron (1981) definen al paisaje como un área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que se repiten a todo lo largo y ancho de formas similares. Considerando que los ecosistemas que componen un cierto paisaje pueden variar en su estructura, función y composición de especies. Morláns (2005) denomina paisaje al aspecto general de una región, determinado por el conjunto de geoformas (relieve construido sobre un sustrato, resultado tanto de la erosión como de la acumulación de sedimentos sobre los relieves emergidos de las áreas continentales). Las geoformas comprenden todos los elementos vinculados con la morfología de la superficie terrestre (clima, relieve, litología, geomorfología, suelos y cubierta vegetal, así con fauna asociada). Para Turner et al. (1991) el paisaje es un área heterogénea en al menos un factor de interés, y es ecológicamente reconocido por su estructura (relaciones espaciales entre los distintos ecosistemas o elementos presentes), función (interacción entre elementos espaciales) y cambio (alteración en la estructura y función del sistema ecológico del paisaje a lo largo del tiempo).

3.4. Heterogeneidad

Li y Reynolds (1995) mencionan que la heterogeneidad es la complejidad o variabilidad en un sistema de propiedad de interés en el espacio y el tiempo. Para Burel y Baudry (2005) la heterogeneidad del paisaje está dada por la diversidad de elementos paisajísticos que contiene, así como por la complejidad de las relaciones espaciales entre estos.

La teoría de la heterogeneidad del hábitat predice que una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad, al existir una mayor diversidad de tipos de hábitat (Caspers, 1965). No obstante, niveles altos de heterogeneidad pueden estar asociados a un elevado grado de fragmentación de hábitat y a la consiguiente presencia de fragmentos muy pequeños incapaces de albergar poblaciones viables de ciertos organismos. Así el incremento de la diversidad asociada a

la heterogeneidad puede presentar un valor máximo por encima del cual la biodiversidad empiece a disminuir (Gurrutxaga San Vicente et al. 2008).

3.5. Escala y Medidas para Analizar el Paisaje

La escala se define como un grupo de fragmentos que interactúan de manera significativa para un determinado proceso ecológico (dispersión, depredación, herbivoría, forrajeo, alimentación, reproducción, entre otros procesos), en donde el tamaño del paisaje depende de la escala a la cual la variable de respuesta efectivamente responde (Garramuño, 2006).

Turner & Gardner (2015) definen a la escala como la dimensión espacial o temporal de un objeto o proceso (procesos ecológicos, biológicos, edáficos, físicos, químicos, entre otros), caracterizado por la resolución espacial y la extensión o el tamaño del área de estudio. Asociados a la escala, Turner et al. (1991) plantean cuatro conceptos ecológicos importantes: la composición, configuración, estructura y función del paisaje.

3.5.1. Composición

Sarmiento (2000) y Turner & Gardner (2015), definen a la composición del paisaje como la cantidad relativa de cada hábitat o tipo de cobertura contenido dentro del paisaje. Para Flick, Feagnan & Fahring (2012) la composición del paisaje es el número de componentes (tipos de cobertura) y sus proporciones. En esta última definición, los autores toman en cuenta la proporción de cada componente que integra el paisaje, a diferencia de Sarmiento (2000) y Turner & Gardner (2015), que solo denotan la cantidad relativa de cada tipo de hábitat.

3.5.2. Configuración

La configuración del paisaje se define como la posición relativa de los elementos (tamaño, tipo y forma de fragmentos, densidad de borde, entre otros) de un sistema sobre las propiedades del mismo. Dicho de otra manera, la configuración se define como la disposición espacial de los componentes dentro del paisaje (Flick et al., 2012; Turner & Gardner, 2015).

3.5.3. Estructura

El análisis de los patrones y procesos ecológicos en un paisaje requiere el conocimiento de su estructura, la cual corresponde a la disposición espacial de extensiones de terreno que son ambientalmente diferentes (Durán, Galicia, Pérez G., & Zambrano, 2009). La ecología del paisaje adopta un modelo estructural de éste formado por cuatro tipos de elementos básicos: matriz, fragmento, corredores y borde (Morlans, 2005).

3.5.3.1. Matriz

Es el (los) tipo (s) de cubierta (s) de fondo en un paisaje, caracterizado por una cubierta extensa y de conectividad alta (Durán et al., 2009; Morlans, 2005; Turner & Gardner, 2015; Zárate, 2004), dentro del cual encajan todos los elementos del paisaje, incluyendo bordes, fragmentos y corredores (Durán et al., 2009; Morlans, 2005; Zárate, 2004). La matriz es la porción del paisaje más conectada, compuesta del tipo de vegetación más contigua y predominante.

Debido a las funciones de conexión, la matriz tiene una influencia muy fuerte en el flujo del paisaje, incluyendo los movimientos de energía, materiales y organismos. Cuando la matriz está intacta, los materiales ecológicos y los procesos fluyen sin impedimentos (matriz permeable), pero cuando la matriz está extensivamente fragmentada, la integridad del ecosistema puede ser severamente afectada (matriz poco permeable) (Morlans, 2005).

La permeabilidad de la matriz a los flujos funcionales ecológicos se ve comprometida en función de las barreras y de cómo se distribuyen estas en el paisaje. Las barreras pueden ser naturales (ecotonos, ríos, cordilleras montañosas, entre otros) o artificiales (canalización de ríos, urbanización, trazos de carreteras, entre otros), esta última influye más en la permeabilidad de la matriz. Por lo tanto, entre más barreras existan dentro de una matriz, hay menos permeabilidad y, por ende, menos conectividad (Turner & Gardner, 2015).

3.5.3.2. Fragmentación y Fragmento

Gurrutxaga San Vicente et al. (2008a) definen a la fragmentación del paisaje como una división de un hábitat original en una serie de fragmentos que suman una superficie total menor a la inicial. Dichos autores agregan que un paisaje está más fragmentado cuando menor es el tamaño de la cobertura forestal y por lo consiguiente, el número de fragmentos es mayor; y que, a la vez, existe una fuerte relación entre el grado de separación con los fragmentos del hábitat.

Los fragmentos son áreas o unidades del paisaje relativamente homogéneas en su interior con respecto a la variable que se está analizando (Morlans, 2005; Wilk, 2011); presentan una forma y configuración espacial y pueden ser descritos por las variables internas tales como tipo de cultivo, material genético, estado de desarrollo y otras variables similares (Wilk, 2011). Los fragmentos se derivan de la ruptura de un hábitat (fragmentación) o tipo de cubierta en parcelas más pequeñas y desconectadas; a menudo asociados con, pero no equivalentes a, la pérdida de hábitat.

3.5.3.3. Corredores

Los corredores son elementos del paisaje que conectan fragmentos similares a través de matrices disimiles. Son generalmente longitudinales, adoptando la forma de franjas angostas y alargadas de forma irregular. Las áreas conectadas por los corredores se denominan nodos (Morlans, 2005).

Los corredores constituyen elementos lineales del paisaje que difieren de la matriz en dos sentidos. Primero, pueden estar aislados o conectados a fragmentos con características relativamente semejante a las del corredor, y segunda, pueden funcionar como conectores para promover el flujo de organismos o energía entre los fragmentos que une o actuar como hábitat permanente o temporal, medio de dispersión, barrera o como fuente de modificación de las matrices circundantes (Forman & Godron, 1981).

3.5.3.4. Bordes

Los bordes son fronteras entre los elementos de diferente composición y estructura del paisaje. Estos pueden actuar como límites entre fragmentos distintos o como hábitats importantes en sí mismos. La fragmentación de la matriz da como resultado una gran cantidad de hábitats en los bordes, que pueden tener este efecto sobre ciertas especies, aislándolas de su hábitat y de su población. Por otro lado, estos mismos bordes pueden ser lugares ricos para localizar organismos, e incluso puede existir mayor diversidad dentro de estos, a este efecto se le conoce como efecto de borde (Morláns, 2005).

3.5.4. Función

Para Turner (1991) otros de los conceptos ecológicos importantes asociados a la escala es la función, que se define como la forma en que cada elemento en el paisaje interactúa basado en los eventos de los ciclos de la vida.

3.6. Biodiversidad

La biodiversidad es un resultado del proceso evolutivo que se manifiesta en la existencia de diferentes modos de ser para la vida. Mutación y selección natural determinan las características y la cantidad de diversidad que existe en un lugar y momento dado. Diferencias a nivel genético, en

las respuestas morfológicas, fisiológicas y etológicas de los fenotipos, diferencias en las formas de desarrollo, en la demografía y en las historias de vida. La diversidad biológica abarca toda la escala de organización de los seres vivos (Halffter, Soberón, Koleff, & Melic, 2005).

Para efectos de esta investigación, se entiende como diversidad a la suma del número total de especies diferentes en una comunidad (riqueza de especies), con la proporción de cada especie en el número total de individuos de la comunidad (abundancia relativa), concepto sugerido por Campbell & Reece (2007).

A nivel ecológico, la biodiversidad tiene dos expresiones bien definidas en el análisis de comunidades: la diversidad presente en un sitio dado o diversidad alfa (α) y la medida del grado de cambio o reemplazo de especies entre las comunidades que se encuentran en un área o momento del tiempo, denominada diversidad beta (β). Es decir, la diversidad α es la riqueza de especies presentes en un mismo hábitat. La diversidad β es una comparación entre pares de unidades de paisaje (Halffter et al., 2005).

La biodiversidad no solo depende de la riqueza de especies, sino también de la dominancia relativa de cada una de ellas. Las especies se distribuyen según jerarquías de abundancia, desde algunas muy abundantes hasta algunas muy raras. Cuando mayor es el grado de dominancia y riqueza de alguna especie, menor es la biodiversidad de la comunidad (Halffter et al., 2005).

Existe un componente genético de la heterogeneidad biológica. A nivel de una sola especie puede existir mucha o poca variabilidad genética, dada por la cantidad de alelos diferentes que tenga cada gen y los caracteres que estos diferentes alelos codifiquen en el organismo. La diversidad genética depende de la historia evolutiva de la especie, del nivel de endogamia de la población, de su aislamiento reproductivo, y de la selección natural a favor o en contra de la heterosis. La diversidad genética, conocida también como variación genética, es un componente importante de la biodiversidad en conjunto (Moreno, 2001a).

Por último, la diversidad gamma se refiere a la riqueza de especies del conjunto de comunidades (el “pool” de especies a escala regional) que integran un paisaje o región, el cual es un área heterogénea; es decir, está conformado por diferentes tipos de ecosistemas que comparten condiciones climáticas, ambientales, historias geomorfológicas y biogeográficas similares (Moreno, 2001b). En otras palabras, la diversidad gamma es el resultado de las diversidades alfa y de las diversidades beta (Halffter, Moreno, & Pineda, 2001a); es decir, la riqueza total de una región conformada por varias comunidades y los recambios de especies que existen entre ellas. La diversidad gamma refleja fundamentalmente los procesos históricos que han actuado en un nivel geográfico mayor. Esta, de manera usual, se mide al agrupar los registros que se tienen de un número amplio de sitios en ambientes representativos de un paisaje (Bruno et al., 2012; Legendre, Borcard, & Peres-Neto, 2005).

3.7. Mamíferos

Los mamíferos son un grupo de vertebrados amniotas, homeotermos, que en su mayoría dan a luz a crías que amamantan con leche producida por la madre. Las especies terrestres tienen las extremidades bien definidas en contraste de los marinos, cuyas extremidades están modificadas a manera de aletas, una adaptación adquirida especialmente para el nado; otros grupos presentan extremidades anteriores, que están modificadas para sostener con los dedos piel, que forman una especie de ala (patagios) con las que pueden volar (Reid, 2009). Tal es el caso de los murciélagos.

Los mamíferos desempeñan roles importantes dentro de los ecosistemas, algunos son depredadores de insectos, polinizadores, consumidores, dispersores de semillas (Díaz, 2008); presas de numerosos carnívoros, entre otros (Medrano Nájera, Ramírez Pinero, & Guevara Sada, 2014; Sinclair, 2003). Estos últimos, son importantes agentes ecológicos en ecosistemas terrestres, ya que pueden ejercer un efecto de control (de arriba abajo) sobre los herbívoros, afectando

indirectamente la abundancia y composición de la vegetación (Medrano Nájera et al., 2014; Sinclair, 2003). Además, pueden ser indicadores de las condiciones ecológicas y del estado de conservación de ambientes (Sinclair, 2003), por medio de los registros de presencia/ausencia de algunos grupos en sitios con distinto grado de disturbio (Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2010).

A nivel mundial existen 5,676 especies de mamíferos, y México cuenta con 564 especies silvestres, de las cuales, 204 especies y 194 subespecies, incluidas en 116 géneros y 30 familias, están reportadas para Chiapas. Además, de las 204 especies, 66 (32.4%) presentan una condición de endemidad, clasificándose de la siguiente manera: siete especies son endémicas para Chiapas, nueve para México y 50 para Mesoamérica. Cabe señalar que de las 66 especies de mamíferos endémicos, 37 son roedores, mientras que las restantes se distribuyen en los órdenes Didelphimorphia, Insectívora, Chiroptera, Primates y Carnívora (Retana & Lorenzo, 2002).

3.8. Mamíferos del Área de Influencia de la REBISO

En el área de influencia de la REBISO, al sur de la misma, recientemente se registró un total de 15 especies de mamíferos medianos y grandes (*Odocoileus virginianus*, *Pecari tajacu*, *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus pardalis*, *Mephitis macroura*, *Mustela frenata*, *Eira barbara*, *Nasua narica*, *Dasypus novemcinctus*, *Didelphis* sp., *Sylvilagus floridanus*, *Sciurus aureogaster* y *Tamandua mexicana*) (Santizo-López, 2016), de las cuales tres (*L. pardalis*, *E. barbara* y *T. mexicana*) son consideradas especialistas porque requieren de amplias coberturas de vegetación y en buen estado de conservación (SEMARNAT, 2010). El resto son considerados especies generalistas, ya que se adaptan a distintos tipos de hábitat que no requieren de grandes extensiones de vegetación (Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2010).

3.9.Ámbito Hogareño

El ámbito hogareño se define como el conocimiento que un individuo posee de su entorno y que decide recorrer para realizar sus actividades normales como la búsqueda de alimento, apareamiento o cuidado de las crías (Maciel-Mata, Manríquez-Morán, Octavio-Aguilar, & Sánchez-Rojas, 2015). El ámbito hogareño de cada especie depende de factores biogeográficos, fisiológicos, así como ecológicos (Powell & Mitchell, 2012).

Al sur del área de influencia de la REBISO, la especie que presenta un mayor rango en cuanto a su ámbito hogareño es *H. yagouaroundi* con 10,000 ha (IUCN, 2017) y el que presenta el ámbito hogareño más pequeño es *D. novemcinctus*, con 10.4833 ha (Clark, 1951; Layne & Glover, 1977).

4. OBJETIVO

4.1. Objetivo General

- Evaluar el efecto de la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.

4.2. Objetivos Particulares

- Identificar los atributos espaciales de paisaje (número de fragmentos, cobertura forestal, densidad de borde y permeabilidad de la matriz) que están asociados con la diversidad alfa de mamíferos medianos y grandes dentro del área de estudio.
- Identificar los atributos espaciales de fragmento (tamaño, forma y aislamiento) que están asociados con la diversidad alfa de mamíferos medianos y grandes dentro del área de estudio.

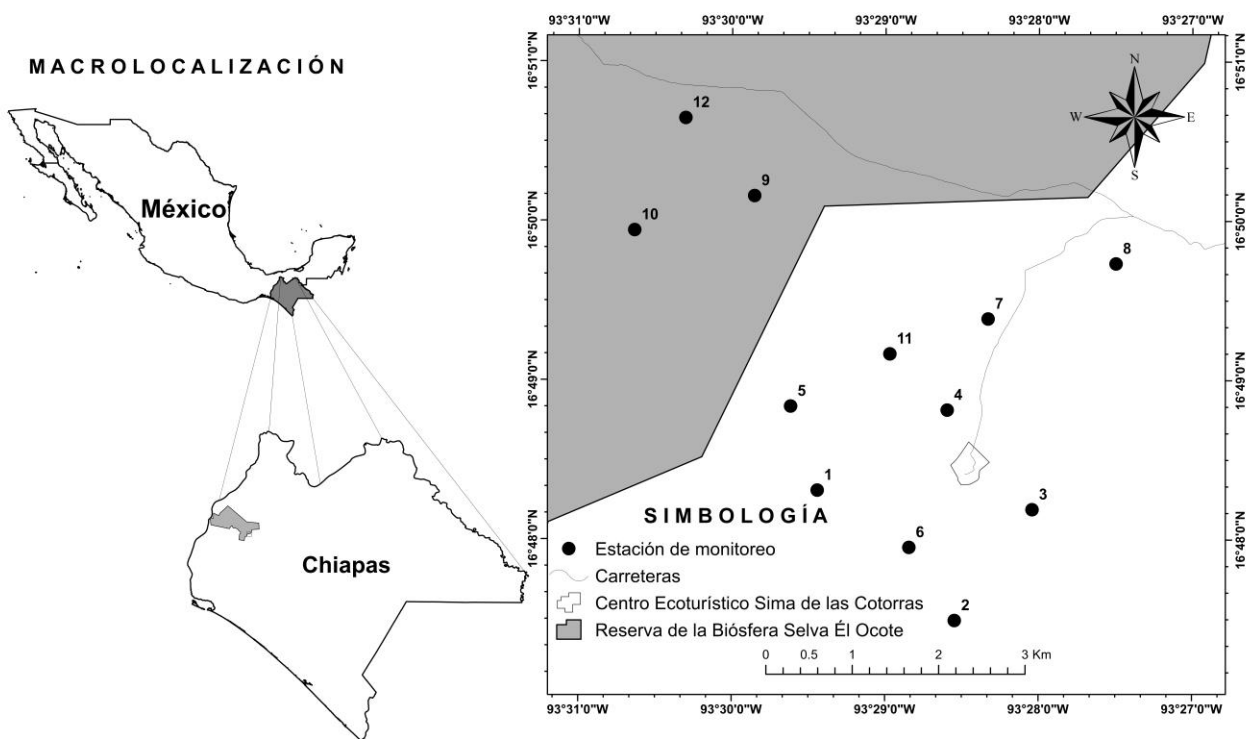
5. HIPÓTESIS

A escala de paisaje, la diversidad de especies de mamíferos medianos y grandes se relaciona positivamente con una mayor cobertura forestal, con mayor conectividad y con matrices más permeables. A escala de fragmento, la diversidad de especies tiene una relación positiva con el tamaño y tipo de fragmento y negativa con el aislamiento del fragmento en el área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.

6. METODOLOGÍA

6.1. Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo al sur del área de influencia de la REBISO, ubicado en las coordenadas $16^{\circ} 48' 27.884''$ latitud Norte y $93^{\circ} 28' 30.406$ longitud Oeste, en el municipio de Ocozocoautla de Espinosa, en la región II Valle-Zoque, en el estado de Chiapas, México. Este municipio cuenta con una extensión territorial de $2,176 \text{ km}^2$, con un clima Aw0, según la clasificación de Köppen, que corresponde a cálido subhúmedo con lluvias en verano, con estaciones muy marcadas; es decir: la época húmeda, que va de los meses de mayo a octubre, presenta intensas lluvias; mientras que la época de seca corresponde a los meses de noviembre a abril (INEGI, 2015) (Figura 1).



Geográficamente está representado por parte de las montañas del norte y parte de la Depresión Central, a una altitud promedio de 820 metros sobre el nivel del mar (msnm; SEMARNAT, 2010). Colinda al norte con el municipio de Tecpatán, al sur con el de Villaflores, al este con los de Tuxtla Gutiérrez, Berriozábal y Suchiapa, y al oeste con los de Jiquipilas y Cintalapa (INEGI, 2015; SEMARNAT, 2001).

El sur del área de influencia de la REBISO se encuentra representada por tres tipos de vegetación: Selva Medina, Selva Baja Caducifolia y vegetación secundaria (SEMARNAT, 2001). La Selva Mediana es una formación vegetal densa, localizada en las crestas de los cerros por arriba de los 750 msnm; en los lugares donde el terreno es altamente rocoso, esta selva se conforma como matorral perennifolio, de menos de 3 m de altura; el clima es cálido-húmedo con escasa oscilación térmica y el suelo es por lo general rocoso y calizo. La altura de los árboles dominantes es menor a los 15 m y las especies componentes son Perennifolias (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2001).

Las especies representativas son: memelita (*Clusia* sp.), coletillo (*Oreopanax* sp.), (*Eugenia* sp.) y (*Zinowiewia* sp.); en el estrato inferior es abundante la presencia de bromelias, begonias y orquídeas, así como la palma cambray (*Chamaedorea elegans*), cicadáceas (*Ceratozamia mexicana*) y bejucos (*Dioscorea bartlettii* y *Vitis* sp.) (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2001).

La Selva Baja Caducifolia se distingue por la presencia de Fabáceas espinosas y Burseráceas bajas, principalmente de hojas caedizas; el estrato superior posee una altura de ocho a 10 m. Se desarrolla en clima cálido subhúmedo, en altitudes que oscilan entre los 500 y 750 msnm; los suelos son pobres, someros y pedregosos (SEMARNAT, 2001). Las especies que integran este tipo de vegetación son: huizache (*Acacia farnesiana*), guamúchil (*A. pringlei*) y (*A. cochliacantha*), ishcanal (*A. cornigera*), copalillo (*Bursera diversifolia*), amate (*Ficus cookii*), nance (*Byrsonima crassifolia*), copalchí (*Croton guatemalensis*), guachipilín (*Diphysa floribunda*), varita prieta (*Cordia curassavica*) y (*Erythroxylon tabascense*), siqueté (*Jacquinia aurantiaca*), guamúchil

(*Pithecelobium dulce*) y pimentillo (*Karwinskia calderoni*; (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2001). Dentro de las especies más comunes, se encuentra el mulato (*Bursera simaruba*), copal (*B. excelsa*), copalillo (*B. bipinnata*) y (*Protium copal*) cacho de toro (*Bucida macrostachya*), guaje (*Leucaena* sp.), flor de mayo (*Plumeria rubra*), jobo (*Spondias mombin*), espino (*Acacia pennatula*), quebracho (*A. milleriana*), pochota (*Ceiba aesculifolia*) y huesito (*Dodonaea viscosa*) (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2001).

Por otro lado, la vegetación secundaria, también conocida como Acahual, se caracteriza por una formación vegetal que se constituye como consecuencia inmediata de eliminar la vegetación original para la incorporación de terrenos a las actividades agropecuarias. Esta situación propicia la colonización de especies secundarias de rápido crecimiento, formando agrupaciones muy densas. Las especies representativas en esta vegetación son: el corcho (*B. mexicana*), guarumbo (*C. peltata*) y (*C. obtusifolia*), majagua (*Heliocarpus appendiculatus*), jolosín (*H. donell-smithii*), platanillo (*Heliconia* sp.), cuajinicuil (*Inga* sp.) y (*L. nigra*), ojo de venado (*Mucuna* sp.), madre cacao o mata ratón (*G. sepium*) y hierba Santa (*P. auriantum*) (Rzedowski, 1978; SEMARNAT, 2001).

6.2. Monitoreo de Mamíferos

Se realizaron cinco salidas de campo, con una duración de tres días cada uno, entre los meses de mayo de 2017 a febrero de 2018, con el propósito de instalar, verificar funcionamiento, monitorear y finalmente retirar las cámaras trampa. Se instalaron un total de 12 estaciones de monitoreo simples (sitios en donde se colocaron cámaras trampa únicas, CuddebackTM, modelo Attack IR, resolución de 5 Mega Píxeles) al sur del área de influencia de la REBISO (Figura 1), separada por al menos un kilómetro cada uno, esto para evitar el solapamiento.

Las cámaras trampa fueron colocadas en lugares estratégicos, tales como sitios con rastros, madrigueras y rascaderos (García-Burgos, Gallina, & González-Romero, 2014). Se limpió un

perímetro de cuatro metros cuadrados extrayendo ramas, hojas, plántulas y todo objeto que pudiera lograr la activación de las cámaras trampa, y limitar las capturas falsas. A cada cámara se le insertó una tarjeta memoria (marca Sandisk, modelo SDXC Extreme Pro, ocho GB), y se programó para permanecer activa las 24 horas con un retraso máximo de 15 segundos entre cada disparo, registrando tanto fotografía como video (Santizo-López, 2016).

Las cámaras trampa se revisaron cada mes, verificando el porcentaje de energía de las pilas y extrayendo la tarjeta memoria para ser reemplazada por otra de la misma capacidad de almacenamiento. Se estimó el esfuerzo de muestreo multiplicando los días de muestreo (263 días) por el número de cámaras instaladas (12) (García-Burgos et al. 2014; Monroy-Vilchis, Zarco-González, Rodríguez-Soto, Soria-Díaz, & Urios, 2011).

6.3. Identificación y Categorización de Especies

Las especies registradas se identificaron de acuerdo a las guías de Reid (2009) y Aranda (2012). Se realizó la categorización de especies con base al estado de conservación, según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2017); además de verificar su estatus en los Apéndices de la Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora (CITES, 2015).

6.4. Abundancia Relativa

Se calculó el número de registros fotográficos independientes adquiridos por cada 100 días-trampa como un índice de abundancia relativa (O'Brien, Kinnaird, & Wibisono, 2003). El esfuerzo de muestreo de 100 días-trampa es una unidad de estandarización para comparar los datos con otros estudios (Monroy-Vilchis et al., 2011). Con el fin de estimar con mayor precisión la abundancia al evitar contar varias veces al mismo individuo, sólo se consideraron como registros fotográficos

independientes los siguientes casos: 1) fotografías consecutivas de diferentes individuos, 2) fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24h, 3) fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. En el caso de las especies gregarias, en las fotografías en las que se observó más de un individuo, el número de registros independientes considerado fue igual al número de individuos observados en la misma (Monroy-Vilchis et al., 2011).

6.5. Curva de Acumulación de Especies

Con el esfuerzo de muestreo (3156 días-trampa) y la riqueza (19 especies) se realizó una curva de acumulación de especies, utilizando tres estimadores de riqueza no paramétricos: Bootstrap, Jackknife 1 (Palmer, 1990) y Chao 1 (Chao, 1984). Se usaron estos estimadores, ya que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajusta a un modelo determinado.

6.6. Diversidad Alfa

Se estimó la diversidad alfa de mamíferos medianos y grandes para cada estación de monitoreo así como para el estudio en general, utilizando los índices de Shannon-Wiener (Shannon, 1948), Simpson (E. H. Simpson, 1949), Serie de Número de Hill: N0, riqueza de especies; N1, número de especies abundantes y N2, número de especies muy abundantes (Hill, 1973), Fisher (Fisher, Corbet, & Williams, 1943) y área de superficie bajo el perfil beta (Di Battista, Fortuna, & Maturo, 2017). Se utilizaron diversos índices a fin de tener varios indicadores de la biodiversidad para contrastar contra los atributos del paisaje.

El índice de Shannon-Wiener (H') expresa uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado de promedio de incertidumbre en predecir qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere

valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Diversos autores mencionan que es útil para medir la equidad de una comunidad, por ser susceptible a analizarse con pruebas paramétricas (Moreno, 2001b).

El índice de Simpson (D) manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001b).

Las series de Número de Hill (N) permite calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa. Los más importantes son N_0 (Número total de especies), N_1 (Número de especies abundantes) y N_2 (Número de especies muy abundantes).

El índice de Fisher (I_F), se basa en superponer, sobre la superficie que se está estudiando, unidades de muestreo de forma y tamaño prefijado, contabilizando el número de especies que caen dentro de cada unidad. Se asume que el número de especies en cada unidad es una medida de intensidad de la población (Fisher et al., 1943). Valores del índice superiores a la unidad, son indicativos de distribuciones con agregados, y valores inferiores a uno, indican distribuciones de tipo regular. El resultado de este índice está muy influido tanto por el tamaño como por la forma de las unidades de muestreo (Pielou, 1977).

El área de superficie bajo el perfil beta (ASPB) permite ordenar comunidades ecológicas basadas en su biodiversidad, es directamente proporcional tanto a la uniformidad, como a la riqueza de las especies, y no le asigna más importancia a uno u a otro aspecto, porque se calcula considerando todo el dominio. Desde el punto de vista ecológico, un mayor valor denota una mayor biodiversidad comunitaria, y viceversa (Di Battista et al., 2017).

6.7. Caracterización del Paisaje

La presente investigación se basó en la aproximación fragmento-paisaje (Forman & Godron, 1981; Turner & Gardner, 2015), mediante el cual el muestreo se enfocó en los fragmentos de hábitat, así como también en los atributos espaciales del paisaje que rodean a estos fragmentos. Este último conjunto de variables (paisaje) fueron medidas dentro de áreas con radio fijo (buffers). De esta manera se evalúa si las especies son más sensibles a cambios espaciales en los fragmentos o en el paisaje (Forman & Godron, 1981; McGarigal & Cushman, 2002; Turner & Gardner, 2015).

Debido a que las respuestas de las especies a las características del paisaje dependen del tamaño del mismo (el efecto de escala es variable entre especies) (Jackson & Fahrig, 2012), una aproximación en estudios de comunidades es realizar la caracterización del paisaje a diferentes escalas (buffers con diferente radio). Jackson y Fahrig (2012) propusieron que el radio del área debe ser entre 0.3 y 0.5 veces la distancia máxima de dispersión de la especie, esto representa el tamaño del paisaje al cual la respuesta de las especies a los cambios en la estructura espacial del paisaje es más evidente. Para cuestiones de este trabajo, se utilizó un radio con una escala de 0.3 veces el tamaño promedio del ámbito hogareño del total de las especies registradas para el área de estudio (Santizo-López, 2016).

6.8. Evaluación de la Composición y Configuración Espacial del Paisaje

Para la evaluación de la composición y configuración espacial del paisaje se realizó una rodalización del área de estudio. Para ello, se utilizaron imágenes de satélite SENTINEL 2B (L1C_T15QVU_A008417_20170131T164954), del mes de enero del año 2017, con una resolución espacial de 10m x 10m. Estas imágenes se obtuvieron del sitio electrónico de United States Geological Survey (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Con el software ArcMap 10.2 (ESRI, 2011) se cortó (rodealización) cada elemento espacial (tipos de cobertura) identificado en la imagen de satélite, tomando en cuenta seis tipos de coberturas (Selva Baja Caducifolia, Acahual, Zonas Agrícolas, caminos, Asentamientos Humanos y Cuerpos de Agua), los cuales constituyen la cartografía básica del área de estudio. Después se recortaron las áreas buffer de cada estación de monitoreo sobre el polígono rodealizado. Se transformaron a un formato .tif para calcular las métricas de paisaje y de fragmento.

6.9. Métricas de Paisaje y de Fragmento

Con el software Fragstats 4.2.1 (McGarigal, Cushman, & Ene, 2012), se calcularon ocho métricas de paisaje y cuatro métricas de fragmento. Las métricas de paisaje fueron: NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), este es un indicador indirecto de la cobertura vegetal, que permite aislar las coberturas con vegetación de los desnudos y estimar la productividad vegetal de la biomasa, DC (Distancia a la Carretera más cercana), DZA (Distancia a la Zona Agrícola más cercana), DAH (Distancia al Asentamiento Humano más cercano), %CF (Porcentaje de Cobertura Forestal), NF (Numero de fragmentos que existen dentro del paisaje), PM (Permeabilidad de la Matriz) y DPA (Distancia Promedio de Aislamiento entre fragmentos).

Para calcular la distancia de las métricas DC, DZA y DAH, se utilizó como referente la estación de monitoreo más cercana a la carretera principal (DC), a la zona agrícola (DZA) y a los asentamientos humanos (DAH).

Para estimar la PM se generó un índice que relacionó el porcentaje de cada una de las seis coberturas de suelo identificadas en el área de estudio, con respecto a su permeabilidad relativa (Arroyo-Rodríguez, González-Perez, Garmendia, Solà, & Estrada, 2013; Garmendia et al., 2013). Gardner et al. (2009) encontró que la presencia de las especies disminuyen a lo largo del gradiente de vegetación. Con base a esto, la PM relativa se jerarquizó basada en la estructura de la vegetación

de cada tipo de cobertura de suelo en una escala del uno al seis: 1 (cuerpos de agua, baja permeabilidad), 2 (carreteras), 3 (asentamientos humanos), 4 (agricultura), 5 (acahual) y 6 (Selva Baja Caducifolia, alta permeabilidad). Usando esta jerarquización el índice de permeabilidad se calculó de la siguiente manera: $IP = [(1 \times \% \text{ asentamientos humanos}) + (2 \times \% \text{ carreteras}) + (3 \times \% \text{ cuerpos de agua}) + (4 \times \% \text{ agricultura}) + (5 \times \% \text{ acahual}) + (6 \times \% \text{ Selva Baja Caducifolia})] / 6$ (modificado de Garmendia et al., 2013).

Las métricas de fragmento estimadas fueron el TF (Tamaño del Fragmento), IF (Índice de Forma del Fragmento) e IP (Índice de proximidad entre cada fragmento).

La selección de métricas de paisaje como de fragmento, se hizo con base a los criterios establecidos por Turner & Garder (2015).

6.10. Análisis de Datos

Para evitar una colinealidad entre todas las variables predictoras y los modelos multivariados se revisó la relación entre todas las variables predictivas mediante una correlación de Pearson. Las métricas de paisaje y de fragmento con una correlación ≥ 0.75 fueron descartadas (Neter, Kunter, Nachtsheim, & Wasserman, 1996).

Para identificar los atributos de fragmento y de paisaje relacionados con la diversidad alfa de mamíferos medianos y grandes, se utilizaron modelos lineales generalizados (Crawley, 2007), con un nivel de significancia ≤ 0.05 . La evaluación de las métricas de paisaje, como de fragmento se hicieron de forma independiente; es decir, un modelo para evaluar el impacto de los atributos de fragmento (TF, IF e IP) y otro para los atributos a nivel de paisaje (NDVI, DC, DZA, DAH, %CF, NF, PM Y DPA).

Todos los análisis se realizaron con el Software R (R core Team, 2018) y la interfaz de Rstudio 1.0.136 (RStudio, 2016), utilizando los paquetes Vegan (Oksanen et al., 2018), Permute (G.

L. Simpson, 2016), Lattice (Deepayan, 2008), Fossil (Matthew, 2011), Maps (Becker & Wilks, 2018), Shaperfiles (Stabler, 2013), Foreign (RStudio, 2016) y BioFTF (Di Battista et al., 2017).

7. RESULTADOS

7.1. Curva de Acumulación de Especies

De acuerdo a los estimadores (Bootstrap, Jack 1 y Chao) con los que fue evaluado el esfuerzo de muestreo y la riqueza, Bootstrap demostró que en los 263 días de monitoreo se registró un 85.11% del total de las especies presentes en el área, indicando un esfuerzo de muestreo suficiente (Figura 2; Cuadro 1).

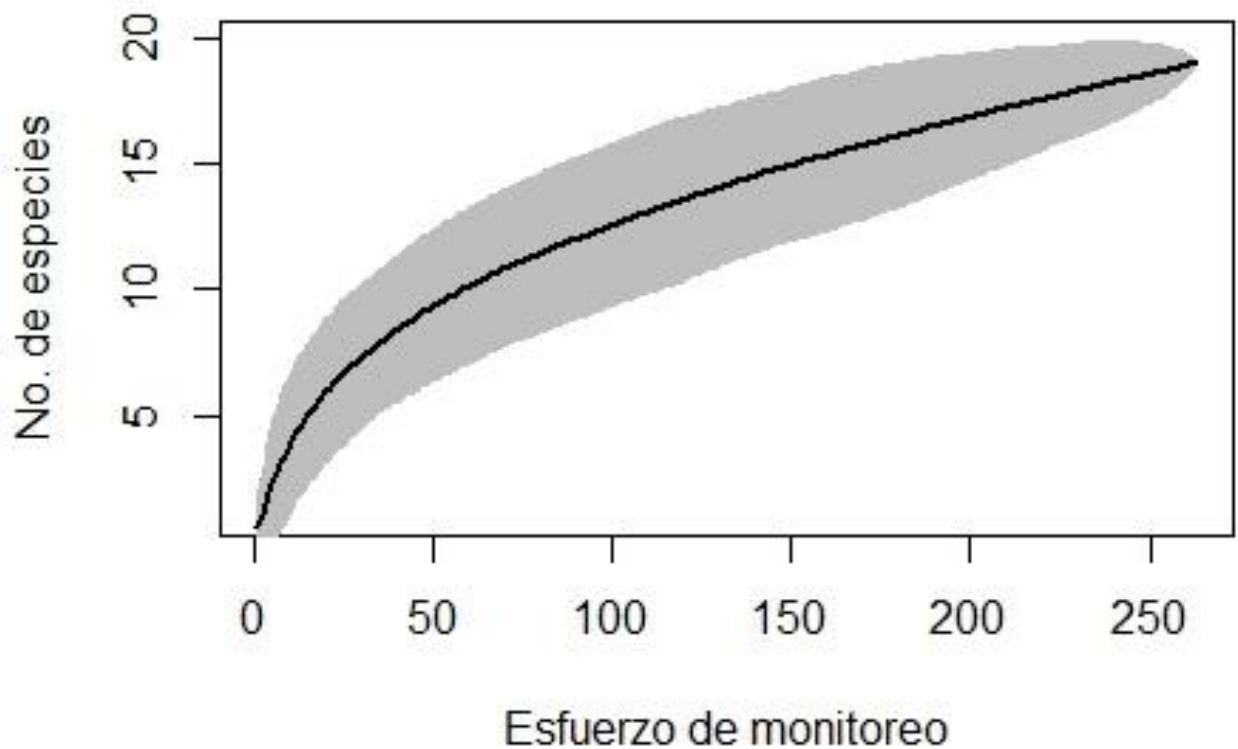


Figura 2. Curva de acumulación de especies. En el eje X se muestra el esfuerzo de monitoreo y el eje Y representa el número de especies registradas, la curva de color negro representa la riqueza acumulada y en gris se observan los intervalos de confianza.

Cuadro 1. Riqueza de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, de acuerdo a los estimadores Bootstrap, Jack1 y Chao.

ESTIMADOR	Bootstrap	Jack1	Chao
Valor	22.3226	26.9695	34.9391
Error	1.4666	2.8176	16.4315
Porcentaje	84.11	70.44	54.38

7.2. Riqueza Específica

Se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 3156 días-trampa, con un total de 385 fotografías de 19 especies de mamíferos medianos y grandes, pertenecientes a 12 familias y 7 órdenes. El orden más representativo fue Carnívora, con 5 familias y 10 especies (Cuadro 2). Del total de fotografías, 216 (56%) fueron clasificadas como registros independientes.

En cuanto al estado de conservación, de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, *Tamandua mexicana* y *Eira barbara* se encuentran catalogadas como especies en peligro de extinción (P), al igual que *Leopardus pardalis* y *Pantera onca* que, a su vez, están consideradas dentro de la CITES en el apéndice I. La única especie catalogada como amenazada (A) es *Herpailurus yagouaroundi*, que además se encuentra dentro del apéndice I de la CITES, al ser considerada como el mayor grado de peligro, debido a su comercialización. Para la IUCN, la única especie catalogada como casi amenazada (NT) es *P. onca*. El resto de las especies están clasificadas como preocupación menor (LC) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Listado de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México, y su estado de conservación.

ESPECIES	NOMBRE COMÚN		ESTADO DE CONSERVACIÓN		
	INGLÉS	ESPAÑOL	NOM	CITES	UICN
ORDEN ARTIODACTYLA					
FAMILIA CERVIDAE					
SUBFAMILIA ODOCOILEINAE					
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	White-tailed Deer	Venado cola blanca			LC
FAMILIA TAYASSUIDAE					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus 1758)	Collared peccary	Jabalí, Pecarí de collar o chancho de monte			LC
ORDEN CARNIVORA					
FAMILIA CANIDAE					
<i>Canis latrans</i> Say, 1823	Coyote	Coyote o Perro de monte			LC
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	Gray Fox	Zorro/Zorra gris o Gato de monte			LC
FAMILIA FELIDAE					
SUBFAMILIA FELINAE					
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> Lacépede, 1809	Jaguarundi	Yaguarundi o Leoncillo	A	I	LC
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelot	Ocelote, Tigrillo o Manigordo	P	I	LC
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar	Jaguar	P		NT
<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	Puma	Puma			LC

FAMILIA MEPHITIDAE					
<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein, 1832	Hooded Skunk	Zorrillo o Zorrillo rayado			LC
<i>Spilogale gracilis</i> Lichtenstein, 1832	Western Spotted Skunk	Zorrillo Manchado			LC
FAMILIA MUSTELIDAE					
SUBFAMILIA MUSTELINAE					
<i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	Long-tailed Weasel	Comadreja, Hurón, Onzita u Oncilla			LC
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra	Cabeza de viejo o viejo de monte	P		LC
FAMILIA PROCYONIDAE					
SUBFAMILIA PROCYONINAE					
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1776)	White-Nosed Coati	Tejón o Coatí			LC
<i>Procyon lotor</i> Linnaeus, 1758	Northern Raccoon	Mapache			LC
ORDEN CINGULATA					
FAMILIA DASYPODIDAE					
SUBFAMILIA DASYPODINAE					
<i>Dasyus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Nine-Banded Armadillo	Armadillo o Mulita			LC
ORDEN DIDELPHIMORPHIA					
FAMILIA DIDELPHIDAE					
<i>Didelphis</i> sp. Linnaeus, 1758	Common Opossum	Tlacuache común o Tacuazín			LC

ORDEN LAGOMORPHA					
FAMILIA LEPORIDAE					
SUBFAMILIA LEPORINAE					
<i>Sylvilagus floridanus</i> (J. A. Allen, 1890)	Eastern Cottontail	Conejo de campo, Conejo de monte o Conejo castellano			LC
ORDEN RODENTIA					
FAMILIA SCIURIDAE					
SUBFAMILIA SCIURINAE					
<i>Sciurus aureogaster aureogaster</i> F. Cuvier, 1829	Mexican Gray Squirrel	Ardilla			LC
<i>Sciurus aureogaster nigrescens</i> F. Cuvier, 1829	Mexican Gray Squirrel	Ardilla			LC
ORDEN PILOSA					
FAMILIA MYRMECOPHAGIDAE					
<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	Northern Tamandua	Oso hormiguero, hormiguero arborícola o brazo fuerte	P		LC

NOM: Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, A= Amenazada; P= Peligro de Extinción.

CITES: Conservación sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre, I= Apéndice I.

IUCN: The IUCN Red List of Threatened Species, LC= Preocupación Menor, NT= Casi Amenazada.

7.3. Abundancia Relativa

Según el índice de abundancia relativa (IAR), las especies más abundantes fueron *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, *Didelphis* sp. y *D. novemcinctus*. Estas especies también fueron registradas en más estaciones de monitoreo (lugar donde se colocaron las cámaras trampa) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índice de abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	IAR
ARTIODACTYLA	CERVIDAE	<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	0.9823
	TAYASSUIDAE	<i>Pecari tajacu</i>	Jabalí	0.3802
CARNIVORA	CANIDAE	<i>Canis latrans</i>	Coyote	0.0951
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorrita gris	1.0456
	FELIDAE	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundi	0.0317
		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0.0317
		<i>Panthera onca</i>	Jaguar	0.0317
		<i>Puma concolor</i>	Puma	0.0951
	MEPHITIDAE	<i>Mephitis macroura</i>	Zorrillo rayado	0.2852
		<i>Spilogale gracilis</i>	Zorrillo manchado	0.0634
	MUSTELIDAE	<i>Mustela frenata</i>	Comadreja	0.0000*
		<i>Eira barbara</i>	Viejo de monte	0.0317
	PROCYONIDAE	<i>Nasua narica</i>	Coatí	0.2535
		<i>Procyon lotor</i>	Mapache	0.0317
CINGULATA	DASYPODIDAE	<i>Dasyus novemcinctus</i>	Armadillo	0.6020
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	<i>Didelphis</i> sp.	Tlacuache	0.8238
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo de campo	0.0317
	SCIURIDAE	<i>Sciurus aureogaster aureogaster</i>	Ardilla	0.2218

RODENTIA		<i>Sciurus aureogaster nigrescens</i>	Ardilla	0.0317
PILOSA	MYRMECOPHAGIDAE	<i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	0.0317

IAR= índice de abundancia relativa

* Esta especie solo fue considerada para la riqueza, mas no para los análisis; ya que no se registró en este monitoreo.

7.4. Índices de Diversidad Alfa

7.4.1. Diversidad Alfa para todo el Periodo de Estudio

El índice de Shannon-Wiener arrojó para todo el periodo de estudio un valor $H' = 2.2843$. Además, se obtuvo un índice de Simpson $D = 0.8667$, este índice denota que la diversidad de especie es alta en el área de estudio. Para los Números de Hill, se obtuvo un valor $N_0 = 19$ especies (riqueza), $N_1 = 9.8188$ especies abundantes y $N_2 = 7.5019$ especies muy abundantes. Finalmente se obtuvo un índice de Fisher de $I_F = 5.60$.

7.4.2. Diversidad Alfa por cada Estación de Monitoreo

Considerando los índices de Shannon-Wiener ($H' = 1.8943$), Simpson ($D = 0.8288$) y área de superficie bajo el perfil beta ($ASPB = 5.0035$), se observó que la estación de monitoreo con mayor diversidad fue la tres, además de ser una de las más lejanas a la REBISO y de las más fragmentadas. Los Números de Hill siguieron la misma tendencia con valores de $N_0 = 8$ especies; $N_1 = 6.6478$ especies abundantes y $N_2 = 5.8411$ especies muy abundantes (Cuadro 4).

La estación 11 presentó menor diversidad según el índice de Shannon-Wiener (0.5623), Simpson ($D = 0.3750$), área de superficie bajo el perfil beta ($ASPB = 1.2065$) y los Números de Hill ($N_0 = 2$; $N_1 = 1.7548$ y $N_2 = 1.6000$) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Índice de Shannon-Wiener, Simpson, Números de Hill, Fisher y área de superficie bajo el perfil beta, de 12 estaciones de monitoreo.

EM	H'	D	N0	N1	N2	I _F	ASPB
1	1.7351	0.8148	6	5.6696	5.4000	7.8669	4.2097
2	1.7853	0.8089	7	5.9611	5.2319	4.0034	4.5600
3	1.8943	0.8288	8	6.6478	5.8411	4.0683	5.0035
4	1.2636	0.6391	5	3.5382	2.7705	2.9747	3.1708
5	1.0735	0.5625	4	2.9257	2.2857	3.1836	2.5905
6	1.7697	0.8087	7	5.8689	5.2267	2.9957	4.5300
7	0.9596	0.5694	3	2.6107	2.3226	1.2839	2.1291
8	0.9557	0.5714	3	2.6005	2.3333	1.9888	2.1232
9	1.3209	0.7188	4	3.7467	3.5556	3.1836	2.9879
10	1.3346	0.6851	5	3.7984	3.1758	2.3872	3.2820
11	0.5623	0.3750	2	1.7548	1.6000	1.5918	1.2065
12	0.8856	0.4463	4	2.4244	1.8060	2.2613	2.2829

EM= Estación de monitoreo.

Índices= H', Índice de Shannon-Wiener; D, Índice de Simpson; N0, número total de especies; N1, número de especies abundantes; N2, número de especies muy abundantes; I_F, Índice de Fisher y ASPB, área de superficie bajo el perfil beta.

7.5. Evaluación de la Composición y Configuración Espacial del Paisaje

Con referente a la rodalización, se obtuvo un total de 1,155 recortes del área de estudio y se consideró un área buffer de 56.54 ha (424.26 m de radio) (Figura 3 y 4).

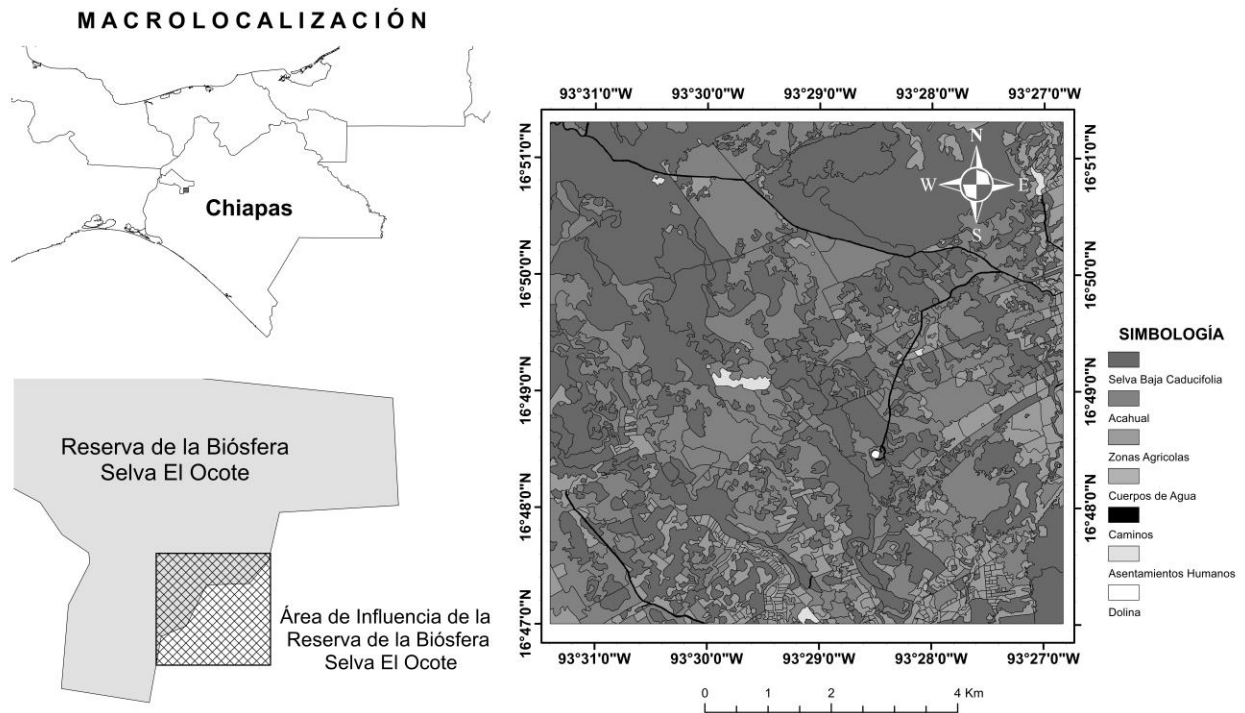


Figura 3. Rodal del área de estudio. Se identificaron seis tipos de coberturas (Selva Baja Caducifolia, Acahual, Zonas Agrícolas, Cuerpos de Agua, Caminos y Asentamientos Humanos).

MACROLOCALIZACIÓN

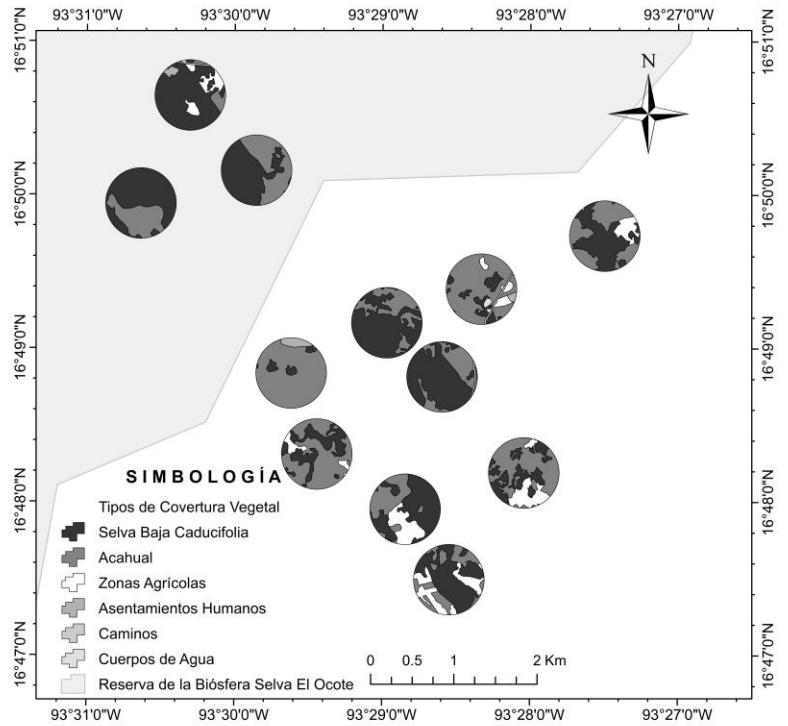
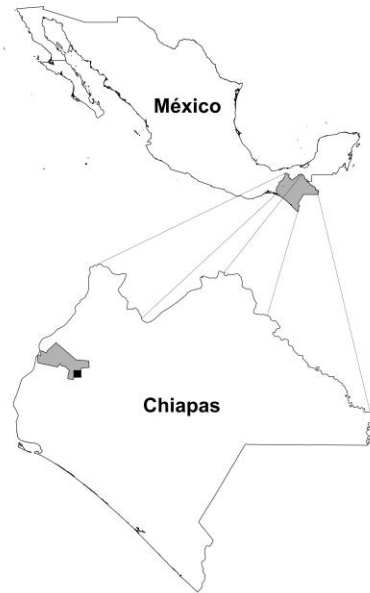


Figura 4. Recorte de las 12 unidades de paisaje ($r= 424.26$ m), sobre el polígono rodalizado. Nueve se encuentran al sur del área de influencia de la REBISO y tres en el área de amortiguamiento.

7.6. Métricas de Paisaje y de Fragmento

7.6.1. Métricas de Paisaje

En promedio, para las 12 estaciones de monitoreo, se obtuvo un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de 0.4808; lo que indica que el área está bastante fragmentada. Se calculó una Distancia a Carreteras (DC) de 1,802.0673, una Distancia a Zonas Agrícolas (DZA) de 360.9230, una Distancia a Asentamientos Humanos (DAH) de 1,253.6525, un porcentaje de Cobertura Forestal (%CF) de 47.6969, un Número de Fragmentos (NF) de 12, una Permeabilidad de la Matriz (PM) de 85.2883 y un Distancia Promedio de Aislamiento entre Fragmentos (DPA) de 80.6720 (Cuadro 5).

Cuadro 5. Métricas de paisaje obtenidos con los softwares ArcMap 10.2 y Fragstats 4.2.1.

EM	NDVI	DC	DZA	DAH	CF	NF	PM	DPA (m)
1	0.29	1,715.9652	130.6179	1,260.1874	29.9894	14	87.3024	105.9513
2	0.44	1,695.0831	76.6309	1137.4401	52.6362	18	88.4111	25.895
3	0.39	813.6104	73.0983	2,684.1623	27.0878	18	84.8844	101.8459
4	0.49	398.8775	684.0758	1,418.2627	71.5145	13	82.4605	72.7304
5	0.4	2,155.8634	675.9222	308.9132	5.5556	6	82.4015	56.8085
6	0.43	1,062.8960	26.6128	1,546.5699	51.8754	11	88.6824	53.4498
7	0.49	226.5091	232.5112	1,977.6005	14.0658	20	71.4991	73.5168
8	0.61	489.1472	120.1940	973.3502	46.9038	11	89.4787	151.4996
9	0.54	3,253.0541	749.5807	1,488.0409	57.4133	4	92.9022	7.3204
10	0.57	4,377.6580	906.9120	1,193.0108	67.1444	4	83.5722	27.3898
11	0.52	1,122.4857	584.9780	772.2634	70.1168	11	83.3333	21.6688
12	0.6	4,313.6580	69.9423	284.0292	78.0609	14	88.5321	118.3501

EM= Estación de monitoreo.

Atributos a escala de paisaje= NDVI, Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada; DC, Distancia a la Carretera más cercana; DZA, Distancia a la Zona Agrícola más cercana; DAH, Distancia al Asentamiento Humano más cercano; %CF, Porcentaje de

Cobertura Forestal; NF, Número de Fragmento (Fragmentación); PM, Permeabilidad de la Matriz y DPA, Distancia Promedio de Aislamiento entre fragmentos.

7.6.2. Métricas de Fragmento

Para las métricas de fragmentos, tomando en cuenta las 12 estaciones de monitoreo, se obtuvo un promedio de TF= 9.9846, IF= 0.5208 e IP= 156.6583 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Métricas de fragmento obtenidas con el software Fragstats 4.2.1.

EM	TF	IF	IP
1	7.5003	0.7901	95.9117
2	5.6033	0.5622	111.1503
3	6.7772	0.7645	130.9017
4	10.2791	0.4673	251.5234
5	18.2744	0.1413	0.5718
6	7.1423	0.3318	7.5242
7	7.9373	0.7442	175.4806
8	7.1022	0.4912	211.9418
9	14.3643	0.4433	10.1497
10	12.9341	0.316	338.8325
11	11.1563	0.6935	211.1773
12	10.7454	0.5049	334.7353

EM= Estación de monitoreo.

Atributos a escala de fragmento= TF, Tamaño del Fragmento; IF, Índice de Forma del fragmento e IP, Índice de Proximidad entre fragmentos.

7.7. Métricas de Paisaje y de Fragmento que Influyen sobre la Diversidad de Especies

7.7.1. Escala a Nivel de Paisaje

A escala del paisaje, se observó que el valor de los índices de Shannon-Wiener (H') y de Simpson (D) aumentaron con la permeabilidad de la matriz (PM) y con mayores distancias a los asentamientos humanos (DAH) y a las zonas agrícolas (DZA) (este último solo para Shannon-Wiener). Se observó una correlación positiva con el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI); es decir, entre mayor cobertura vegetal (mayor reflectancia en todos los píxeles del paisaje), la diversidad de especies aumenta. Además, el número de especies incrementó (N0) con la permeabilidad de la matriz (PM).

El número de especies abundantes (N1) y muy abundantes (N2) incrementaron con la permeabilidad de la matriz (PM), con las distancias más lejanas a los asentamientos humanos (DAH) y con el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). El índice de área de superficie bajo el perfil beta (ASPB) incrementó con la permeabilidad de la matriz (PM) y el NDVI (Cuadro 7).

7.7.2. Escala a nivel de fragmento

No se encontraron efectos significativos al evaluar las métricas de fragmento sobre las variables dependientes (diversidad de especies).

Cuadro 7. Valores de los Modelos Lineales Generalizados (GLM) efectuados, para probar el efecto de las métricas de paisaje y de fragmento sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes, registrados al sur del área de influencia de la REBISO, Chiapas, México.

VARIABLE DEPENDIENTE	ESCALA ESPACIA	MÉTRICA	ESTIMADO	T VALUE	P
H'	Paisaje	NDVI	2.916e+01	5.371	0.0126
		DZA	1.210e-03	3.552	0.0380
		DAH	2.395e-04	3.575	0.0374
		PM	7.276e-02	5.819	0.0101
D	Paisaje	NDVI	1.077e+01	4.694	0.0183
		DAH	9.171e-05	3.241	0.0478
		PM	2.397e-02	4.538	0.0200
N0	Paisaje	PM	3.485e-01	3.380	0.0431
N1	Paisaje	NDVI	9.129e+01	3.828	0.0314
		DAH	1.068e-03	3.628	0.0360
		PM	2.431e-01	4.426	0.0214
N2	Paisaje	NDVI	6.871e+01	5.243	0.01351
		DAH	1.156e-03	7.148	0.00564
		PM	1.848e-01	6.123	0.00876
ASPB	Paisaje	NDVI	8.256e+01	4.230	0.0242
		PM	2.132e-01	4.743	0.0178

Métricas dependientes= H', Índice de Shannon-Wiener; D, Índice de Simpson; N0, Número total de especies; N1, Número de especies abundantes; N2, Número de especies muy abundantes y ASPB, área de superficie bajo el perfil beta.

Atributos a escala de paisaje= NDVI, Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada; DZA, Distancia a la Zona Agrícola más cercana; DAH, Distancia al Asentamiento Humano más cercano y PM, Permeabilidad de la Matriz.

p= probabilidad con un nivel de significancia de 0.05.

8. DISCUSIONES

Al evaluar el efecto de la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes al sur del área de influencia de la REBISO, se observó que algunos atributos espaciales de paisaje, como la fragmentación, la cobertura forestal y la permeabilidad de la matriz, están asociados positivamente con la diversidad alfa, sin embargo, a escala de fragmento no coexistió alguna asociación con dicha diversidad, por lo cual, solo se cumplió el objetivo establecido a nivel de paisaje y no a nivel de fragmento; aceptando en parte la hipóstasis establecida para este trabajo.

8.1. Riqueza y Abundancia de Especies

Se encontraron un total de 19 especies, lo cual representa el 3.83% de la riqueza de mamíferos reportadas para México (496 especies) y el 9.04% de la mastofauna terrestre reportados para el estado de Chiapas (210) (Lorenzo, Bolaños-Citalán, Sántiz, & Navarrete, 2017). Esta riqueza se encuentra dentro del rango de especies reportadas para las selvas de Chiapas (Lara, Lorenzo, Soto, Naranjo, & Ramírez, 2004; March & Aranda, 1992) y demuestra la importancia del área de influencia de la REBISO, aun encontrándose fuera de un esquema de protección ambiental.

Es muy probable, según los estimadores, que la mayoría de las especies hayan sido registradas en el presente estudio, pues Jack 1 (70.44%) y Bootstrap (85.11) validan al monitoreo como razonablemente completo según la bibliografía, ya que si el porcentaje de especies es mayor al 70% de la riqueza total estimada, el monitoreo es considerado como satisfactorio (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Pineado-López & Verdú-Faraco, 2013).

En cuanto a la composición de especies, la mayoría de la mastofauna encontrada en el área de estudio ha sido reportada con anterioridad en selvas de Oaxaca (Alfaro, García García, & Santos Moreno, 2006; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2010, 2012) y de Chiapas (March & Aranda, 1992).

Por ejemplo, especies como *P. tajacu*, *D. novemcinctus* y *N. narica* que además se han reportado como las especies más abundantes en diferentes estudios (Cortés-Marcial, Ayón, & Briones-Salas, 2014; Monroy-Vilchis et al., 2011; Pérez-Irinea & Santos-Moreno, 2010, 2012). Cabe mencionar que para el presente estudio estas especies no fueron las más abundantes, obteniendo un índice de abundancia relativa (IAR) más bajo que especies como *U. cinereoargenteus* (1.0456), *O. virginianus* (0.98230) y *Didelphis* sp. (0.8238). Sin embargo, presentaron los valores de IAR's más altos después de éstas (0.3802, 0.6020 y 0.2535 respectivamente). Estas especies, también se consideran de las más abundantes debido a sus hábitos alimenticios; para el caso de *U. cinereoargenteus* y de *Didelphis* sp., ya que son especies de hábitos omnívoros, lo cual les permite obtener alimento fácilmente (Mesa-Zavala, Álvarez-Cárdenas, Galina-Tessaro, Troyo-Diéguez, & Guerrero-Cárdenas, 2012; Pina, Gamez, & Gonzalez, 2004). En el caso de *O. virginianus*, también ha sido reportada como abundante, registrándola incluso en ambientes perturbados, en fragmentos de bosque con pastizal y cafetal (Pacheco et al., 2006) y como una de las especies que usan frecuentemente las selvas perturbadas e incluso prefieren la vegetación secundaria (Tejeda-Cruz, 2009; Torres, 2006); es posible que la tolerancia a los disturbios y a su vez, a los recursos que promueven los sitios conservados dentro del área le permitan a estas especies prosperar y ser más abundantes que otras que tienen requerimientos más específicos, como el caso de los carnívoros. Esto coincide con lo reportado por Arroyo-Chacón et al. (2013), quienes observaron que este Orden fue el tercer grupo más importante, después de los quirópteros y los roedores. En dicho estudio también registraron félidos pequeños como *H. yagouaroundi* y *L. pardalis*, pero no de carnívoros mayores como el puma (*P. concolor*) y jaguar (*P. onca*) a diferencia del presente estudio, en donde pudieron observarse, aunque con IAR's bajos.

Con respecto a lo anterior, algunos autores mencionan que es posible que la ausencia o la escasa cantidad de registros de estas especies, se deba a que un factor determinante para la

distribución de los felinos es la topografía, ya que estos organismos tienen preferencias por las partes más altas, donde se encuentran peñas, barrancas y cañadas que utilizan como refugio, áreas de alimentación y reproducción (Crooks, Burdett, Theobald, Rondinini, & Boitani, 2011; Monroy-Vilchis et al., 2011; Moreno, Kays, & Samudio Jr., 2006; Rodríguez-Bolaños, Cepeda-Mercado, & Belant, 2015); áreas de difícil acceso, además de que son especies territoriales y requieren de grandes extensiones de terreno para poder desarrollar sus actividades; o debido a su alta sensibilidad a las perturbaciones humanas (Arroyo Chacón et al., 2013; Lira-Torres & Naranjo-Piñera, 2003), razones que creemos están relacionadas con la baja incidencia de las especies de felinos en esta investigación. Cabe mencionar que de acuerdo con Holden and Neang (2009); Cueva et al. (2010), la presencia de carnívoros como *P. concolor*, *P. onca* y *L. pardalis*, sugiere que la selva comprendida dentro del área de estudio se encuentra en buen estado de conservación, ya que son depredadores de gran tamaño, y necesitan amplios requerimientos de hábitat para sobrevivir y mantener poblaciones.

Algunas de las especies menos abundantes fueron *T. mexicana* y *E. barbara*, lo cual concuerda con lo citado en otros trabajos, por ejemplo, en el caso de *E. barbara* de acuerdo con Pérez-Irineo y Santos-Moreno (2010), es una de las especies consideradas como raras; mientras que, según Arroyo-Chacón et al. (2013), *T. mexicana* es una especie sensible a la perturbación y requiere de un hábitat en buen estado de conservación o con poca perturbación, lo cual podría mermar la abundancia de esta especie. Por su parte, el hecho de que se hayan encontrado bajas abundancias de *P. lotor* es poco común, pues se consideran generalistas y adaptables a una considerable diversidad de ambientes, sin embargo, se ha visto que prefieren sitios cercanos a los cultivos y orillas de los arroyos aledaños, y existen estudios en los que no se han registrado al interior del bosque tropical (Castro-Arellano & Medellín, 2005), lo cual podría estar influyendo en el número de registros de esta especie.

8.2. Efecto del Paisaje sobre la Diversidad

De acuerdo con SEMARNAT (2010), la REBISO mantiene en un total de 101, 288-15-12.5 hectáreas (10128815.125 km²) de extensión a 104 especies de mamíferos, estas cifras enfatizan la importancia de la zona de influencia, pues en apenas 64.4229 km², se tienen hasta el momento, un total de 19 especies registradas.

Para la diversidad por estaciones de monitoreo, los índices señalaron que EM3 fue la más diversa ($H' = 1.89$; $D = 0.82$; $N1 = 6.64$; $N2 = 5.84$; $ASPB = 5.00$), lo cual resulta inesperado al ser esta una de las unidades de paisaje con más fragmentos y, por ende, con áreas más pequeñas (6.77). Además, es la unidad de paisaje, que de acuerdo con los índices, posee poca cubierta vegetal; esto podría explicarse porque dichas características del fragmento podrían favorecer la presencia de especies generalistas en el fragmento pues, se ha encontrado que la fragmentación y la densidad de los bordes puede tener efectos positivos en muchas especies, principalmente en aquellas que son capaces de persistir en lugares pequeños (Halffter, Moreno, & Pineda, 2001b). Además, de acuerdo con Lara et al. (2004), estas tienden a ser muy prolíferas, pudiendo incrementar hasta un 300% la abundancia de dichas especies.

En un estudio previo se registraron pocas especies consideradas como raras, registrando únicamente 14 de las especies que se reportan en el presente trabajo (Santizo-López, 2016b).

Las siguientes dos unidades de paisaje que registraron mayor diversidad fueron EM2 ($H' = 1.78$; $D = 0.80$; $N1 = 5.96$; $N2 = 5.23$; $ASPB = 4.56$) y EM1 ($H' = 1.73$; $D = 0.81$; $N1 = 5.66$; $N2 = 5.40$; $ASPB = 4.20$); estas dos también se encuentran en fragmentos pequeños ($TF = 7.50$; $TF = 5.60$); cuentan con poca cobertura forestal y están divididas en gran cantidad de fragmentos (14 y 18); sin embargo, para el caso de los tres sitios (EM1, EM2 y EM3); es importante destacar que según el cálculo de la permeabilidad de la matriz, los tres son los más permeables que el resto, lo que podría significar que, si bien el área está compuesta por varios fragmentos, puede que estos estén en buen

estado, dado que además son sitios alejados a asentamientos humanos y más cercanos a zonas agrícolas; con respecto a estas características, la literatura menciona que el tamaño del fragmento es de suma importancia, sin embargo, cuando no son lo suficientemente grandes como para proporcionar el rango hogareño para algunos grupos, la incorporación de tipos de matriz permeable puede ser un factor crucial para su supervivencia dentro de los fragmentos, permitiendo contrarrestar de cierta manera el efecto de áreas pequeñas de fragmentos (Gurrutxaga San Vicente, Vicente, & Valencia, 2008b; Morláns, 2005; Silva, Oliveira, Gibbs, & Rossa-Feres, 2012; Silva, Ribeiro, Hasui, Costa, & Cunha, 2015; Turner & Gardner, 2015; Wilk, 2011); por otro lado, Arroyo-Chacón et al. (2013) menciona que la heterogeneidad del paisaje permite que exista una importante complementariedad de especies de mamíferos, por lo que pueden favorecer a la diversidad, sobre todo si se trata de especies tolerantes a ciertos grados de perturbación, como muchos de los reportados para el área de estudio; estas dos características, son las que pudiesen explicar de mejor manera el comportamiento de la diversidad, en sitios en donde las condiciones aparentemente, no son tan favorables para los mamíferos. Por otro lado, las áreas de cultivo pudieron haber favorecido la presencia de determinadas especies como el pecarí de collar (*P. tajacu*), mapache (*P. lotor*), venado cola blanca (*O. virginianus*), los cuales incluso se han reportado como responsables de causar pérdidas. Con relación a la distancia a asentamientos humanos, en un estudio previo realizado en la misma área, se encontró una mayor diversidad de mamíferos en sitios alejados del sendero con mayor afluencia de turistas (Santizo-López, 2016b).

8.3. Métricas del Paisaje

Con respecto a las métricas del paisaje, se encontró que solo cuatro influyeron significativamente sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes; estas fueron la permeabilidad de la matriz, la distancia a los asentamientos humanos, la distancia a las zonas agrícolas y el índice de vegetación de diferencia normalizada. Esto concuerda con otros estudios, en los que se ha registrado que estos

atributos influyen de manera positiva o negativa sobre los ensamblajes de mamíferos. Garmendia et al. (2013) encontraron que el número de las especies incrementaron con la permeabilidad de la matriz, esto debido a que ésta influye en varios procesos ecológicos, incluidos los relacionados con el flujo de genes y la diversidad genética modulada por el movimiento; ocurriendo que la posibilidad de transferencia de organismos entre los fragmentos y la matriz puede diluir los efectos negativos de la pérdida y el aumento de aislamiento del hábitat original, por ejemplo, cuando los organismos de los fragmentos son capaces de explotar recursos ofrecidos por la matriz (Kupfer, Malanson, & Franklin, 2006). Por su parte, Villa-Vázquez (2009) registró que con la disminución del 95.56% de la cobertura vegetal de la superficie original de su área de estudio, disminuyó el 50% de la fauna registrada en un trabajo previo realizado en la misma zona; esto explicaría por qué los valores de la NDVI estuvieron relacionados con la diversidad y por qué al elevarse su valor, también se incrementaron los valores de permeabilidad de la matriz, pues como menciona Meneses-Tovar (2011), valores altos de NDVI son indicadores de la actividad fotosintética, siendo los valores más elevados correspondientes a los bosques tropicales, esto implica que los sitios con valores más bajos, posiblemente tengan menor cobertura vegetal, lo cual, afecta a muchas especies que dependen específicamente de ciertas características (especialistas) como el tipo de alimento, cobertura vegetal, refugio, entre otros (Ewers & Didham, 2006b). Cabe mencionar que también se han encontrado evidencias con respecto a que la distancia a zonas agrícolas y a asentamientos humanos influyen en la presencia de determinadas especies, por ejemplo, para el caso de *P. onca*, que trata de evitar áreas agropecuarias, prefiriendo las selvas y mostrando preferencia por los paisajes sin carreteras y sin poblaciones cercanas (Salazar, Mendoza, Ochoa-Gaona, Ku-Quej, & Hidalgo-Mihart, 2017). En cuanto a las métricas a nivel de fragmento, ninguna tuvo valores significativos; es decir, de acuerdo a los datos obtenidos, parecen no influir directamente sobre el ensamblaje de mamíferos presentes en el área, lo que podría deberse a que la mayoría de especies

registradas son generalistas, pues las estaciones con índices más altos de diversidad, presentan valores más altos en los índices de forma, valores más pequeños de tamaño de fragmento, número elevados de fragmentos, y además no presentaron los valores más altos de cobertura forestal, lo cual es muy importante para especies especialistas, ya que son sensibles a la fragmentación (Arroyo-Rodríguez et al., 2013; Gurrutxaga San Vicente et al., 2008b; Turner & Gardner, 2015).

Dado que no existen efectos importantes a nivel de fragmento, y que existe evidencia de que la mayor diversidad de mamíferos se encuentra en sitios mejores conservados (Kinnaird & O'Brien, 2012; Lira-Torres & Naranjo-Piñera, 2003; Thomann, 2011), se considera vital cuidar la vegetación a una escala local, ya que una mayor cobertura parece favorecer la permeabilidad de la matriz, la cual funciona como hábitat, fuente o destino de especies; y puede funcionar como corredor o una barrera entre fragmentos, dependiendo de los hábitos de las especies y su permeabilidad (Bélisle, 2005; Turner & Gardner, 2015; Umetsu & Pardini, 2007). Algunos de los estudios realizados han encontrado que si bien las características de los fragmentos son importantes, como por ejemplo, fragmentos más grandes e irregulares que tienden a incrementar la riqueza de especies, las métricas a nivel de paisaje (cobertura forestal, densidad de borde y permeabilidad de la matriz) resultan mejores predictores de la riqueza de especies, e incluso, se ha encontrado que la composición del paisaje es relativamente más importante para la conservación de algunos grupos de mamíferos que la configuración del paisaje, ya que además favorece a la supervivencia de un mayor número de especies, incluyendo a aquellas consideradas como raras (Arroyo-Rodríguez et al., 2013, 2016). Es posible, que debido a lo anterior, y a que la mayoría de las especies presentes en el área son de hábitos generalistas, no se hayan detectado efectos importantes a nivel de fragmento; sin embargo, es importante recalcar que también se registraron especies consideradas como raras y que además se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo,

por lo que la tarea de cuidar de estos cuatro atributos del paisaje, que parecen influir sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes, es de suma importancia.

Finalmente, es importante mencionar que las métricas medidas en el presente estudio, dan una idea de cómo se comporta la diversidad con relación a características estructurales del paisaje, en las que la escala de los organismos y el impacto de la fragmentación determinará finalmente la emergencia de determinados efectos biológicos, por lo que además de este tipo de análisis, se consideraría importante tomar en cuenta aspectos funcionales del paisaje con relación a los organismos (García & Chacoff, 2007).

9. CONCLUSIONES

La mayoría de las especies presentes en el área son especies consideradas como generalistas.

El grupo mejor representado fue el de los felinos, lo que podría significar que el área está relativamente conservada, pues estos organismos necesitan de grandes extensiones de terreno para sobrevivir; lo que indica la urgencia de tomar medidas que permitan mantener o mejorar las condiciones del hábitat en la zona, haciendo posible la subsistencia en el área de estas especies y sus presas.

No se encontraron métricas a nivel de fragmento que influyan en la diversidad de mamíferos medianos y grandes.

A nivel de paisaje las métricas que influyen sobre la diversidad fueron la permeabilidad de la matriz, la distancia a asentamientos humanos y a zonas agrícolas, y finalmente la cobertura vegetal (NDVI).

La permeabilidad de la matriz incrementa con los valores del NDVI, por lo que una de las principales propuestas de acción, es el cuidado de la cubierta vegetal; además de evitar la extensión de zonas de cultivo y el crecimiento de asentamientos urbanos, ya que las especies evitan áreas cercanas a dichas zonas.

Es necesario, considerar estos requerimientos de hábitat para posteriores planes de manejo, sobre todo de especies consideradas raras y que además se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo.

10. LITERATURA CITADA

- Alfaro, A. M., García García, J. L., & Santos Moreno, A. (2006). Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Naturaleza Y Desarrollo*, 4(1), 19–23. Recuperado de <https://biblat.unam.mx/es/revista/naturaleza-y-desarrollo/articulo/mamiferos-de-los-municipios-santiago-jocotepec-y-ayotzintepec-chinantla-baja-oaxaca>
- Aranda, J. (2012). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* (1a ed.). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Arroyo Chacón, E., Riechers Pérez, A., Naranjo, E. J., & Rivera-Velázquez, G. (2013). Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres entre hábitats en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. *Therya*, 4(3), 647–676. <https://doi.org/10.12933/therya-13-140>
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*, 28(9), 1717–1727. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9929-2>
- Arroyo-Rodríguez, V., Rojas, C., Saldaña-Vázquez, R. A., & Stoner, K. E. (2016). Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 198, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.026>
- Becker, R., & Wilks, A. (2018). *Maps: Draw Geographical Maps. R package version 3.3.0*. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=maps>

- Bélisle, M. (2005). Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, 86(8), 1988–1995. <https://doi.org/10.1890/04-0923>
- Bolívar-Cimé, B., Laborde, J., MacSwiney G., M. C., Muñoz-Robles, C., & Tun-Garrido, J. (2013). Response of phytophagous bats to patch quality and landscape attributes in fragmented tropical semi-deciduous forest. *Acta Chiropterologica*, 15(2), 399–409. <https://doi.org/10.3161/150811013X679026>
- Bruno, D., Sánchez-Fernández, D., Millán, A., Ros, R. M., Sánchez-Gómez, P., & Velasco, J. (2012). Assessing the quality and usefulness of different taxonomic groups inventories in a semiarid Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation*, 21(6), 1561–1575. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0263-9>
- Burel, F., & Baudry, J. (2005). Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators*, 5(4), 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.04.002>
- Campbell, N. A., & Reece, J. B. (2007). *Biología*. Ed. Médica Panamericana.
- Caspers, H. (1965). Patterns in the Balance of Nature and related Problems in Quantitative Ecology. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 50(2), 299–300. <https://doi.org/10.1002/iroh.19650500209>
- Castro-Arellano, I., & Medellín, R. A. (2005). Los mamíferos silvestres de México. En *Tlacuache cuatro ojos* (pp. 11–112). México: Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad y Fondo de Cultura Económica.
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, (11), 265–270.

- Clark, W. K. (1951). Ecological Life History of the Armadillo in the Eastern Edwards Plateau Region. *The American Midland Naturalist*, 46(2), 337–358.
<https://doi.org/10.2307/2421982>
- CMMAD. (1987). *Nuestro Futuro común. Informe Brundtland* (Alianza Núm. 1). Madrid.
- Cortés-Marcial, M., Ayón, Y. M. M., & Briones–Salas, M. (2014). Diversity of large and medium mammals in Juchitan, Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(1), 1–12. Recuperado de <http://www.raco.cat/index.php/ABC/article/view/278386>
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C., & Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642–2651.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0120>
- Cruz-Salazar, B., Ruiz-Montoya, L., Navarrete-Gutiérrez, D., & Vázquez, L.-B. (2016). Influence of the composition and structure of modified landscapes on the abundance of two marsupials during the dry season in Chiapas, Mexico. *Therya*, 7(3), 393–406.
<https://doi.org/10.12933/therya-16-401>
- Cueva, X. A., Morales, N., Brown, M., & Peck, Mi. (2010). Macro y mesomamíferos de la Reserva Comunitaria Santa Lucía, Pichincha – Ecuador. *Serie Zoológica*, 6, 98–110. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/326208506_Macro_y_mesomamiferos_de_la_Reserva_Comunitaria_Santa_Lucia_Pichincha_-_Ecuador
- Deepayan, S. (2008). *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.
- Di Battista, T., Fortuna, F., & Maturo, F. (2017). BioFTF: An R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecological Indicators*, 73, 726–732.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.032>

- Díaz, M. M. (2008). Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. *Mastozoología neotropical*, 15(1), 158–160. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0327-93832008000100018&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Durán, E., Galicia, L., Pérez G., E., & Zambrano, L. (2009). El paisaje en la ecología. *Ciencias*, 0(067). Recuperado de <http://revistas.unam.mx/index.php/cns/article/view/11847>
- ESRI. (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. *Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute*.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006a). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117–142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006b). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117–142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/30033784>
- Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, (12), 42–58.
- Flick, T., Feagan, S., & Fahrig, L. (2012). Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 156, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.006>

- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. *BioScience*, 31(10), 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- García, D., & Chacoff, N. P. (2007). Scale-Dependent Effects of Habitat Fragmentation on Hawthorn Pollination, Frugivory, and Seed Predation. *Conservation Biology*, 21(2), 400–411. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00593.x>
- García-Burgos, J., Gallina, S., & González-Romero, A. (2014). Relación entre la riqueza de mamíferos medianos en cafetales y la heterogeneidad espacial en el centro de Veracruz. *Acta zoológica mexicana*, 30(2), 337–356. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0065-17372014000200006&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561–582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E. J., & Stoner, K. E. (2013). Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 29(4), 331–344. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000370>
- Garramuño, E. A. (2006). Perspectivas de la ecología del paisaje en entomología aplicada. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 7(1), 54–60. https://doi.org/10.21930/rcta.vol7_num1_art:59
- Gurrutxaga San Vicente, M., Vicente, M. G. S., & Valencia, P. J. L. (2008a). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265), 519–543. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>

- Gurrutxaga San Vicente, M., Vicente, M. G. S., & Valencia, P. J. L. (2008b). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265), 519–543. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>
- Halffter, G., Moreno, C. E., & Pineda, E. O. (2001a). *Manual para la evaluación de la biodiversidad en las reservas de la biosfera*. Zaragoza.
- Halffter, G., Moreno, C. E., & Pineda, E. O. (2001b). *Manual para la evaluación de la biodiversidad en las reservas de la biosfera*. Zaragoza.
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., & Melic, A. (2005). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza, España: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosfokske, K. D., Saunders, S. C., ... Esseen, P.-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427–432.
- Holden, J., & Neang, T. (2009). Small carnivore records from the Cardamom Mountains, southwestern Cambodia. *Small Carnivore Conservation*, 40, 16–21.
- INEGI. (2015). Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Recuperado el 6 de enero de 2017, de INEGI website: <http://www.inegi.org.mx/>
- IUCN. (2017). *The IUCN Red List of Threatened Species Version 2017.3*. Recuperado de <http://www.iucnredlist.org/>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27(7), 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>

- Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8(1), 151–161. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228612369_Las_curvas_de_acumulacion_de_especies_y_la_necesidad_de_evaluar_la_calidad_de_los_inventarios_biologicos
- Kinnaird, M. F., & O'brien, T. G. (2012). Effects of Private-Land Use, Livestock Management, and Human Tolerance on Diversity, Distribution, and Abundance of Large African Mammals. *Conservation Biology*, 26(6), 1026–1039. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01942.x>
- Kupfer, J. A., Malanson, G. P., & Franklin, S. B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 8–20. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x>
- Lara, L. E. C., Lorenzo, C., Soto, L., Naranjo, E., & Ramírez, N. (2004). Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 20(1), 63–81. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57520106>
- Layne, J. N., & Glover, D. (1977). Home Range of the Armadillo in Florida. *Journal of Mammalogy*, 58(3), 411–413. <https://doi.org/10.2307/1379340>
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R. (2005). Analyzing Beta Diversity: Partitioning the Spatial Variation of Community Composition Data. *Ecological Monographs*, 75(4), 435–450. <https://doi.org/10.1890/05-0549>
- Li, & Reynolds. (1995). *On definition and quantification of the heterogeneity*. 7(3), 280–284.

- Lira-Torres, I., & Naranjo-Piñera, E. (2003). Abundancia, Preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la Reserva de la Biósfera El triunfo, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 7, 20–39. Recuperado de <http://revistamexicanademastozoologia.com.mx/ojs/index.php/rmm/article/view/178>
- Liu, J., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Luck, G. W. (2003). Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*, 421(6922), 530–533. <https://doi.org/10.1038/nature01359>
- Lorenzo, C., Bolaños-Citalán, J., Sántiz, E., & Navarrete, D. (2017). Diversidad y conservación de los mamíferos terrestres de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3), 735–754. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.06.003>
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2), 03–19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- Mapelli, F. J., & Kittlein, M. J. (2009). Influence of patch and landscape characteristics on the distribution of the subterranean rodent *Ctenomys porteousi*. *Landscape Ecology*, 24(6), 723–733. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9352-x>
- Mapelli, F. J., Mora, M. S., Mirol, P. M., & Kittlein, M. J. (2012). Population structure and landscape genetics in the endangered subterranean rodent *Ctenomys porteousi*. *Conservation Genetics*, 13(1), 165–181. <https://doi.org/10.1007/s10592-011-0273-2>
- March, I. J., & Aranda, M. (1992). Mamíferos de la Selva Lacandona, Chiapas. En *SIBE* (SIBES). Recuperado de <http://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000019447>
- Matthew, V. (2011). fossil: palaeoecological and palaeogeographical analysis tools. *Palaeontologia Electronica*, 14:1T. Recuperado de http://palaeo-electronica.org/2011_1/238/index.html

- McGarigal, Cushman, S., & Ene, E. (2012). *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: Recuperado de <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects. *Ecological Applications*, 12(2), 335–345. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2)
- Medrano Nájera, R., Ramírez Pinero, M., & Guevara Sada, S. (2014). *Una mirada a la dispersión de semillas en las excretas de mamíferos*. <https://doi.org/10.14198/cdbio.2014.46.03>
- Meneses Tovar, C. L. (2011). L'indice différentiel normalisé de végétation comme indicateur de la dégradation. *MESURER LA DEGRADATION*, 62(1), 39–46.
- Mesa-Zavala, E., Álvarez-Cárdenas, S., Galina-Tessaro, P., Troyo-Diéquez, E., & Guerrero-Cárdenas, I. (2012). Vertebrados terrestres registrados mediante foto-trampeo en arroyos estacionales y cañadas con agua superficial en un hábitat semiárido de Baja California Sur, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 235–245. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1870-34532012000100026&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Mikulić, J., Kožić, I., & Krešić, D. (2015). Weighting indicators of tourism sustainability: A critical note. *Ecological Indicators*, 48, 312–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.026>
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373–383. Recuperado de http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-77442011000100033&lng=en&nrm=iso&tlng=es

- Moreno. (2001a). *Métodos para medir la biodiversidad*. (Vol. 1). Recuperado de <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Moreno. (2001b). *Métodos para medir la biodiversidad*. (Vol. 1). Recuperado de <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Moreno, R. S., Kays, R. W., & Samudio Jr., R. (2006). Competitive Release in Diets of Ocelot (*leopardus Pardalis*) and Puma (*puma Concolor*) After Jaguar (*panthera Onca*) Decline. *Journal of Mammalogy*, 87(4), 808–816. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=22733705&site=ehost-live>
- Morláns, M. C. (2005). *Introducción a la Ecología del Paisaje* (1a ed., Vol. 1). Argentina, Catamarca: Editorial Científica Universitaria.
- Munasinghe, M. (1993). *Environmental Economics and Sustainable Development*. World Bank Publications.
- Neter, J., Kunter, M., Nachtsheim, C. J., & Wasserman, w. (1996). *Aplied linear statistical models* (Fourth edition). Chicago: Irwin.
- O'Brien, T., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation*, 6, 131–139.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. Recuperado de <http://R-Forge.R-project.org/projects/vegan/>
- Pacheco, J., Ceballos, G., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Suzán, G., Rodríguez-Herrera, B., & Marcé, E. (2006). Diversidad, historia natural y conservación de los mamíferos de San Vito de Coto Brus, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 54(1), 219–240. Recuperado de

http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-77442006000100022&lng=en&nrm=iso&tlng=en

Palmer, M. W. (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, (71), 1195–1198.

Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation*, 13(13), 2567–2586.
<https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d>

Pardini, R., de Souza, S. M., Braga-Neto, R., & Metzger, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124(2), 253–266.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>

Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2010). Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(3), 721–736. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0065-17372010000300014&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2012). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 164–169. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1870-34532012000100019&lng=es&nrm=iso&tlng=en

Pielou, E. (1977). *Mathematical Ecology*. Wiley & Sons, Inc.

- Pina, G. P. L., Gamez, R. A. C., & Gonzalez, C. A. L. (2004). Distribution, habitat association, and activity patterns of medium and large-sized mammals of Sonora, Mexico. *Natural Areas Journal Ober*. Recuperado de <https://eurekamag.com/research/004/110/004110664.php>
- Pineado-López, R., & Verdú-Faraco, J.-R. (2013). *Medición de la biodiversidad: diversidades alfa, beta y gamma* (Primera Edición). Recuperado de <http://libreria.uaq.mx/?p=869>
- Powell, R. A., & Mitchell, M. S. (2012). What is a home range? *Journal of Mammalogy*, 93(4), 948–958. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-S-177.1>
- R core Team. (2018). Language and environment for statistical computing (version 3.5.1). Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Reid. (2009). *A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico* (Edición: 2). Oxford ; New York: OUP USA.
- Retana, O. G., & Lorenzo, C. (2002). Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: endemismo y estado de conservación. Recuperado el 23 de marzo de 2017, de Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) website: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57508503>
- Rivas García, J., & Magadán Díaz, M. (2007). Los Indicadores de Sostenibilidad en el Turismo. *Revista de Economía, Sociedad, Turismo y Medio Ambiente*, 6(1), 27–61.
- Rodríguez-Bolaños, A., Cepeda-Mercado, A. A., & Belant, J. L. (2015). Ocelot *Leopardus pardalis* (CARNIVORA:FELIDAE) spatial ecology in a fragmented landscape of colombia. Recuperado el 14 de diciembre de 2016, de <http://revistamexicanademastozoologia.com.mx/ojs/index.php/rmm/article/view/204>
- RStudio, T. (2016). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Recuperado de <http://www.rstudio.com/>
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México* (1a ed.). Recuperado de http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/35429785/VEGETACION_DE_MEX

ICO_-

_Jerzy_Rzedowski.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAJ56TQJRTWSMTNPEA&Expires=1483666485&Signature=j214DQ4P66EOoXN7NJ07B8MIMrI%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DVEGETACION_DE_MEXICO_Jerzy_Rzedowski.pdf

Salazar, E., Mendoza, J., Ochoa-Gaona, S., Ku-Quej, V., & Hidalgo-Mihart, M. (2017). Evaluación de la conectividad del paisaje en la región Puuc-Chenes, México, con base en los requerimientos de hábitat del jaguar (*Panthera onca*). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2017(92), 101–115. <https://doi.org/10.14350/rig.52210>

Santizo-López, L. (2016a). *Efecto de la actividad turística sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Centro Ecoturístico Sima de las Cotorras, Ocozocoautla de Espinoza, Chiapas, México* (Licenciatura). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

Santizo-López, L. (2016b). *Efecto de la actividad turística sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Centro Ecoturístico Sima de las Cotorras, Ocozocoautla de Espinoza, Chiapas, México* (Licenciatura). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

Sarmiento, F. O. (2000). *Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica*. Editorial Abya Yala.

SEMARNAT. (2001). *Programa de manejo Reserva de la Biósfera Selva el Ocote*. Recuperado de http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/ocote.pdf

SEMARNAT. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y*

especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

PROFEPA.

Shannon, C. C. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, (27), 379–427.

Silva, F., Oliveira, T., Gibbs, J., & Rossa-Feres, D. (2012). An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landscape Ecology*, 27(1), 87–96.
<https://doi.org/10.1007/s10980-011-9670-7>

Silva, L., Ribeiro, M., Hasui, É., Costa, C., & Cunha, R. G. T. da. (2015). Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. *PLOS ONE*, 10(2), e0114025.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, (163), 688.

Simpson, G. L. (2016). *Permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data*. R package version 0.9-4. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=permute>

Sinclair, A. R. E. (2003). The Role of Mammals as Ecosystem Landscapers. *Alces*, 39, 161–176.
Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=19468112&site=ehost-live>

Stabler, B. (2013). *Shapefiles: Read and Write ESRI Shapefiles*. R package version 0.7. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=shapefiles>

Tejeda-Cruz, C. (2009). *Ecología, conservación y manejo de ungulados silvestres en paisajes fragmentados de la Selva Lacandona, Chiapas, México* (Doctorado). El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

- Thomann, S. (2011). Effects of ecotourism on mammal diversity in the Monteverde cloud forest preserve. *Tropical Ecology Collection [Monteverde Institute]*. Recuperado de <http://digital.lib.usf.edu/SFS0001445/00001>
- Torres, I. L. (2006). Abundancia, densidad, preferencia de hábitat y uso local de los vertebrados en la Tuza de Monroy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *REVISTA MEXICANA DE MASTOZOLOGÍA (Nueva época)*, 10(1), 41–66. Recuperado de <http://www.revmexmastozoologia.unam.mx/ojs/index.php/rmm/article/view/141>
- Troll, C. (2010). Ecología del paisaje. *Investigación ambiental*, 1, 94–105.
- Turner, & Gardner, R. (2015). Introduction to Landscape Ecology and Scale. En *Landscape Ecology in Theory and Practice* (pp. 1–32). Recuperado de http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4939-2794-4_1
- Turner, S. J., O’neill, R. V., Conley, W., Conley, M. R., & Humphries, H. C. (1991). Patternandscale: statistics for landscape ecology. *Ecological Studies*, 82, 17–49. Recuperado de <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=5508020>
- Umetsu, F., & Pardini, R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22(4), 517–530. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9041-y>
- Villaseñor, N. R., Blanchard, W., Driscoll, D. A., Gibbons, P., & Lindenmayer, D. B. (2015). Strong influence of local habitat structure on mammals reveals mismatch with edge effects models. *Landscape Ecology*, 30(2), 229–245. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0117-9>
- Villa-Vázquez, B. M. (2009). *Deforestación y fragmentación de las selvas bajas en la Planicie Huasteca Potosina y su efecto en mamíferos grandes-medianos* (Licenciatura, Universidad Autónoma de San Luis Potosí). Recuperado de <http://ninive.uaslp.mx/jspui/handle/i/2286>

Wilk, D. (2011). Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. *Interior Design*, 82(11), 298–298. Recuperado de

<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=66248983&site=ehost-live>

Zárate, M. (2004). *Urbanismo ambiental alternativo: selección de textos teóricos y propuesta* (1a ed., Vol. 1). Univ. Politèc. de Catalunya.

11. ANEXOS

Registros fotográficos significativos



Odocoileus virginianus (Zimmermann, 1780)



Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)



Canis latrans Say, 1823



Urocyon cinereoargenteus (Schreber, 1775)



Herpailurus yagouaroundi Lacépede, 1809



Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758)



Puma concolor Linnaeus, 1771



Panthera onca (Linnaeus, 1758)



Mephitis macroura Lichtenstein, 1832



Eira Barbara (Linnaeus, 1758)



Nasua narica (Linnaeus, 1776)



Procyon lotor Linnaeus, 1758



Dasypus novemcinctus Linnaeus, 1758



Didelphis sp. Linnaeus, 1758



Sylvilagus floridanus (J. A. Allen, 1890)



Sciurus aureogaster nigrescens F. Cuvier, 1829



Sciurus aureogaster aureogaster F. Cuvier, 1829



Tamandua mexicana (Saussure, 1860)