



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



TÍTULO DE TESIS:

Diversidad y distribución vertical de insectos barrenadores en una selva y un manglar en Tabasco, México.

PARA OBTENER EL TITULO DE:

Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales

PRESENTA:

M.C.A. José del Carmen Gerónimo Torres

DIRECTORES:

Dr. Manuel Pérez de la Cruz

Dra. Aracely de la Cruz Pérez

Villahermosa, Tabasco, marzo 2020.



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN



2020
LEONORA VICARIO
PEREGRINA MADRE DE LA PATRIA

FEBRERO 18 DE 2020

**C. JOSÉ DEL CARMEN GERÓNIMO TORRES
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE INSECTOS BARRENADORES EN UNA SELVA Y UN MANGLAR EN TABASCO, MÉXICO"**, asesorado por Dr. Manuel Pérez de la Cruz y Dra. Aracely de la Cruz Pérez, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. Carlos Manuel Burelo Ramos, Dr. Miguel Alberto Magaña Alejandro, Dr. Manuel Pérez de la Cruz, Dr. Eder Ramos Hernández, Dr. Magdiel Torres de la Cruz, Dr. José Ángel Gaspar Génico y Dra. Aracely de la Cruz Pérez.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE


DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE INSECTOS BARRENADORES EN UNA SELVA Y UN MANGLAR EN TABASCO, MÉXICO”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 18 días del mes de febrero de dos mil veinte.

AUTORIZO



JOSÉ DEL CARMEN GERÓNIMO TORRES

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para cursar el Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.

A la División Académica de ciencias Biológica de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, por la formación ética y profesional en todos los ámbitos de mi persona.

A los Dres.: Dr. Manuel Pérez de la Cruz y Dra. Aracely de la Cruz Pérez por la confianza depositada en la realización y culminación de este proyecto.

A los Dres.: Dr. Luis José Rangel Ruiz, Dr. Miguel Alberto Magaña Alejandro, Dr. José Ángel Gaspar Génico, Dr. Jaime Gómez Ruiz, Dr. Cristian Tovilla Hernández, por el apoyo obtenido durante la realización de la presente tesis y contribuir de alguna manera en mi formación durante el examen predoctoral.

A mi esposa Liliana y mis hijos, quienes son el impulso para seguir superándome profesional y personalmente.

A mi Madre y hermanos, por el apoyo brindado durante mi formación académica, ya que sin ustedes esto no habría sido posible.

A Josué García León y Guillermo Domínguez Reyes por su valioso aporte en la realización de la tesis, los cuales estuvieron presentes cuando más lo requería.

A Samuel Oporto Peregrino, por su valioso aporte en la realización del presente trabajo.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de colecciones, quienes pusieron su granito de arena para alcanzar esta meta, gracias por su apoyo incondicional en los buenos y malos momentos.

A todos mis amigos y familiares que estuvieron siempre presentes de una u otra manera durante mi formación, ya que fueron parte fundamental para alcanzar esta meta.

Índice

Resumen.....	1
Capítulo 1. Protocolo de tesis.....	2
Introducción	2
Marco teórico	3
Biodiversidad en México.....	3
Insectos, un grupo megadiverso	3
Distribución vertical de los insectos.....	5
Selvas y Manglares.....	6
Efecto de borde.....	7
Justificación.....	9
Objetivo general	10
Objetivos específicos.....	10
Sitios de muestro	11
Métodos de muestreo	13
Identificación del material biológico.....	13
Literatura citada.....	14

Capítulo 2. Diversidad y fluctuación de la comunidad de escarabajos descortezadores y barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) asociados a una selva en Tabasco, México.....	25
Capítulo 3. Distribución vertical de escarabajos (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae) en la sierra el Madrigal en Tabasco, México.....	46
Capítulo 4. Diversidad y distribución vertical de escarabajos barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) en un manglar en Tabasco, México.....	69
Conclusiones	92

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Resumen

El estudio tuvo como objetivo comparar la diversidad y la distribución vertical de insectos barrenadores asociados al borde e interior de una selva y un manglar en Tabasco, México. La captura de insectos se realizó con trampas cebadas con alcohol etílico al 70% y luz ultravioleta como atrayente. Para analizar la distribución vertical se colocaron trampas cebadas con alcohol etílico a 1.5, 6 y 12 m de altura. En la selva se recolectaron 8 552 especímenes de 73 especies; 60 especies de Scolytinae, ocho de Platypodinae y cinco de Bostrichidae. En el interior de la selva se registró la mayor riqueza de especies con 64 y la mayor diversidad con ${}^1D= 25.35$, contrastando con el borde donde se registraron 60 especies y una diversidad de ${}^1D= 22.32$. De acuerdo a las capturas realizadas a diferentes alturas, tanto en el borde e interior de la selva se obtuvo la mayor diversidad a 1.5 m. Sin embargo, en el borde las trampas ubicadas a 12 m de altura capturaron la mayor riqueza con 50 especies y en el interior la máxima riqueza fue registrada a 1.5 m. Al determinar las diferencias estadísticas entre las tres alturas evaluadas, se encontró que en el borde se presentan diferencias estadísticas en cuanto a su abundancia en cuatro de los 12 meses. En el caso del interior estas diferencias se registraron en abril. No obstante, en el borde las diferencias estadísticas según los valores de diversidad (1D) se presentaron en abril y octubre, y para el interior en marzo, abril y junio. En el manglar se recolectaron 5 496 especímenes de 45 especies; 35 especies de Scolytinae, seis de Platypodinae y cuatro de Bostrichidae. En el borde de este ecosistema se registró la mayor riqueza de especies con 40 y la mayor diversidad con ${}^1D= 15.82$, contrastando con el interior donde se registraron 32 especies y una diversidad de ${}^1D= 11.67$. De acuerdo a las capturas realizadas a diferentes alturas, Tanto en el borde e interior del manglar el máximo valor de diversidad se obtuvo a 6 m y la mínima a 1.5 m. Sin embargo, en los dos sitios evaluados de este ecosistema las trampas ubicadas a 6 m de altura capturaron la mayor riqueza con 33 y 26 especies en el borde e interior respectivamente. Al determinar las diferencias estadísticas entre las tres alturas evaluadas, se registró que el borde se presentan diferencias estadísticas en su abundancia en diez de los 12 meses. Así mismo, en el interior estas diferencias fueron registradas en ocho de los 12 meses. Al determinar las diferencias estadísticas según los valores de diversidad (1D), se identificó que estas se presentaron en el borde en abril, mayo, julio y agosto, y para el interior en junio, noviembre y diciembre.

Capítulo 1. Protocolo de tesis

Introducción

El estado de Tabasco dado su extensión, ubicación y fisiografía permite el asentamiento de diferentes tipos de comunidades vegetales, desde la selva alta hasta humedales costeros. Sin embargo, las selvas del estado se ubican entre las más afectadas dentro del territorio mexicano debido al incremento de pastizales y zonas agrícolas. A pesar de su degradación, estos relictos de selvas tienen gran importancia biológica y ecológica (Salazar *et al.* 2004). Así mismo, los humedales constituyen una superficie importante dentro del territorio, entre ellos los manglares ocupan un lugar privilegiado por su riqueza natural y servicios ambientales.

Las selvas y manglares a pesar de sus diferencias en la composición vegetal albergan una gran variedad de fauna, entre la que se encuentra una innumerable cantidad de insectos. Estos organismos son los principales depredadores de otros invertebrados y, por lo tanto, controladores de plagas, descomponen y eliminan un porcentaje importante de la materia orgánica y actúan como polinizadores de plantas de importancia ecológica y económica. Sin embargo, en ocasiones son considerados como un grupo dañino por la abundancia elevada de sus poblaciones (Brusca y Brusca, 2002). Las subfamilias Scolytinae y Platypodinae (Curculionidae), junto con la familia Bostrichidae son de vital importancia al estar asociados a procesos de descomposición de la madera y circulación de nutrientes. Se establecen en plantas muertas o enfermas y en algunos casos pueden atacar a plantas vivas y ser consideradas plagas importantes de árboles forestales, frutales y ornamentales (Atkinson y Equihua 1985).

Se conoce parcialmente la diversidad de insectos en el estado de Tabasco, ya que son pocos los estudios de la entomofauna en la entidad, así mismo, diversos reportes de especies de insectos son producto de colectas esporádicas. El presente estudio tuvo como objetivo determinar la diversidad y distribución vertical de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae asociados al borde e interior de una selva y un manglar del estado de Tabasco, México.

Marco teórico

Biodiversidad en México

México es un país privilegiado por su biodiversidad y se le ubica en el quinto lugar de los países megadiversos después de Brasil, Colombia, China e Indonesia (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008). Diversas estimaciones indican que México posee entre 180,000 y 216,000 especies descritas, que representan alrededor del 12% de la diversidad del planeta (Flores-Villela y Canseco-Márquez 2004, Villaseñor 2004, Ceballos y Oliva 2005, Ramírez-Pulido *et al.* 2008). Sin embargo, el inventario de la riqueza de especies en México no ha sido completado, ya que no se cuenta con los especialistas y colecciones suficientes de taxones poco conocidos y escasamente estudiados, como es el caso de algunos invertebrados (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008).

Insectos, un grupo megadiverso

Los insectos son el grupo más diverso del planeta, con aproximadamente 950,000 especies descritas (Grimaldi y Engel 2005). Se desconoce exactamente cuántas especies de insectos existen en el mundo; sin embargo, diversos autores estiman que faltan por describir de dos a cinco millones de especies (Canello y Myles 2000, Oswald *et al.* 2002, Brusca y Brusca 2003, Barrientos-Lozano 2004, Sakai 2004). El orden con mayor diversidad es Coleoptera, con alrededor de 375,000 especies (Brusca y Brusca 2003). La mayoría de los coleópteros juega un papel fundamental en el flujo de la energía de los ecosistemas, al ser responsables de la degradación de materia orgánica. Dentro de este grupo de insectos se encuentran los escolítidos, platipódidos y bostríquidos.

Las subfamilias Scolytinae y Platypodinae son comúnmente llamados escarabajos descortezadores y ambrosiales, haciendo referencia a los hábitos alimenticios más comunes de estos grupos, como es el consumo de floema y hongos ectosimbióticos (Atkinson *et al.* 1986, Atkinson y Equihua, 1986). Aunque otras especies se alimentan de madera, la médula de las ramas, plantas herbáceas y de frutos o semillas (Atkinson y Equihua 1986, Gil *et al.* 2004). Dentro de los estudios más importantes para estas subfamilias a nivel mundial, se encuentra el trabajo realizado por Blandford (1895) sobre la subfamilia Scolytinae, en el que se incluyeron las especies de la subfamilia Platypodinae, que en ese entonces eran consideradas como un solo grupo. La monografía de escolítidos de Norte y Centroamérica presentada por Wood en 1982, constituye la herramienta más importante

para México, pues incluye claves para la identificación de las especies y datos sobre su descripción morfológica, biológica, ecológica y su distribución en esta región del continente americano.

Los escolítidos y platipódidos son relativamente bien conocidos en algunos lugares de México (Veracruz, Oaxaca, Puebla, Morelos, Chiapas, Campeche, Jalisco, entre otros), pero sobre todo en el centro del país. Los trabajos realizados sobre estas dos subfamilias se han enfocado principalmente a describir su biología, distribución, dinámica poblacional (Bustamante-Orañegui y Atkinson 1984, Atkinson *et al.* 1986, Moreno *et al.* 2008), especificidad de hospederos, hábitos alimenticios, ataques a recursos maderables (Atkinson y Equihua 1986, Equihua y Atkinson 1987, Cibrián-Tovar *et al.* 1995), diversidad de especies y posición taxonomica (Wood 1980, 1982, Atkinson y Equihua 1983, Equihua y Burgos 2002, Burgos y Equihua 2007). En el estado de Tabasco, los estudios realizados de escolítidos y platipódidos se han enfocado a la diversidad y aspectos biológicos de especies asociadas al agroecosistema de cacao (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009b, 2011), además de algunos trabajos de diversidad en selvas (Baños 2011, Rangel *et al.* 2012, Pérez-De la Cruz *et al.* 2015, 2016) y manglares (Gerónimo-Torres *et al.* 2015).

Las especies de la familia Bostrichidae son coleópteros barrenadores de madera, que habitualmente cumplen su ciclo biológico dentro de troncos y ramas de árboles enfermos o caídos (Binda y Joly 1991). La mayoría de las especies de esta familia son polífagas y atacan una gran variedad de plantas. Los estudios realizados de bostríquidos en el mundo se han enfocado a su biología, plantas hospederas (Woodruff y Fasulo 2006, Liu *et al.* 2008), diversidad de especies (Bahillo de la puebla y López 2001, Bahillo de la puebla *et al.* 2007, Marques y Gil 2008) descripciones taxonómicas, rol ecológico y distribución (Woodruff y Fasulo 2006, Bahillo de la puebla *et al.* 2007, Murillo y Obregón 2013). En México, son pocos los estudios y los trabajos se han enfocado mayormente en *Prostephanus truncatus* (Horn), evaluando la proporción de sexos, la eficacia de feromonas sintéticas de atracción, la estabilidad proteolítica (Armienta-Aldana *et al.* 2003) y la cuantificación de pérdidas y daños causados en especies vegetales (Bourne-Murrieta *et al.* 2014). El único trabajo realizado en el estado de Tabasco sobre este grupo de insectos fue el de Hernández en el 2012, donde estudió de la diversidad en la Reserva Ecológica de la Chontalpa y el Jardín Botánico José Narciso Roviroza de la División Académica de Ciencias Biológicas, obteniendo como resultado la identificación de cuatro especies.

Distribución vertical de los insectos

La distribución de los insectos en un ecosistema no es uniforme, existen una serie de factores que limitan o regulan tal repartición, como son el comportamiento y las exigencias de los insectos respecto a diversos elementos del microclima (Dajoz 2001, Erbilgin y Raffa 2003). Los factores climáticos más importantes que influyen en los insectos son la iluminación, temperatura, la pluviosidad y la humedad relativa, aunque se encuentran algunos otros elementos del clima que influyen sobre esta fauna, como es el caso del viento y la presión atmosférica. La intensidad luminosa que penetra en los bosques está modificada por la cantidad de las hojas que absorben la radiación solar, por ejemplo, bajo la cubierta de los árboles la luz es más rica en infrarrojos y pobre en ultravioletas (Dajoz 2001). Gärdenfors y Baranowski (1992) encontraron que en los bosques de Suecia más del 60% de coleópteros considerados en peligro prefieren instalarse sobre árboles expuestos a la luz que en árboles situados en un bosque denso. La temperatura juega un papel muy importante, ya que puede ser un factor limitante en la actividad de algunos organismos. Esta característica puede manifestarse a gran escala, se tienen reportes que en zonas donde se presenta un flujo de aire denso y frío los daños por insectos en especies vegetales son menores, es decir, que las bajas temperaturas dificultan el aumento de las poblaciones de insectos y permite conservar una flora más sana (Carter 1972, Tenow 1975).

La distribución vertical de los insectos y la coexistencia de varias especies está condicionando por la diversidad de nichos, tipo de vegetación, grado de perturbación, luz, gradiente térmico y la humedad relativa entre el suelo y la copa (Basset 2001, Dajoz 2001). Diversos autores concluyen que los factores mencionados explican la estratificación vertical de los insectos (Dajoz 2001; Barrios 2003, Medianero *et al.* 2003). Algunos mencionan que la mayor diversidad está en el dosel (Sutton *et al.* 1983, Hammond *et al.* 1997, Basset *et al.* 2003) y otros aseveran que está se da en el sotobosque (DeVries *et al.* 1997; Schultze *et al.* 2001). En la actualidad se reconoce la evidente estratificación vertical para algunos grupos estudiados (Barrios 2003, Medianero *et al.* 2003). La densidad de especies es amplia cerca del suelo, y a medida que la altura aumenta tiende a disminuir. Sin embargo, se ha observado el caso contrario en los bosques de Uganda en África, el mosquito *Anopheles gambiae* vive cerca del suelo, mientras que *Anopheles africanus* se localiza a los 18 metros de altura (Service 1973). En las selvas la distribución de especies es a menudo más comprensible, debido a la altura de los árboles, donde la estratificación vertical de la temperatura, humedad relativa y la iluminación, son los factores más importantes (Dajoz 2001, Basset 2001, Schulze *et al.* 2001, Yanoviak *et al.* 2003). Lo

anterior ha sido puesto en evidencia para los escolítidos y platipódidos en un bosque de costa de marfil, en el cual para cada una de las diez especies estudiadas el factor que mayormente influyó en la distribución vertical fue la evaporación (Cachan 1978).

Selvas y Manglares

Los ecosistemas tropicales más importantes en el planeta son las selvas y los manglares. En México, las Selvas ocupaban originalmente el 9.1% del territorio nacional (17.82 millones de hectáreas) (INEGI 2003); sin embargo, se encuentran reducidas a 4.82% (3.16 millones de hectáreas en condición primaria y 6.31 millones en condición secundaria) (INEGI 2005a). En Tabasco, las selvas cubrieron la mayor parte del territorio. No obstante, en las últimas décadas más del 90% ha sido deforestado y solo permanecen aproximadamente 40,000 ha, las cuales se encuentran en la sierra del estado (Castillo y Zavala 1996). De acuerdo con el censo agrícola de 1950 las selvas cubrían una superficie de 538,861 ha (21.7%) del territorio estatal, para 1990, estas se redujeron a 41,079.3 ha (1.65%) (Sánchez-Munguía 2005).

Las selvas tropicales son ecosistemas que albergan una gran diversidad de vida, tanto vegetal como animal. Estos ecosistemas son formaciones naturales compuestas de un mosaico de parches y formas de tamaños heterogéneos y en distintas fases de regeneración natural (Leigh 1999; Hubbell 2001). Presentan el tipo de vegetación más exuberante, típicamente formadas por varios cientos de especies vegetales por hectárea (Challenger y Soberón 2008), contribuyendo con el 17% de la flora de México (Villaseñor 2004). Son ecosistemas con árboles generalmente muy densos, con abundantes bejucos y epífitas. En las selvas altas perennifolias los árboles del estrato superior miden más de 30 m de alto y presentan raíces tabulares bien desarrolladas y amplias. Las selvas medianas perennifolias presentan árboles que no suele exceder los 25 m de altura, con una notable abundancia de líquenes, musgos y helechos (Pennington y Sarukhán 2005). Este ecosistema tradicionalmente es fuente para obtener maderas preciosas, leña y una gran diversidad de plantas y animales para la subsistencia de comunidades rurales. Además de que, en esta se llevan a cabo procesos como el ciclo de agua y nutrientes, retención y formación de suelo, regulación del clima, erosión y mantenimiento de la biodiversidad (Challenger y Dirzo 2009).

Los manglares están compuestos de plantas leñosas tolerantes a la sal, que son capaces de crecer y prosperar estando en contacto con cuerpos de agua marina y agua que llegan a través de

desembocaduras de los ríos (Fulai 1997). En el planeta existen 16'530,000 ha cubiertas por manglares, de las cuales 655,667 se encuentran en México, siendo considerado el sexto país con mayor extensión de manglares (CONABIO 2008). En Tabasco, existen registros de 41,498.5 ha de manglar (Domínguez-Domínguez *et al.* 2009). Las costas mexicanas, albergan cinco especies de mangles como son *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo), *Avicennia germinans* L. (mangle negro o mangle prieto), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (mangle blanco), *Conocarpus erectus* Lf. (mangle botoncillo) y *Rhizophora harrisonii* Leechman (Rico-Gray 1981, Benítez *et al.* 2002). Estas especies se encuentran en la NOM-ECOL-059/2001 bajo la categoría de protección especial.

El manglar es un ecosistema receptor y emisor de energía. Su funcionamiento y papel ecológico radica en las funciones que desempeña en las líneas costeras, proporcionando áreas de desarrollo, protección y alimentación (Lewis 2005). Además de estar relacionado con el reciclaje de nutrientes, producción de madera, hojarasca y detritus, protección de las riberas contra fenómenos erosivos, preservación de la calidad de las aguas estuarinas, retención y acumulación de sedimentos (Domínguez-Domínguez 1994). Por otra parte, el manglar tiene valor económico derivado de su papel como criadero de especies para la pesca, así como, la extracción de madera para diversos usos artesanales y comerciales (Lewis 2005). Dichos productos que actualmente se ven afectados por muchos factores de origen antropogénico, como la utilización de tierras para la ganadería extensiva, la agricultura, la apertura de diques, la construcción de carreteras, las actividades de la industria petrolera y el crecimiento de la población (López-Mendoza 1980). Del mismo modo, la pérdida de selvas tiene implicaciones negativas en relación a los servicios ecosistémicos que proporcionan (Achard *et al.* 2002), producto de la deforestación, fragmentación (Geist y Lambin 2001) y deterioro y pérdida de hábitat de muchas especies (Fahrig 2003b).

Efecto de borde

La importancia de los bosques tropicales en el funcionamiento de los procesos ecológicos del planeta, ha causado preocupación en el mundo por la destrucción de su biodiversidad. El deterioro de tales hábitats afecta la conformación del paisaje, y cambia lo que antes era un bosque sano en una matriz de zonas alteradas por pequeños fragmentos del bosque original (Fisher y Lindenmayer 2007). Un fragmento se encuentra sujeto a varios procesos perjudiciales para el mantenimiento de su biota; principalmente a la exposición de las especies habituadas a la estabilidad microclimática de su interior, a las variaciones de temperatura, humedad, vientos y radiación (Andrade 1998). Al aumentar la

fragmentación y la destrucción del hábitat, aumenta el área de borde entre las zonas alteradas, haciendo más importante el efecto de borde, que es el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes (Murcia 1995, Lidicker y Peterson 1999).

El efecto de borde es responsable de gran parte de los efectos negativos que surgen de la fragmentación de hábitats (Fletcher 2005). Estos pueden ocasionar la disminución de especies que requieren áreas extensas e intactas (Yahner 1988). Varios autores han afirmado que la fragmentación de los bosques puede afectar o beneficiar a las comunidades de insectos al cambiar su estructura y composición, ya que son sensibles a los cambios ambientales (Lövei *et al.* 2006, Nichols *et al.* 2007). El efecto de borde, se manifiesta a menudo por la presencia de mayor riqueza de especies y poblaciones abundantes, debido a la mezcla de especies forestales y del medio abierto, las cuales integran especies de ambos tipos (Dajoz 2001). Estudios con insectos han demostrado la sensibilidad de este grupo a estas condiciones (Molnár *et al.* 2001, Lövei *et al.* 2006), reportando la preferencia por diferentes ambientes dentro de la matriz según el grado de perturbación. Baker *et al.* (2007), reportaron que en pequeños parches de bosque con una extensión menor a una hectárea se encuentran pocos o ningún hábitat para coleópteros que viven en el suelo y que la influencia del borde va desde los 10 a 25 m, de igual manera encontraron que menos del 50% de las especies de coleópteros que viven en el suelo evitan los bordes. Aunque existen reportes más extremos, como lo encontrado por Didham (1997) donde se menciona un efecto de borde de hasta 100 m en una comunidad de escarabajos.

Justificación

Las selvas y los manglares son los ecosistemas tropicales más importantes en el planeta. Sin embargo, se ubican entre los más afectados dentro del territorio mexicano debido a factores de origen antropogénico, viéndose amenazada la biodiversidad que en ella converge. La distribución y coexistencia de las especies está condicionado por la diversidad de nichos, tipo de vegetación y grado de perturbación. Se han realizado estudios sobre la estructura y composición de especies, donde se han enfocado a estudiar la respuesta de los organismos a las condicionantes ambientales de los bordes (Ries *et al.* 2004, Harper *et al.* 2005), y otros, la estructura de las comunidades en su interior (Zeng y Chen 2000, Echeverría *et al.* 2007, Broadvent *et al.* 2008). Concluyendo que existen diferencias entre el borde y el interior de los ecosistemas, debido a la disminución de organismos especialistas y el aumento de especies generalistas, a medida que se acercan al borde. Así mismo, se menciona que existen diferencias en la composición de las comunidades respecto a su distribución vertical, influenciadas mayormente por la cobertura vegetal, la intensidad luminosa y el viento. Estudios concluyen que la mayor diversidad está en el dosel y otros en el sotobosque (Basset *et al.* 2003, Medianero *et al.* 2003), pero esto depende de la biología y ecología del grupo estudiado. Todo lo anterior se encuentra mejor documentado para las regiones frías y templadas, y en menor medida a las regiones tropicales. El estudio de diversidad de insectos de las subfamilias Scolytinae y Platypodinae (Curculionidae) y la familia Bostrichidae, adquiere una mayor relevancia ya que estos grupos son los principales degradadores de materia orgánica y en ocasiones pueden ser considerados como grupos dañinos por una abundancia elevada de sus poblaciones, capaces de atacar y alimentarse de árboles vivos provocando su deterioro. En Tabasco, se conoce parcialmente la entomofauna en los ecosistemas de selva y manglar. Debido a lo anterior el presente estudio tuvo como objetivo determinar la diversidad y distribución vertical de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae asociados al borde e interior de una selva y un manglar del estado de Tabasco, México.

Objetivo general

- Determinar la diversidad y distribución vertical de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae asociados al borde e interior de una selva y un manglar del estado de Tabasco, México.

Objetivos específicos

- ✓ Determinar la diversidad y fluctuación anual de escarabajos barrenadores asociados al borde e interior de una selva de Tabasco.
- ✓ Analizar la distribución vertical de escarabajos barrenadores asociados al borde e interior de una selva de Tabasco.
- ✓ Determinar la diversidad y distribución vertical de escarabajos barrenadores asociados al borde e interior de un manglar de Tabasco.

Sitios de muestreo

El estudio se realizó en dos sitios de muestreo; en la selva de la Sierra el Madrigal en el municipio de Teapa ubicado en las coordenadas 17°32'17.6" N, 92°55'08.5" O (Figura 1) y un manglar en Chiltepec, Sección Banco en el municipio de Paraíso ubicado en las coordenadas 18°25'15.2" N, 93°06'42.3" O (Figura 2), durante los meses de agosto 2016 a julio 2017.

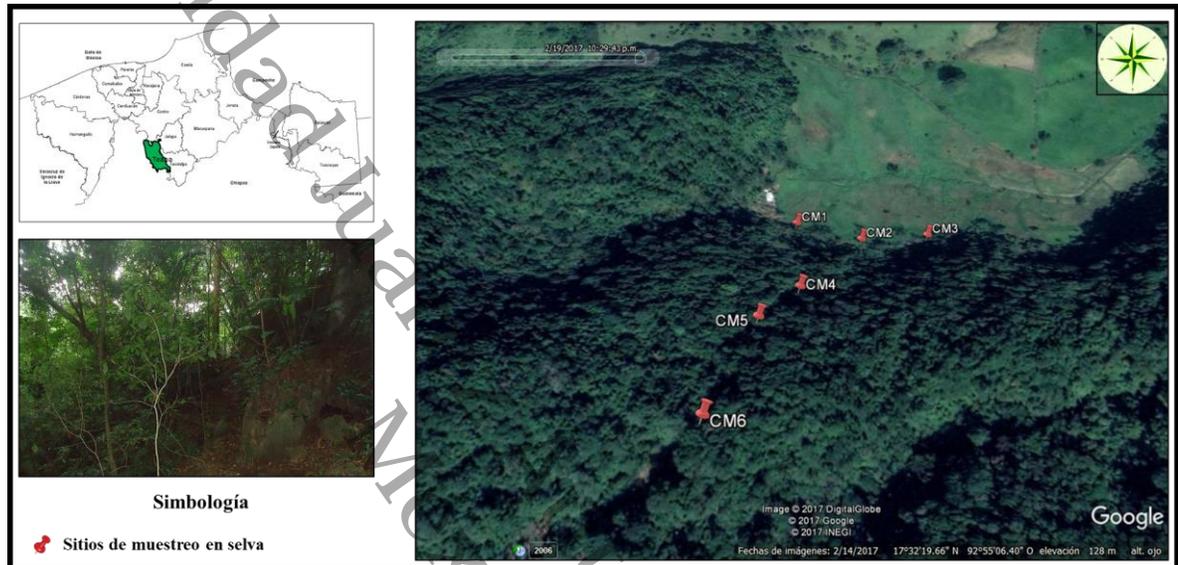


Figura 1. Mapa de los puntos ubicados en la selva de la Sierra el Madrigal.

La sierra el Madrigal fisiográficamente pertenece a la provincia Sierras de Chiapas y Guatemala; comprende una superficie de 3,462 ha y está constituida por valles, cañones y sierras plegadas relativamente bajas, sus cumbres son inferiores a 2,000 m de altitud con predominancia de rocas sedimentarias del Mesozoico y ejes estructurales orientados en una dirección este-oeste. Dentro de esta provincia, pertenece a la subprovincia Sierras del Norte de Chiapas, caracterizada por la presencia de dolinas, mogotes y cerros bajos con afloramientos calcáreos y la presencia de rocas sedimentarias calizas formando conglomerados, arenisca y material aluvial. Los tipos de vegetación y usos del suelo actuales de la Sierra El Madrigal, corresponden a relictos de selva alta perennifolia de ramón (*Brosimum alicastrum*) y huapaque (*Dialium guianense*), vegetación secundaria (acahual), pastizales, cultivos anuales y perennes (Salazar *et al.* 2004). Presenta régimen promedio anual de precipitación pluvial de 2,500 a 4,500 mm con lluvias todo el año, decreciendo ligeramente de enero a

Marzo (precipitación invernal menor a 18%); la temperatura generalmente oscila entre los 20° y los 28°C (INEGI 2001).



Figura 2. Mapa de los puntos ubicados en Manglar de Chiltepec.

El manglar de Chiltepec, situado en el municipio de Paraíso, presenta una mezcla de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, con un área basal de 1.3 m²/0.1ha y una altura de promedio de 12 m. El suelo es principalmente arenoso y profundo de mediana fertilidad denominados Arenosoles. Clima cálido húmedo con una estación seca a finales de invierno y primavera de lluvias en verano y principios de otoño, la temperatura media anual es de 26.5 °C, con una precipitación pluvial media anual de 1,760 mm. Se presentan dos estaciones de seca, una corta en verano y otra larga en la mitad más fría del año (INEGI 2001).

Métodos de muestreo

El muestreo fue dirigido seleccionando seis puntos de muestreo en cada una de los sitios de estudio, tres puntos estuvieron ubicados en el borde de cada ecosistema, separados a 50 m de distancia entre ellos y tres puntos ubicados en el interior de la selva y el manglar respectivamente.

Captura de insectos con trampas cebadas con alcohol etílico. En cada punto de muestreo seleccionado se instalaron tres trampas a tres diferentes alturas: 1.5 m, 6m y 12 m. Las trampas de alcohol utilizadas consistieron de un embudo de plástico, en cuyo extremo inferior posee un recipiente para recolectar los insectos y en la parte superior una pantalla de plástico transparente, por encima de la cual se adicionó una tapa de plástico. Dentro de la pantalla se colocó un tubo de plástico con diámetro de 15 mm, en el cual se agrega alcohol etílico de uso comercial al 70%, como material atrayente. La recolecta de los insectos atraídos en cada una de las trampas se realizó quincenalmente por un año en cada sitio de muestreo. Los especímenes se conservaron en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación (Morales *et al.* 2000, Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a).

Captura de insectos con trampas de luz ultravioleta. Las trampas de luz ultravioleta fueron colocadas una vez al mes en cada punto de muestreo por un año, a una altura de 1.5 m, la luz fue proporcionada por una lámpara STEREN modelo: SEG-045 de 6 watts con una duración aproximada de 4 h. Las lámparas se encendieron a las 18:00 horas y fueron levantadas al día siguiente. La colocación de las lámparas y recolección de los insectos se realizó mensualmente durante un año. Los especímenes se conservaron en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a).

Identificación del material biológico

La determinación taxonómica de los insectos se realizó mediante claves taxonómicas (Fisher 1950, Wood 1982, 1986, Binda y Joly 1991, Bahillo de la puebla *et al.* 2007, Pérez-De la Cruz *et al.* 2011) y comparaciones con los especímenes depositados en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

Literatura citada

- Achard F, Eva HJ, Stibig HJ, Mayaux P, Gallego J, Richards T, Malingrean JP. 2002.** Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297: 999-1002.
- Andrade G. 1998.** Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 22(84): 407-421.
- Armenta-Aldana E, Vázquez-Arista M, Alvarado-Balleza M, Basurto-Cadena M.G.L. 2003.** Estabilidad Proteolítica de *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae) en México. *Acta Universitaria*, 13(1): 25-28.
- Atkinson TH, Equihua MA. 1983.** Scolytidae y Platypodidae (Coleoptera) de Valle de México. *Memorias del segundo Simposium Nacional de Parasitología Forestal*.
- Atkinson TH, Equihua MA. 1985.** Lista comentada de los coleópteros Scolytidae y Platypodidae del valle de México. *Folia Entomológica Mexicana*, 65: 63-108.
- Atkinson TH, Equihua-Martínez A. 1986.** Biology of Bark and Ambrosia Beetles (Coleoptera: Scolytidae and Platypodidae) of a Tropical Rain Forest in Southeastern Mexico with an Annotated Checklist of Species. *Annals of the Entomological Society of America*, 79: 414-423.
- Atkinson TH, Saucedo CE, Martínez FE, Burgos SA. 1986.** Coleópteros Scolytidae y Platypodidae asociados con las comunidades vegetales de clima templado y frío en el estado de Morelos. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 17: 1-58
- Bahillo de la puebla P, López-Colón JL. 2001.** Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la Comunidad Autónoma Vasca y áreas limítrofes (Coleoptera). *Heteropterus Revista de Entomología*, 1: 25-40.
- Bahillo de la puebla P, López-Colón JL, Baena M. 2007.** Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna íbero-balear (Coleoptera). *Heteropterus Revista de Entomología*, 7(2): 147-227.

- Baker SC, Barmuta LA, McQuillan PB, Richardson AMM. 2007.** Estimating edge effects on ground-dwelling beetles at clearfelled non-riparian stand edges in Tasmanian wet eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*, 239: 92-101
- Baños J. 2011.** Aspectos bioecológicos de *Xyleborus Volvulus* (Coleoptera: Scolytinae), Herramientas Básicas para su manejo en los ecosistemas de Tabasco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. 28 p.
- Barrientos-Lozano L. 2004.** Orthoptera, en: J. Llorente Bousquets, J.J. Morrone, O. Yáñez e I. Vargas F. (eds.), Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento, vol. IV, Facultad de Ciencias, Instituto de Biología, unam-Conabio, México, 603-625 pp.
- Barrios H. 2003.** Insect herbivores feeding on conspecific seedlings and trees. In: Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E., Kitching, R.L. (eds). *Arthropods of Tropical Forests. Spatio-temporal Dynamics and Resource use in the Canopy*. Cambridge University Press, Cambridge, 282-290 pp.
- Basset Y. 2001.** Invertebrates in the canopy of tropical rain forests. How much do we really know? *Plant Ecology*, 153(1): 87-107.
- Basset Y, Kitching R, Miller S, Novotny V. 2003.** *Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press. 474 pp
- Benítez PD, Verdugo FF, Valdez HJI. 2002.** Reproducción vegetativa de dos especies arbóreas en un manglar de la costa norte del Pacífico mexicano. *Madera y Bosques*, 8(2): 57-71.
- Binda F, Joly LJ. 1991.** Los bostrichidae (Coleóptera) de Venezuela. *Boletín de Entomología Venezolana*, 6(2): 83-133.
- Blandford WFH. 1895.** A list of the Scolytidae collected in Ceylon by Mr. George Lewis, with descriptions of new species. *Annals and Magazine of Natural History*, 6(15): 315–328.
- Bourne-Murrieta LR, Wong-Corral FJ, Borboa-Flores J, Cinco-Moroyoqui FJ. 2014.** Daños causados por el barrenador mayor de los granos *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera:

Bostrichidae) en maíz y ramas de plantas silvestres. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20(1): 63-65.

Broadvent E, Asner G, Keller M, Knapp D, Oliveira P, Silva J. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141: 1745-1757.

Brusca RC, Brusca GJ. 2002. Invertebrates. 2a (Eds). Sinauer Associates, Inc., EUA, 475–477 pp.

Brusca RC, Brusca GJ. 2003. Invertebrates. *Journal of Crustacean Biology*, 23(4): 974-976.

Burgos SA, Equihua MA. 2007. Platypodidae y Scolytidae (Coleoptera) de Jalisco, México. *Dugesiana*, 14(2): 59-82.

Bustamante-Orañegui F, Atkinson TH. 1984. Biología del barrenador de las ramas del Peral *Corthylus fuscus* Blandford (Coleoptera: Scolytidae), en el Norte del Estado de Morelos. *Folia Entomológica Mexicana*, 60: 83-101.

Cachan P. 1978. Importancia ecológica de las variaciones verticales microclimáticas desde el suelo hasta las copas en el bosque tropical húmedo. In *Ecología forestal*. Mundi-Prensa. Madrid, España. 393 p.

Cancello EM, Myles TG. 2000. Isoptera, en: Llorente Bousquets J., González-Soriano, E., Papavero, N. (eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, vol. II, Facultad de Ciencias, unam-Conabio-Bayer, México, 295-315 pp.

Carter CI. 1972. Winter temperatures and survival of the Green spruce aphid, *Elatobium abietinum* (Walker). *Forestry Commission, Forest Report*, 84: 1-10.

Castillo AO, Zavala CJ. 1996. Fisiografía, recursos vegetales y alternativas de manejo en el Parque Estatal Agua Blanca, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 12(23): 63-70.

Ceballos G, Oliva G. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Conabio/Fondo de Cultura Económica, México D.F. 988 p.

- Challenger A, Dirzo R. 2009.** Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 37-73 pp.
- Challenger A, Soberón J. 2008.** Los ecosistemas terrestres, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 87-108 pp.
- Cibrián-Tovar D, Méndez-Montiel JT, Campos-Bolaños R, Yates HO, Flores-Lara J. 1995.** Insectos forestales de México. Universidad Autónoma de Chapingo, México, 453 p.
- CONABIO 2008.** Manglares de México. 33 p. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/manglares>. Consultado: 12 enero 2016.
- Dajoz R. 2001.** Entomología Forestal: los insectos y el bosque. Mundi-Prensa. Madrid, España, 548 pp.
- DeVries PJ, Murray D, Lande R. 1997.** Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding nymphalid butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 62: 342-364.
- Didham RK. 1997.** An overview of invertebrate responses to forest fragmentation, in: *Forest and Insects*. Chapman and Hall, London 303-320 pp.
- Domínguez-Domínguez M. 1994.** Evaluación del crecimiento de plántulas de *Rhizophora mangle* L. bajo diferentes condiciones de sustrato e intensidad de luz. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Programa Forestal, 102 p.
- Domínguez-Domínguez M, Zavala-Cruz J, Galmiche-Tejeda A, Martínez-Zurimendi P, Solana-Villanueva N, Pereyra-Alfárez J. 2009.** Estudio para el manejo sustentable de los manglares de la zona costera del estado de tabasco. SERNAPAM-Colegio de Postgraduados, 635 p.
- Echeverría C, Newton A, Lara A, Rey-Benayas JM, Coomes D. 2007.** Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4): 426-439.

- Equihua MA, Atkinson TH. 1987.** Catálogo de Platypodidae (Coleoptera) de Norte y Centroamérica. *Folia Entomológica Mexicana*, 72: 5-31.
- Equihua MA, Burgos SA. 2002.** Capítulo 32: Scolytidae, en: Biodiversidad, 539-557 pp.
- Erbilgin N, Raffa KF. 2003.** Spatial analysis of forest gaps resulting from bark beetle colonization of red pines experiencing belowground herbivory and infection. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3): 145-153.
- Fahrig L. 2003b.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.
- Fischer J, Lindenmayer BD. 2007.** Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- Fisher WS. 1950.** A revision of the North American species of beetles belonging to the family Bostrichidae. United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication. Washington D.C. 157 pp.
- Fletcher RJ. 2005.** Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74: 342-352.
- Flores-Villela O, Canseco-Márquez L. 2004.** Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 115-144.
- Fulai S. 1997.** Public environmental expenditures: A conceptual framework *Macroeconomics Development Program Office (MPO)*. World Wide Fund for Nature. 47 pp. Disponible en: <http://www.panda.org/mpo/> Consultado: 9 de enero 2016.
- Gärdenfors U, Baranowski R. 1992.** Skalbaggan anpassade hasta öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. *Entomologisk Tidskrift*, 113: 1-11.
- Geist HJ, Lambin EF. 2001.** What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. *LUCC Report Series 4*. 116 pp.

- Gerónimo-Torres JC, Pérez-de la Cruz M, De la Cruz-Pérez A, Torres-de la Cruz M. 2015.** Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a manglares de Tabasco, México. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(2): 257-261.
- Gil ZN, Bustillo AE, Gómez DE, Marín P. 2004.** *Corthylus* sp. (Coleoptera: Scolytidae), plaga del aliso en la cuenca de río Blanco en Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 30(2): 171-178.
- Grimaldi DA, Engel MS. 2005.** The evolution of insects. Cambridge University Press, Cambridge. 755 pp.
- Hammond PM, Stork NE, Brendell MJD. 1997.** Tree-crown beetles in context: a comparison of canopy and other ecotone assemblages in a lowland tropical forest in Sulawesi. In: Stork, N., Adis, J., Didham, R. (eds), *Canopy Arthropods*. Chapman and Hall, London. 184-223 pp.
- Harper K, MacDonald E, Burton P, Chen J, Brosofske K, Saunders S, Euskirchen E, Roberts D, Jaiteh M, Esseen P. 2005.** Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscape. *Conservation Biology*, 19(3): 768-782.
- Hubbell SP. 2001.** The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA. 375 p.
- INEGI 2003.** Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria 1: 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI 2001.** Síntesis de Información Geográfica del Estado de Tabasco. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, 89 p.
- INEGI 2005a.** Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1: 250 000. Serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- Leigh EG. 1999.** Tropical forest ecology: a view from Barro Colorado Island. Oxford University Press, New York, 264 p.

- Lewis RR. 2005.** Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24: 403-418.
- Lidicker WZJ, Peterson JA. 1999.** Responses of small mammals to habitat edges, in: Barrett, G.W., Peles, J.D. (eds) *Landscape Ecology of Small Mammals*, Springer-Verlag, Berlin, Germany. 211-227 pp.
- Liu LY, Schönitzer K, Yang JT. 2008.** A review of the literature on the life history of Bostrichidae. *Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft*, 98: 91-97.
- Llorente-Bousquets J, Ocegueda S. 2008.** Estado del conocimiento de la biota, en: *Capital Natural de México: conocimiento actual de la biodiversidad*, volumen I. Conabio, México, D.F., 283-322 pp.
- López-Mendoza R. 1980.** Tipos de vegetación y su distribución en el estado de Tabasco y norte de Chiapas. Universidad Autónoma de Chapingo. Centro Regional Tropical Puyacatengo. Dirección de Difusión Cultural, México, 121 p.
- Lövei GL, Magura T, Tothmeresz B, Ködöböcz V. 2006.** The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 283-289.
- Marqués OM, Gil-Santana HR. 2008.** Bostrichidae (Insecta: Coleoptera) em um Agroecossistema Cacaueiro da Região Sul do Estado da Bahia. *Magistra*, Cruz das Almas-BA, 20(3): 301-304.
- Medianero E, Valderrama A, Barrios H. 2003.** Diversidad de insectos minadores de hojas y formadores de agallas en el dosel y sotobosque del bosque tropical. *Acta zoológica mexicana*, 89: 153-168.
- Molnár T, Magura T, Tóthmérész B, Elek Z. 2001.** Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology*, 37(4), 297-300.
- Morales NE, Zanuncio JC, Pratisoli D, Fabres AS. 2000.** Fluctuación poblacional de Scolytidae (Coleoptera) en zonas reforestadas con *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) en Minas Gerais, Brasil. *Revista Biología Tropical*, 48: 101-107.

- Moreno B, Macias J, Sullivan B, Clarke SR. 2008.** Field Response of *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytinae) to Synthetic Semiochemicals in Chiapas, Mexico. *Journal of Economic Entomology*, 101(6): 1821-1825.
- Murcia C. 1995.** Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58-62.
- Murillo AAL, Obregón R. 2013.** Nuevas aportaciones a la fauna de Bostrichidae (Coleoptera) de la provincia de Córdoba, España. *Boletín de la Sociedad Andaluza de Entomología*, 21: 46-57.
- Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec K. 2007.** Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137: 1-19.
- Oswald JD, Contreras-Ramos A, Penny ND. 2002.** Neuroptera (Neuropterida), In *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, Vol. III, J. Llorente-Bousquets y J. J. Morrone (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., 559-581 pp.
- Pennington TD, Sarukhán J. 2005.** Árboles tropicales de México. UNAM y Fondo de Cultura Económica. México, D.F., 523 p.
- Pérez-De la Cruz M, Valdéz CJM, Romero NJ, Equihua MA, Sánchez SS, De la Cruz PA. 2011.** Fluctuación poblacional, plantas huéspedes, distribución y clave para la identificación de Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados al agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 27: 129-143.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Sánchez-Soto S, García-López E. 2009b.** Diversidad, fluctuación poblacional y plantas huésped de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae) asociados con el agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 779-791.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Valdez CJM, De la Cruz-Pérez A. 2009a.** Claves para la identificación de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) asociados

al agroecosistema cacao en el sur de México. Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle, 10(1): 14-29.

Pérez-De la Cruz M, Hernández-May MA, De la Cruz-Pérez, A Sánchez-Soto S. 2016. Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) de dos áreas de conservación en Tabasco, México. Revista Biología Tropical, 64(1): 335-342.

Pérez-De La Cruz M, Zavaleta-Bastar PG, De La Cruz-Pérez A. 2015. Aproximación al Conocimiento de la diversidad de Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a selvas de Tabasco, México. Entomotropica, 30(20): 201-211.

Ramírez-Pulido J, Arroyo-Cabrales J, González-Ruiz N. 2008. Catálogo de autoridades de los mamíferos terrestres de México. División de Ciencias Biológicas y de la Salud, uam-Iztapalapa. Base de datos snib-Conabio, proyecto ES010.

Rangel R, De la Cruz-Pérez M, Sánchez S, Capello S. 2012. Fluctuación poblacional de *Xyleborus ferrugineus* y *X. affinis* (Coleoptera: Curculionidae) en ecosistemas de Tabasco, México. Revista de Biología Tropical, 60: 1577-1588.

Rico-Gray V. 1981. *Rhizophora harrisonii* (Rhizophoraceae), un nuevo registro de las costas de México. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 41: 163-165.

Ries L, Fletcher R, Battin J, Sisk T. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 35: 491-522.

Sakai S. 2004. Dermaptera, en J. Llorente Bousquets, J.J. Morrone, O. Yáñez E.I., Vargas F. (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento, vol. IV. Facultad de Ciencias, Instituto de Biología, UNAM-Conabio, México, 627-636 pp.

Salazar CE, Zavala CJ, Castillo AO, Cámara AR. 2004. Evaluación espacial y temporal de la vegetación de la Sierra Madrigal, Tabasco, México (1973-2003). Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 54: 7-23.

- Sánchez-Munguía A. 2005.** Uso del suelo agropecuario y deforestación en Tabasco 1950-2000. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco, 123 p.
- Schulze CH, Linsenmair KE, Riedler K. 2001.** Understory versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology*, 153: 133-152.
- Service MW. 1973.** Flight activities of mosquitoes with emphasis on host seeking behaviour, In: Hudson, A. (eds) *Biting Fly Control and Environmental Quality*. Proc. Symp. Univ. Alberta, Canada. 125-132 pp.
- Sutton SL, Ash CPJ, Grundy A. 1983.** The vertical distribution of flying insects in lowland rain-forests of Panama, Papua New Guinea and Brunei. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 78(3): 287-297.
- Tenow Q. 1975.** Topographical dependence of an outbreak of *Oporinia autumnata* Bkh. (Lep., Geometridae) in a mountain birch forest in northern Sweden. *Zoom* 3: 85-110.
- Villaseñor JL. 2004.** Los géneros de plantas vasculares de la flora de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75: 105-135.
- Wood SL. 1980.** Los Scolytidae de México, en: Primer Simposio Nacional sobre Parasitología Forestal. Sociedad Mexicana de Entomología, 13-59 pp.
- Wood SL. 1982.** The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist Memoirs*, 6(1).
- Wood SL. 1986.** A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Naturalist Memoirs*, 10: 1-126.
- Woodruff RE, Fasulo TR. 2006.** An Oriental Wood Borer, *Heterobostrychus Aequalis* (Waterhouse) (Insecta, Coleoptera, Bostrichidae). University of Florida, IFAS Extension.
- Yahner RH. 1988.** Changes in wildlife communities near edges. *Conservation biology*, 2(4): 333-339.

Yanoviak SP, Kragh G, Nadkarni NM. 2003. Spider assemblages in Costa Rican cloud forests: effects of forest level and forest age. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38: 145-154.

Zeng D, Chen J. 2000. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-ADEI). *Ecological Modelling*, 132: 175-190.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Capítulo 2

Diversidad y fluctuación de la comunidad de escarabajos descortezadores y barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) asociados a una selva en Tabasco, México

Diversity and fluctuation of the community of bark beetles and borers (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) associated with a forest in Tabasco, Mexico

José Del Carmen Gerónimo-Torres¹, Manuel Pérez-De la Cruz^{1*}, Lenin Arias-Rodríguez¹, Aracely De la Cruz-Pérez¹ y Carlos Manuel Burelo-Ramos¹.

¹*División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5. C.P. 86039, Tabasco, México. *Autor de correspondencia: perezmandoc@hotmail.com*

Resumen. El estudio tuvo como objetivo comparar la diversidad de descortezadores y barrenadores de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae en el borde e interior de la selva tropical de Teapa, Tabasco, México. La captura de insectos se realizó con trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico y luz ultravioleta como atrayente. Se recolectaron 8.552 especímenes pertenecientes a 73 especies incluidas en 31 géneros; 60 especies de 21 géneros pertenecen a Scolytinae, ocho especies de cinco géneros a Platypodinae y cinco especies de cinco géneros a Bostrichidae. Los géneros con mayor riqueza de especies fueron *Xyleborus* con diez e *Hypothenemus* con ocho. En el interior de la selva se presentó la mayor riqueza con 64 especies y la menor abundancia con 3.194 organismos y en el borde se registró una mayor abundancia de barrenadores con 5.358 organismos y la menor riqueza con 60 especies. Los máximos valores de diversidad se obtuvieron dentro de la selva (¹D= 25,35; ²D= 17,74) y los mínimos en el borde (¹D= 22,32; ²D= 14,49). Se determinó un valor de similitud (Is) de 65,7% entre los sitios. En el interior del ecosistema, la abundancia de la comunidad fue más estable a lo largo del tiempo, presentando los picos poblacionales más altos en abril y noviembre. En el borde, la abundancia de la comunidad presentó los máximos picos poblacionales en enero, mayo y noviembre, coincidiendo con los meses donde se presentó una reducción en la precipitación. Los estimadores Chao

1 y Chao 2 muestran que se obtuvo una completitud del muestreo de 96% y 94,4% respectivamente en el borde, y 90,87% y 94,12% en el interior.

Palabras claves: Barrenadores, coleópteros, insectos, riqueza.

Abstract. The study had as objective compare the diversity of bark beetles and borers of Scolytinae, Platypodinae and Bostrichidae on the edge and inside of a forest tropical of Teapa, Tabasco, Mexico. The capture of insects was done with interception traps baited with ethyl alcohol and ultraviolet light traps used as attractants. We collected 8,552 specimens belonging to 73 species included in 31 genera, 60 species of 21 genera belonged to Scolytinae, eight species of five genera Platypodinae and five species of five genera to Bostrichidae. The genera with the highest species richness were *Xyleborus* with ten and *Hypothenemus* with eight. In the interior of the forest, the greatest wealth was found with 64 species and the lowest abundance with 3,194 organisms, and on the edge there was a greater abundance of borers with 5,358 organisms and the lowest wealth with 60 species. The maximum values of diversity were obtained within the forest (${}^1D= 25,35$; ${}^2D= 17,74$) and the minimum values at the edge (${}^1D= 22,32$; ${}^2D= 14,49$). A similarity value (Is) of 65.7% between the sites was determined. Within the ecosystem, the abundance of the community was more stable over time, presenting the highest population picks in april and november. On the edge, the abundance of the community presented the highest population picks in january, may and november, coinciding with the months when there was a reduction in precipitation. The Chao 1 and Chao 2 estimators show that a sampling completeness of 96% and 94.4% respectively was obtained in the border, and 90.87% and 94.12% in the interior.

Key words: Borers, coleopterans, insects, richness.

Introducción

Los escarabajos barrenadores y descortezadores de Scolytinae y Platypodinae (Curculionidae), junto con Bostrichidae, están asociados a procesos de descomposición de la madera. Se establecen en plantas muertas o enfermas y en algunos casos pueden atacar a plantas vivas y ser consideradas plagas importantes de árboles forestales (Atkinson y Equihua 1985, Marques y Gil-Santana 2008). Los bostríquidos se encuentran asociados preferentemente a madera seca con bajo nivel de humedad relativa (Cookson 2004), mientras que los escolítidos y platipódidos, necesitan madera con altos contenidos de humedad, donde algunas especies forman una relación simbiótica con ciertos hongos

(Wood 1986, Hill 1997). La diversidad de escolítidos y platipódidos es conocida en algunos lugares de México (Veracruz, Oaxaca, Puebla, Morelos, Chiapas, Campeche, Jalisco, entre otros), pero sobre todo en el centro del país (Wood 1980, 1982, Equihua y Burgos 2002, Burgos y Equihua 2007). Los estudios realizados se han enfocado principalmente a describir la biología, distribución, dinámica poblacional (Hernández-Muñoz y Obregón-Zúñiga 2016, Díaz-Ramos *et al.* 2016, Del-Val y Sáenz-Romero 2017), especificidad de hospederos, hábitos alimenticios, ataques a recursos maderables (Fonseca-González 2008, Cibrián-Tovar *et al.* 1995, Pérez *et al.* 2009b, Campos-Bolaños 2015), diversidad de especies y posición taxonómica (Equihua y Burgos 2002, Burgos y Equihua 2007, Castrejón-Antonio 2015). Caso opuesto para los bostríquidos, con pocos estudios de diversidad, ya que los trabajos se han enfocado a *Prostephanus truncatus* (Horn 1878), evaluando la proporción de sexos, la eficacia de feromonas sintéticas de atracción (Ramírez *et al.* 1992), la estabilidad proteolítica (Armienta-Aldana *et al.* 2003) y la cuantificación de pérdidas y daños causados en especies vegetales (Bourne-Murrieta *et al.* 2014).

La distribución de los insectos en un ecosistema no es uniforme, existen una serie de factores que limitan o regulan la repartición del espacio (Dajoz 2001). La fragmentación de los ecosistemas puede afectar o beneficiar a las comunidades de insectos al cambiar su estructura y composición, ya que son sensibles a los cambios ambientales (Lövei *et al.* 2006). A menudo en los bordes de estos fragmentos se encuentra mayor riqueza de especies y poblaciones más abundantes, debido a la mezcla de especies forestales y especies del medio abierto, a las cuales se integran especies características del hábitat (Dajoz 2001). Tabasco es uno de los estados dentro del territorio mexicano, que ha presentado pérdidas en sus bosques y selvas con alrededor del 95% de su área (Zavala y Castillo 2002). Sin embargo, los fragmentos aun conservados han permitido albergar una gran cantidad y variedad de insectos (Pérez de la Cruz *et al.* 2016). El presente estudio tuvo como objetivos comparar la diversidad de descortezadores y barrenadores de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae asociados al borde e interior de una selva tropical.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio: El estudio se realizó en la selva tropical de la Sierra el Madrigal (17°32'17.6" N-92°55'08.5" O) en el municipio de Teapa, Tabasco, México, entre agosto de 2016 a julio de 2017. La Sierra el Madrigal, presentan relictos de selva alta perennifolia de ramón (*Brosimum alicastrum* Swartz) y huapaque (*Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith 1939) (Salazar-Conde *et al.* 2004). En el interior de la selva, el estrato bajo (5 m) está representado principalmente por las familias

Boraginaceae, Solanaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Piperaceae y Heliconiaceae, mientras que el estrato alto estuvo constituido por árboles de hasta 30 m de altura, con especies de las familias Moraceae, Malvaceae, Lauraceae, Meliaceae, Acanthaceae, Fabaceae y Burseraceae. En el borde la vegetación del estrato bajo estuvo representada principalmente por especies de Rubiaceae, Solanaceae, Petiveriaceae, Cyperaceae, Urticaceae, Musaceae y Bixaceae, mientras que el estrato alto estuvo representado por especies de las familias Malvaceae, Anacardiaceae, Fagaceae, Annonaceae, Bignoniaceae, Moraceae y Lauraceae.

Captura de insectos: se seleccionaron seis puntos de muestreo; tres ubicados en el borde de la selva, separados a 50m de distancia entre ellos y tres puntos ubicados en el interior del ecosistema con un mayor grado de conservación, separados a la misma distancia que los del borde. Las trampas del interior estuvieron separadas a 200m del borde. La captura de insectos se realizó con trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico al 70% y luz ultravioleta para recolectar la mayor riqueza de especies posible. En cada punto de muestreo, instalaron tres trampas de alcohol a tres diferentes alturas; 1.5 m, 6m y 12m, con el objetivo de recolectar la mayor diversidad posible. La recolecta de los insectos atraídos en cada una de las trampas de alcohol se realizó quincenalmente durante un año. Las trampas de luz ultravioleta fueron colocadas una vez al mes en cada punto de muestreo por un año, a una altura de 1.5 m, la luz fue proporcionada por una lámpara STEREN modelo: SEG-045 de 6 watts con una duración aproximada de 4 h, colocada en el interior de la trampa. Las trampas fueron instaladas a las 18:00 h y levantadas al día siguiente. Los especímenes se conservaron en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación (Pérez *et al.* 2009a, 2009b).

Determinación de los insectos: la identificación de los insectos se realizó mediante claves taxonómicas (Fisher 1950, Wood 1982, 1986, Binda y Joly 1991, Bahillo *et al.* 2007, Pérez-De la Cruz *et al.* 2011) y comparaciones con material depositado en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

Análisis de datos: Para comparar la diversidad de coleópteros barrenadores presentes en el borde e interior de la selva se utilizó el programa EstimateS 9.1.0 , donde se calculó el índice de diversidad verdadera de orden 1 (¹D), en la cual todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su abundancia en la comunidad y la medida de diversidad de orden 2 (²D), en el cual se toman en cuenta las especies más comunes (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010a, 2011, Moreno *et al.* 2011). Los insectos recolectados mensualmente se compararon

gráficamente con la precipitación, temperatura y humedad promedio del área de estudio, datos obtenidos de la estación meteorológica del campo experimental Puyacatengo (17°31'38" N-92°55'50" O). Para analizar la equitatividad de la comunidad se utilizó el índice de Pielou y para la similitud el índice de Sorensen (Magurran 1989, Moreno 2001). Finalmente, la eficiencia del muestreo se obtuvo mediante las curvas de acumulación de especies utilizando los estimadores no paramétrico Chao 1 y Chao 2 (Moreno 2001).

Resultados

Se recolectaron 8.552 especímenes pertenecientes a 73 especies de 32 géneros; Scolytinae fue la subfamilia con mayor número de especies, con 60 distribuidas en 21 géneros, para Platypodinae se colectaron 8 especies de cinco géneros y por último Bostrichidae con cinco géneros y 5 especies (Tabla 1). Los géneros con mayor riqueza de especies fueron *Xyleborus* con diez e *Hypothenemus* con ocho. Las especies que registraron la mayor abundancia fueron *Xyleborus volvulus* (Fabricius) 1775, *Sampsonius dampfi* Schedl 1940 y *Xyleborus posticus* Eichhoff 1869, representando el 34,21% de la recolecta total. En las capturas realizadas con trampas de alcohol se registraron 8.021 especímenes pertenecientes a 70 especies incluidas en 31 géneros, de las cuales 50 especies de 21 géneros pertenecen a Scolytinae, ocho especies de cinco géneros a Platypodinae y cinco especies de cinco géneros a Bostrichidae. En las trampas de luz se capturaron 531 especímenes pertenecientes a 35 especies incluidas en 19 géneros, de las cuales 26 especies de 13 géneros pertenecen a Scolytinae, ocho especies de cinco géneros a Platypodinae y una especie de un género a Bostrichidae (Tabla 1). Las especies *Phloeoborus* sp 3, *Pityophthorus* sp 2 y *Xyleborus spathipennis* Eichhoff 1868 fueron capturadas solo con este método. Los puntos de muestreo dentro de la selva presentaron la mayor riqueza con 64 especies y la menor abundancia con 3.194 organismos. Las especies *X. volvulus* y *X. posticus* registraron la mayor abundancia con el 22,76% de la recolecta total de esta zona. Sin embargo, en el borde se registró una mayor abundancia con 5.358 organismos y la menor riqueza con 60 especies, donde las especies más abundantes fueron *X. volvulus*, *X. posticus* y *S. dampfi* representando el 37,42% de la abundancia total para esta zona. Se capturaron diez especies con un solo ejemplar en el interior de la selva, mientras que en el borde se registraron cinco (Tabla 2).

Tabla 1. Abundancia de insectos barrenadores y descortezadores en el borde e interior en la selva de Tabasco, México.

Grupo	Categoría	Borde	Interior	Total	Alcohol	Luz
Scolytinae	Ejemplares	4673	2654	7327	6868	444
	Especies	48	52	60	57	26
	Géneros	20	19	22	21	13
Platypodinae	Ejemplares	591	386	977	911	82
	Especies	7	8	8	8	8
	Géneros	4	5	5	5	5
Bostrichidae	Ejemplares	94	154	248	242	5
	Especies	5	4	5	5	1
	Géneros	5	4	5	5	1
Totales	Ejemplares	5358	3194	8552	8021	531
	Especies	60	64	73	70	35
	Géneros	29	28	32	31	19

Tabla 2. Especies de insectos barrenadores y descortezadores capturados en la selva en Tabasco, México.

	Borde	Interior	Total	%
Scolytinae				
<i>Ambrosiodmus hagedorni</i> (Iglesias)	2	1	3	0.04
<i>Ambrosiodmus</i> sp 1	3	2	5	0.06
<i>Ambrosiodmus</i> sp 2	2	0	2	0.02
<i>Amphicranus brevipennis</i> Blandford 1905	6	1	7	0.08
<i>Amphicranus elegans</i> Eichhoff 1869	0	1	1	0.01
<i>Cnesinus gracilis</i> Blandford 1896	1	2	3	0.04
<i>Cnesinus</i> sp 1	0	2	2	0.02
<i>Cnesinus</i> sp 2	1	0	1	0.01
<i>Cnesinus squamosus</i> Wood 1968	5	1	6	0.07
<i>Coccotrypes carpophagus</i> (Hornung) 1842	0	7	7	0.08

<i>Coptoborus catulus</i> (Blandford) 1898	2	0	2	0.02
<i>Corthylocurus debilis</i> Wood 1974	361	63	424	4.96
<i>Corthylus consimilis</i> Wood 1974	104	253	357	4.17
<i>Corthylus flagellifer</i> Blandford 1904	5	12	17	0.20
<i>Corthylus minutissimus</i> Schedl 1940	42	4	46	0.54
<i>Corthylus papulans</i> Eichhoff 1869	91	77	168	1.96
<i>Cryptocarenum diadematus</i> Eggers 1937	193	107	300	3.51
<i>Cryptocarenum heveae</i> (Hagedorn) 1912	87	47	134	1.57
<i>Cryptocarenum lepidus</i> Wood 1971	41	15	56	0.65
<i>Cryptocarenum seriatus</i> Eggers 1933	129	39	168	1.96
<i>Dryocoetoides capucinus</i> (Eichhoff) 1869	7	0	7	0.08
<i>Gnathotrupes bituberculatus</i> (Blandford 1904)	3	0	3	0.04
<i>Hypothenemus birmanus</i> (Eichhoff) 1878	88	63	151	1.77
<i>Hypothenemus columbi</i> Hopkins 1915	1	1	2	0.02
<i>Hypothenemus crudiae</i> (Panzer) 1791	1	7	8	0.09
<i>Hypothenemus dolosus</i> Wood 1974	171	154	325	3.80
<i>Hypothenemus eruditus</i> Westwood 1836	279	157	436	5.10
<i>Hypothenemus hampei</i> (Ferrari) 1867	51	0	51	0.60
<i>Hypothenemus interstitialis</i> (Hopkins) 1915	130	34	164	1.92
<i>Hypothenemus seriatus</i> (Eichhoff) 1872	121	84	205	2.40
<i>Monarthrum exornatum</i> (Schedl) 1939	1	18	19	0.22
<i>Monarthrum fimbriaticorne</i> (Blandford) 1905	0	7	7	0.08
<i>Monarthrum robustum</i> (Schedl) 1966	0	5	5	0.06
<i>Monarthrum</i> sp 1	17	16	33	0.39
<i>Monarthrum</i> sp 2	0	3	3	0.04
<i>Phloeoborus</i> sp 1	0	1	1	0.01
<i>Phloeoborus</i> sp 2	0	1	1	0.01
<i>Phloeoborus</i> sp 3	0	1	1	0.01
<i>Pityophthorus</i> sp 1	8	0	8	0.09
<i>Pityophthorus</i> sp 2	0	1	1	0.01
<i>Premnobius cavipennis</i> Eichhoff 1878	4	3	7	0.08

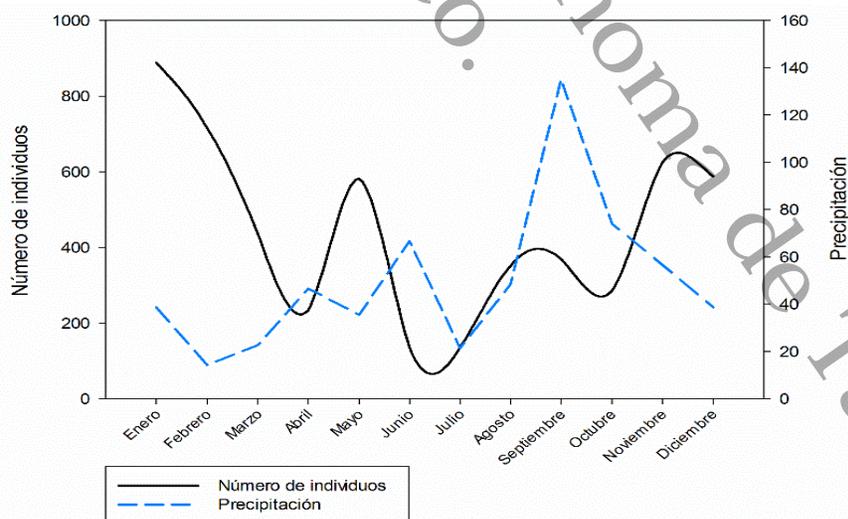
<i>Sampsonius dampfi</i> Schedl 1940	663	194	857	10.02
<i>Sampsonius mexicanus</i> Bright 1991	20	10	30	0.35
<i>Stegomerus mexicanus</i> Wood 1967	172	43	215	2.51
<i>Taurodemus sharpi lenis</i> (Wood) 1974	46	162	208	2.43
<i>Theoborus ricini</i> (Eggers) 1932	3	2	5	0.06
<i>Xyleborinus gracilis</i> (Eichhoff) 1868	7	2	9	0.11
<i>Xyleborinus intersetosus</i> (Blandford) 1898	5	8	13	0.15
<i>Xyleborus affinis</i> Eichhoff 1868	195	137	332	3.88
<i>Xyleborus bispinatus</i> Eichhoff 1868	16	32	48	0.56
<i>Xyleborus discretus</i> Eggers 1933	0	5	5	0.06
<i>Xyleborus ferrugineus</i> (Fabricius) 1801	119	60	179	2.09
<i>Xyleborus horridus</i> Eichhoff 1869	36	16	52	0.61
<i>Xyleborus morulus</i> Blandford 1898	13	3	16	0.19
<i>Xyleborus posticus</i> Eichhoff 1869	491	336	827	9.67
<i>Xyleborus spathipennis</i> Eichhoff 1868	0	1	1	0.01
<i>Xyleborus spinulosus</i> Blandford, 1898	8	10	18	0.21
<i>Xyleborus volvulus</i> (Fabricius) 1775	851	391	1242	14.52
<i>Xylosandrus curtulus</i> (Eichhoff) 1869	21	0	21	0.25
<i>Xylosandrus morigerus</i> (Blandford) 1897	50	52	102	1.19
Platypodinae				
<i>Euplatypus compositus</i> (Say) 1824	13	8	21	0.25
<i>Euplatypus parallelus</i> (F.) 1801	91	68	159	1.86
<i>Euplatypus segnis</i> (Chapuis) 1865	145	88	233	2.72
<i>Megaplatypus discicollis</i> (Chapuis) 1865	8	12	20	0.23
<i>Platypus obtusus</i> Chapuis 1865	0	6	6	0.07
<i>Teloplatypus excisus</i> (Chapuis) 1865	301	173	474	5.54
<i>Tesserocerus dewalquei</i> Chapuis 1865	17	18	35	0.41
<i>Tesserocerus ericius</i> Blandford 1896	16	13	29	0.34
Bostrichidae				
<i>Amphicerus tubularis</i> (Gorham, 1883)	4	0	4	0.05
<i>Melalgus plicatus</i> (LeConte, 1874)	4	71	75	0.88

<i>Micrapate fusca</i> (Lesne, 1899)	25	76	101	1.18
<i>Tetraplocera longicornis</i> (Olivier, 1795)	52	5	57	0.67
<i>Xylomeira tridens</i> (Fabricius, 1792)	9	2	11	0.13
Total de especímenes	5358	3194	8552	100
Total de especies	60	64		

De acuerdo al índice de diversidad verdadera de orden 1D y 2D , la máxima diversidad se obtuvo en el interior de la selva y la mínima en el borde. Respecto al índice de equidad (J) la zona interna de la selva obtuvo el mayor valor. Al determinar la similitud (Is) de barrenadores presentes en el borde e interior del ecosistema, se determinó que comparten una riqueza de 51 especies con un valor de similitud de 65,7% (Tabla 3).

Tabla 3. Diversidad de insectos barrenadores y descortezadores capturados en capturados en la selva de Tabasco, México.

	Orden 1 (1D)	Orden 2 (2D)	Equidad (J)	Similitud (Is)
Borde	22,32	14,49	0,76	65,7%
Interior	25,35	17,74	0,78	65,7%



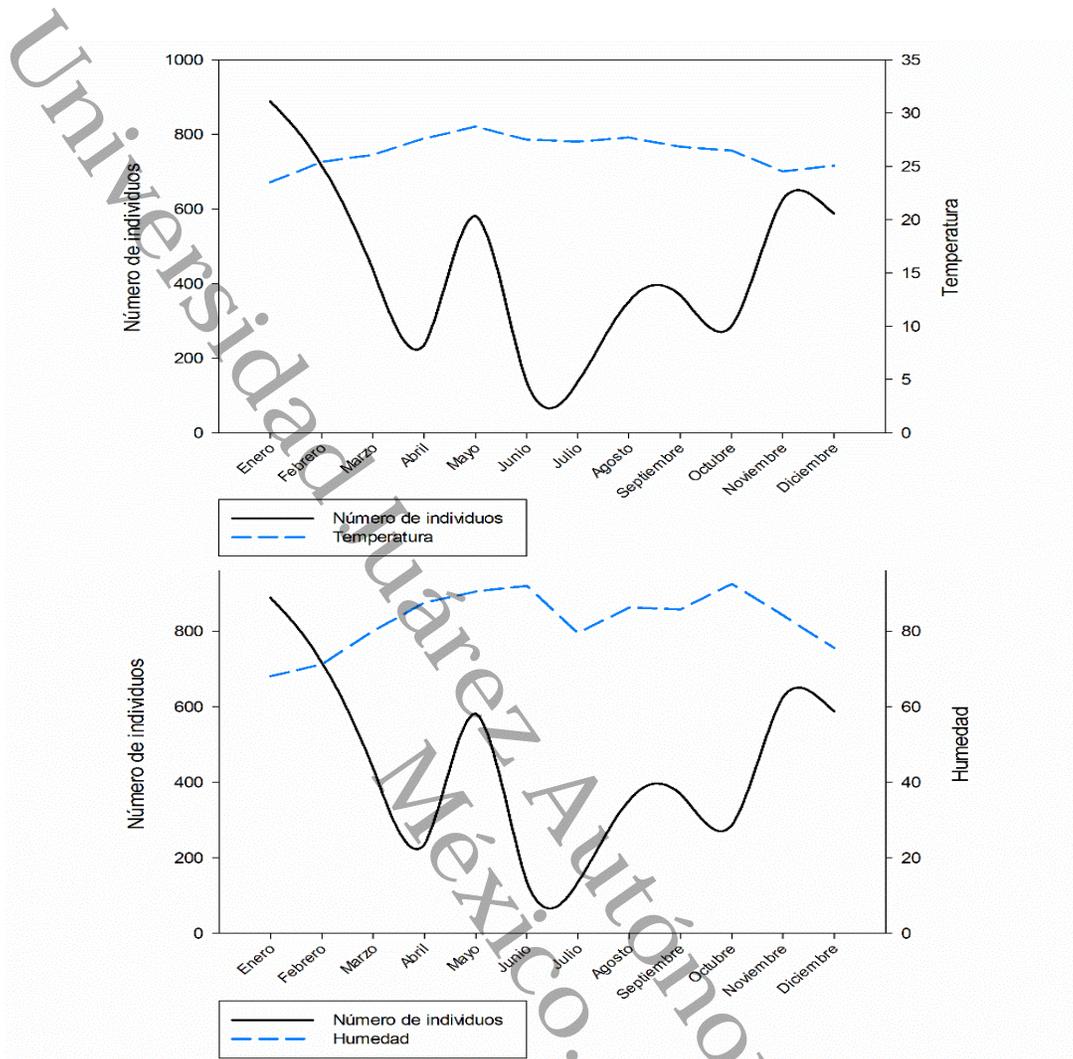


Figura 1. Fluctuación de la comunidad de insectos y variables ambientales en el borde de la selva.

La fluctuación de la comunidad de barrenadores presentó diferencias en su abundancia durante el año de muestreo. En el interior de la selva, la abundancia de la comunidad fue más estable a lo largo del tiempo, presentando dos ligeros repuntes en su abundancia en abril y noviembre. En el borde, la abundancia de la comunidad varía notablemente, obteniendo el mayor pico en enero y presentando repuntes en su abundancia en mayo y noviembre. Contrastando con las variables ambientales, la máxima abundancia en el borde coincide con la temperatura (23,51 °C) y humedad (68%) más baja registrada durante el estudio. De la misma manera los picos observados en la comunidad de barrenadores coinciden con los meses donde se presentó una reducción en la precipitación (Fig. 1-2).

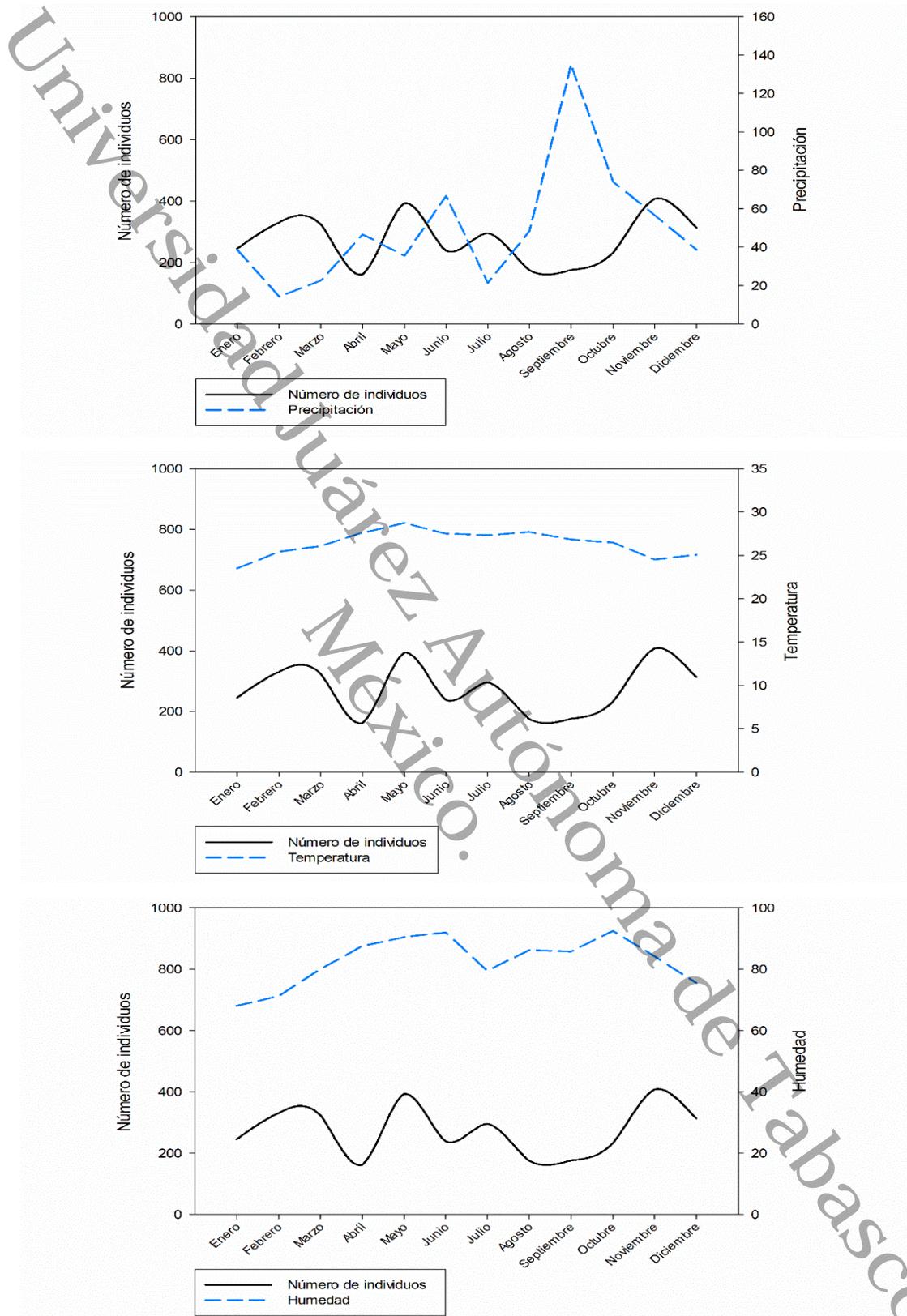


Figura 2. Fluctuación de la comunidad de insectos y variables ambientales en el interior de la selva.

Los estimadores de riqueza Chao 1 y Chao 2 reflejan que el número de especies esperadas en el borde de la selva es similar a lo observado durante el estudio, estimando 62,5 y 63,67 respectivamente, con un valor de completitud del muestreo de 96% y 94,4%. En el interior de la selva estos estimadores calcularon una riqueza esperada de 70,43 y 68,45 respectivamente, con un valor de completitud de 90,87% y 94,12% (Fig. 3-4).

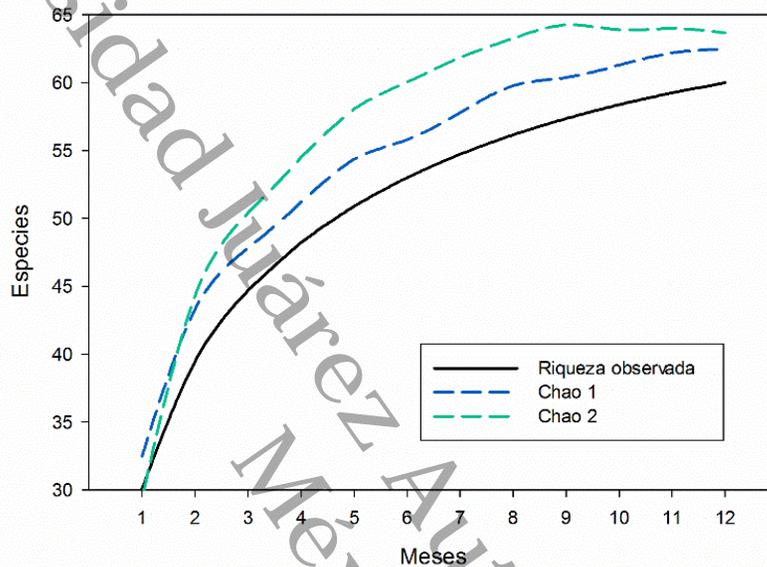


Figura 3. Curvas de acumulación de especies capturadas en borde de la selva.

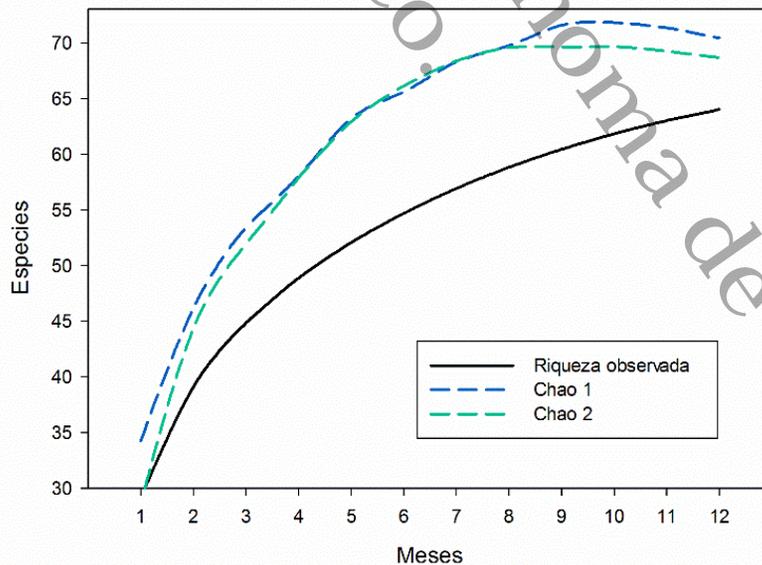


Figura 4. Curvas de acumulación de especies capturadas en interior de la selva.

Discusión

La subfamilia Scolytinae obtuvo la mayor riqueza y abundancia durante el estudio, concordando con lo reportado por Burgos-Solorio y Equihua (2007) en Jalisco y Pérez-De la Cruz *et al.* (2015) en agroecosistema de cacao en Tabasco. La riqueza de especies representada por los géneros *Xyleborus* e *Hypothenemus* es similar a lo registrado en otros ecosistemas de Tabasco (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009b, 2015, 2016, Gerónimo-Torres *et al.* 2015) y selvas tropicales de México (Atkinson y Equihua 1986). Al igual que en otros estudios, las trampas cebadas con alcohol etílico fueron las más eficientes para la captura de la mayor riqueza y abundancia de barrenadores, con el 94,14% de la recolecta total (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a, 2011, 2016, Gerónimo-Torres *et al.* 2015). Sin embargo, la utilización de las trampas de luz UV permitieron capturar especies como *X. spathipennis*, *Phloeoborus* sp 2 y *Pityophthorus* sp 3, que no fueron atraídas por las trampas de alcohol. Pérez-De la Cruz *et al.* (2009a), mencionan que estos dos métodos de recolecta son complementarios y útiles para la captura de una mayor diversidad. Las especies *X. volvulus*, *X. posticus* y *S. dampfi* fueron las especies de escolítidos más abundantes durante el muestreo, datos similares a lo reportado por Pérez-De la Cruz *et al.* (2015) en selvas de Tabasco. Para platipódidos la especie más abundante fue *Teloplatus excisus* (Chapuis) 1865, coincidiendo con lo reportado por Pérez-De la Cruz *et al.* (2011) en agroecosistema de cacao. Estas especies son conocidas por su amplia distribución en el trópico, siendo capaz de asociarse a una gran variedad de especies vegetales (Cibrian-Tovar *et al.* 1995, Pérez De la Cruz *et al.* 2016).

La diferencia de riqueza y abundancia entre interior y borde de la selva, esta mediada principalmente por la diversidad del entorno y los recursos disponibles (Menendez *et al.* 2007). En nuestro estudio se capturaron especies más comunes en el borde, por ejemplo, las especies de platipódidos y los escolítidos del género *Xyleborus*, comúnmente denominados escarabajos de ambrosía; estos reducen su dependencia directa del hospedador, ya que poseen un carácter polífago, capaces de desarrollarse en una gran gama de especies vegetales (Carrillo *et al.* 2014, Sobel *et al.* 2015); contrastando con los pocos ejemplares de especies que solo fueron capturadas en el interior de la selva, donde pudiéramos considerar que el enriquecimiento estructural de la vegetación influye positivamente en la diversidad de especies especializadas, como lo menciona Lachata *et al.* (2012). La elevada abundancia de barrenadores encontrada en el borde podría estar explicada por la disponibilidad de recursos alimenticios y de lugares de desarrollo, aunado a las condiciones ambientales a la cual se

encuentra expuesta la vegetación, permitiendo la proliferación de sus comunidades. Kausrud *et al.* (2012) encontraron que las poblaciones de escarabajos de corteza atacan principalmente a los árboles debilitados después de un gran vendaval y son capaces de abrumar a árboles sanos. Así mismo, Eriksson *et al.* (2008) mencionan que los árboles más grandes tienen mayor probabilidad de ser colonizados por barrenadores después de una tormenta de viento, sin embargo, los árboles caídos son más vulnerables al ataque, aun si todavía tiene raíces sanas. Estos árboles ofrecen una serie de recursos de valor nutricional para los insectos, facilitando la reproducción, crecimiento y desarrollo exitoso (Louis *et al.* 2014).

La fluctuación de la comunidad de barrenadores presentó diferente comportamiento entre el borde y el interior, esto puede ser atribuido a que la vegetación del borde está expuesta a variables ambientales más severas, como explica Mezei *et al.* (2014), donde identifican la radiación solar como uno de los principales factores que detonan el aumento de las poblaciones de *Ips typographus* (Linnaeus, 1758), puntualizando que el borde de un bosque difiere en sus condiciones térmicas a su interior. Las condiciones más cálidas y secas de los árboles del borde aumentan el estrés del mismo y lo hace susceptible a los ataques de insectos (Peters *et al.* 2004) y con ello el aumento de sus poblaciones. Los máximos picos de abundancia observados en el estudio, son similares con lo reportado anteriormente por Pérez-De La Cruz *et al.* (2009b, 2015), determinando que a inicio y final de año se registran las mejores condiciones para el aumento de las comunidades de escolítidos y platipodidos. Las variables ambientales influyen directa o indirectamente en la fluctuación de los insectos (Dajoz 2001), como lo observamos en nuestros datos, donde la abundancia de barrenadores aumentó cuando se presentó una reducción en la precipitación. Datos similares a los publicados por Dorval y Peres-Filho (2001), donde reporta la captura de mayor número de individuos de escolítidos en el período de sequía y una reducción el período de lluvias. Se ha demostrado que el estrés por la disminución en las lluvias, disminuye la resistencia de los árboles hospedadores contra una gran variedad de invasores bióticos (Sangüesa-Barreda *et al.* 2015, Csank *et al.* 2016). La lluvia afecta la dinámica poblacional de los barrenadores y descortezadores (Marini *et al.* 2013; Stadelmann *et al.* 2013), ya que los escarabajos son incapacitados para volar y colonizar nuevos árboles durante los periodos de precipitación.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico al primer autor para el estudio del Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México. A los revisores y las personas que aportaron de su tiempo para realizar el presente estudio.

Literatura Citada

- Armienta-Aldana, E., Vázquez-Arista, M., Alvarado-Balleza, M. y Basurto-Cadena, M.G.L. 2003.** Estabilidad Proteolítica de *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae) en México. Acta Universitaria, 13(1): 25-28.
- Atkinson TH, Equihua MA. 1985.** Lista comentada de los coleópteros Scolytidae y Platypodidae del valle de México. Folia Entomológica Mexicana, 65: 63-108.
- Atkinson TH, Equihua MA. 1986.** Biology of bark and ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytidae and Platypodidae) of a tropical rain forest in southeastern Mexico with an annotated checklist of species. Annals of the Entomological Society of America, 79: 414-423.
- Bahillo P, López-Colón PJI, Baena M. 2007.** Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna ibero-baleár (Coleoptera). Heteropterus Revista de Entomología, 7(2): 147-227.
- Binda F. Joly LJ. 1991.** Los bostrichidae (Coleóptera) de Venezuela. Boletín de entomología venezolana, 6(2): 83-133.
- Bourne-Murrieta LR, Wong-Corral FJ, Borboa-Flores J, Cinco-Moroyoqui FJ. 2014.** Daños causados por el barrenador mayor de los granos *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae) en maíz y ramas de plantas silvestres. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 20(1): 63-65.
- Burgos SA, Equihua MA. 2007.** Platypodidae y Scolytidae (Coleoptera) de Jalisco, México. Dugesiana, 14(2): 59-82.
- Burgos-Solorio A, Equihua MA. 2007.** Platypodidae y Scolytidae (Coleoptera) de Jalisco, México. Dugesiana 14(2): 59-82.

- Campos-Bolaños R, Atkinson TH, Cibrian-Tovar D, Méndez-Montiel T. 2015.** First record of *Scolytus chevyrewi* Semenov (Curculionidae: Scolytinae) in Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 31(1): 146-148.
- Carrillo D, Dunca R, Ploetz R, Peña JE. 2014.** Ambrosia beetles associated with laurel wilt-affected avocados. En: A. Mendez-Bravo (Presidencia), Simposio internacional sobre manejo y control de plagas cuarentenarias en el aguacatero. Xalapa, Veracruz, México.
- Castrejón-Antonio JE, Montesinos-Matías R, Acevedo-Reyes N, Tamez-Guerra P, Ayala-Zermeño MA, Berlanga-Padilla AM, Arredondo-Bernal HC. 2017.** Especies de *Xyleborus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) asociados a huertos de aguacate en Colima, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 33(1): 146-150.
- Cibrián-Tovar D, Méndez MJT, Campos BR, Yates HO, Flores LJ. 1995.** Insectos Forestales de México/Forest Insects of Mexico. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Colwell RK. 2016.** EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1.0.
- Cookson LJ. 2004.** Treatment Methods for the Protection of Hardwood Sapwood from Lyctine Borers. Forest and Wood Products Research and Development Corporation. Australia.
- Csank AZ, Miller AE, Sherriff RL, Berg EE, Welker JM. 2016.** Tree-ring isotopes reveal drought sensitivity in trees killed by spruce beetle outbreaks in south-central Alaska. *Ecological Applications*, 26(7): 2001-2020.
- Dajoz R. 2001.** Entomología Forestal: los insectos y el bosque. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Del-Val E, Sáenz-Romero C. 2017.** Insectos descortezadores (Coleoptera: Curculionidae) y cambio climático: problemática actual y perspectivas en los bosques templados. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 20(2): 53-60
- Díaz-Ramos SG, Equihua MA, Rodríguez-Rivas A, Valdez-Carrasco J, Segura-León OL, Atkinson TH. 2016.** Fluctuación de *Pityophthorus* Eichhoff (Curculionidae: Scolytinae) capturados en trampas cebadas con feromonas en el bosque La Primavera, Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana*, 32(3): 296-299.

- Dorval A, Peres-Filho O. 2001.** Levantamento e flutuação populacional de coleópteros em vegetação do cerrado da baixada Cuiabana, MT. *Ciência Florestal*, 11(2): 171-182.
- Equihua MA, Burgos SA. 2002.** Scolytidae. Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Volumen III. (ed. Llorente B.J. y Morrone J.J.) 539-557 pp. CONABIO-IBUNAM, México.
- Eriksson M, Neuvonen S, Roininen H. 2008.** *Ips typographus* (L.) attack on patches of felled trees: “Wind-felled” vs. cut trees and the risk of subsequent mortality. *Forest Ecology and Management*, 255: 1336-1341.
- Fisher WS. 1950.** A revision of the North American species of beetles belonging to the family Bostrichidae. United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication. Washington D. C.
- Fonseca-González J, De los Santos-Posadas HM, Llanderal-Cázares C, Cibrián-Tovar D, Rodríguez-Trejo DA, Vargas-Hernández J. 2008.** *Ips* e insectos barrenadores en árboles de *Pinus montezumae* dañados por incendios forestales. *Madera y Bosques*, 14(1): 69-80.
- Gerónimo-Torres JC, Pérez-de la Cruz M, De la Cruz-Pérez A, Torres-de la Cruz M. 2015.** Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a manglares de Tabasco, México. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(2): 257-261.
- Hernández-Muñoz G, Obregón-Zúñiga JA. 2016.** Fluctuación poblacional de descortezadores (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) en bosque de pino (*Pinus sp.*) en Zimapán, Los Mármoles, Tlaxco, Hidalgo. *Entomología Mexicana*, 3: 639-643.
- Hill DS. 1997.** The Economic Importance of Insects. Chapman and Hall, London.
- Idris AB, Kee SS. 2002.** Horizontal and vertical diversity of Ichneumonid wasps (Hymenoptera: Ichneumonidae) in the Sungkai Wildlife Forest Reserve in Perak, Malaysia. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 5: 85-89.
- Jost L. 2006.** Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363–375.

- Jost L. 2007.** Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88: 2427-2439.
- Kausrud K, Økland B, Skarpaas O, Grégoire JC, Erbilgin N, Stenseth NC. 2012.** Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews*, 87: 34-51.
- Klein BC. 1989.** Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1775-1725.
- Lachata T, Wermelinger B, Gossnerb MM, Busslerc H, Isacsson G, Müllerb J. 2012.** Saproxyllic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23: 323-331.
- Lewis CN, Whitfield JB. 1999.** Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. *Environmental Entomology*, 28: 986-992.
- Louis M, Grégoire JC, Péliesson PF. 2014.** Exploiting fugitive resources: how long-lived is “fugitive”? Fallen trees are a long-lasting reward for *Ips typographus* (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). *Forest Ecology and Management*, 331: 129-134.
- Lövei GL, Magura T, Tothmeresz B, Ködöböcz V. 2006.** The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 283-289.
- Magurran AE. 1989.** *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona, España.
- Marini L, Lindelöw A, Jönsson AM, Wulff S, Schroeder ML. 2013.** Population dynamics of the spruce bark beetle: a long-term study. *Oikos*, 122: 1768-1776.
- Marqués OM, Gil-Santana HR. 2008.** Bostrichidae (Insecta: Coleoptera) em um Agroecossistema Cacaueiro da Região Sul do Estado da Bahia. *Magistra*, Cruz das Almas-BA, 20(3): 301-304.
- Menendez R, Gonzalez-Megias A, Collingham Y, Fox R, Roy DB, Ohlemuller R, Thomas CD. 2007.** Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*, 88: 605-611.

- Mezei P, Grodzki W, Blazenec M, Jakus R. 2014.** Factors influencing the wind-bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*, 312: 67-77.
- Moreno CE. 2001.** Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011.** Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Sánchez-Soto S, García-López E. 2009b.** Diversidad, fluctuación poblacional y plantas huésped de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae) asociados con el agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 779-791.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Valdez CJM, De la Cruz-Pérez A. 2009a.** Claves para la identificación de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) asociados al agroecosistema cacao en el sur de México. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. 10(1): 14-29.
- Pérez-De la Cruz M, Hernández-May MA, De la Cruz-Pérez A, Sánchez-Soto S. 2016.** Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) de dos áreas de conservación en Tabasco, México. *Revista Biología Tropical*, 64(1): 335-342.
- Pérez-De la Cruz M, Valdez CJM, Romero-Nápoles J, Equihua MA, Sánchez-Soto S, De la Cruz Pérez A. 2011.** Fluctuación poblacional, plantas huéspedes, distribución y clave para la identificación de Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados al agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.), 27(1): 129-143.
- Pérez-De La Cruz M, Zavaleta-Bastar PG, De La Cruz-Pérez A. 2015.** Aproximación al Conocimiento de la diversidad de Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a selvas de Tabasco, México. *Entomotropica*, 30(20): 201-211.

- Peters DPC, Pielke RA, Bestelmeyer BT, Allen CD, Munson-McGee S, Havstad KM. 2004.** Cross-scale interactions, nonlinearities, and forecasting catastrophic events. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(42): 15130–15135.
- Ramírez-Martínez M, Flores RZ, Moreno-Martínez E. 1992.** *Prostephanus truncatus* (Horn), peligro potencial en granos almacenados. Ediciones Dirección de Operación, Centro Nacional de Investigación, Certificación y Capacitación. México.
- Salazar-Conde EC, Zavala-Cruz J, Castillo-Acosta O, Cámara-Artigas R. 2004.** Evaluación espacial y temporal de la vegetación de la Sierra Madrigal, Tabasco, México (1973-2003). *Investigaciones Geográficas*, 54: 7-23.
- Sangüesa-Barreda G, Linares JC, Camarero JJ. 2015.** Reduced growth sensitivity to climate in bark-beetle infested Aleppo pines: connecting climatic and biotic drivers of forest dieback. *Forest Ecology and Management*, 357: 126-137.
- Sobel L, Lucky A, Hulcr J. 2015.** An Ambrosia Beetle *Xyleborus affinis* Eichhoff, 1868 (Insecta: Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Entomology and Nematology*, 627: 1-4.
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger A. 2013.** A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations by the European spruce bark beetle. *Ecography*, 36: 1208-1217.
- Tuomisto H. 2010a.** A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164: 853-860.
- Tuomisto H. 2011.** Commentar y: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia*, 167: 903-911.
- Wood SL. 1986.** A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Naturalist Memoirs*, 10: 1-126.
- Wood SL. 1980.** Los Scolytidae de México. En: Memoria: primer Simposio Nacional de Parasitología Forestal, 1980, Uruapan, México. 13-57 pp.

Wood SL. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. Great Basin Naturalist Memoirs, 6: 1-1327.

Zavala CJ, Castillo AO. 2002. Cambios de uso de la tierra en el estado de Tabasco. Plan de uso sustentable de los suelos del estado de Tabasco, Vol. II. (Ed. Palma-López DJ, Triano SA.), 38-56 pp. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB, México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Capítulo 3

Distribución vertical de escarabajos (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae) en la sierra el Madrigal en Tabasco, México.

Vertical distribution of beetles (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae) in the Sierra el Madrigal in Tabasco, Mexico.

José Del Carmen Gerónimo-Torres^{1*}, jc.geronimo89@hotmail.com

Manuel Pérez-De la Cruz¹, perezmandoc@hotmail.com

Aracely De la Cruz-Pérez¹, arace_lycp@hotmail.com

Lenin Arias-Rodríguez¹, leninariasrodriguez@hotmail.com

Carlos Manuel Burelo-Ramos¹, burelocm@hotmail.com

¹División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5. C.P. 86039, Tabasco, México. *Autor de correspondencia.

Resumen. La distribución vertical de insectos barrenadores y descortezadores ha sido escasamente estudiada, centrándose en el análisis de la diversidad en alturas por debajo de los 2 m. Por lo cual, el estudio tuvo como objetivo analizar la altura de vuelo de Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae en el borde e interior de una selva tropical. La captura de insectos se realizó con trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico a tres diferentes alturas; 1.5 m, 6 m y 12 m. De acuerdo al índice de diversidad (¹D), tanto en el borde e interior de la selva se obtuvo el mayor valor a 1.5 m. Sin embargo, en el borde las trampas ubicadas a 12 m de altura capturaron la mayor riqueza con 50 especies y en el interior la máxima riqueza fue registrada a 1.5 m. Se registraron especies que solo fueron capturadas a una sola altura, poniendo de manifiesto la preferencia en las alturas de vuelo de algunas especies. Al determinar las diferencias estadísticas en las tres alturas evaluadas, se encontró que en el borde se presentan diferencias estadísticas en cuanto a su abundancia en enero, abril, octubre y noviembre. En el caso del interior estas diferencias se registraron en abril. Sin embargo, se identificó que en el borde las diferencias estadísticas en cuanto a los valores de diversidad (¹D) se presentan en abril y octubre, y para el interior en marzo, abril y junio.

Palabras clave. Barrenadores, coleópteros, insectos, riqueza, vertical.

Abstract. Vertical distribution of borers insects and debarkers has been sparsely studied, focusing on the analysis of diversity at heights below 2 m. Whereby, the study had as objective analyze the flight height of Scolytinae, Platypodinae and Bostrichidae at the edge and interior of a tropical forest. Insect capture was performed with interception traps primed with ethyl alcohol at three different heights; 1.5 m, 6 m and 12 m. According to the diversity index (1D), the highest value at 1.5 m was obtained both at the edge and inside of the forest. However, on the edge the traps located at 12 m high captured the greatest wealth with 50 species and inside the maximum wealth was recorded at 1.5 m. They registered species that were only captured at a single height, highlighting the preference in the flight heights of some species. When determining the statistical differences in the three heights evaluated, it was found that on the edge there are statistical differences as to of abundance in January, April, October and November. In the case of the interior these differences were registered in April. However, it was identified that on the edge statistical differences as to of diversity values (1D) occur in April and October, and inland in March, April and June.

Keywords. Borers, beetles, insects, wealth, vertical.

Introducción

Los escolítidos, platipódidos y bostríquidos son coleópteros asociados con la degradación de materia orgánica vegetal, por lo cual se consideran componentes esenciales de la dinámica de los ecosistemas (Wermelinger 2004, Müller *et al.* 2008a). Sin embargo, se conocen especies de estos grupos que pueden provocar daños considerables a los recursos vegetales, alterando la estabilidad de los ecosistemas (Marques y Gil-Santana 2008, Campos-Bolaños 2015). Estos escarabajos pueden ser agrupados en dos gremios alimenticios, aquellos que se alimentan de hongos, comúnmente llamados escarabajos de ambrosia y los que se alimentan de la madera, conocidos como xilófagos (Hulcr *et al.* 2015, Sheehan *et al.* 2019). El patrón de vuelo de estos organismos está fuertemente relacionado con el tipo de alimentación, reproducción y las condiciones del hábitat donde se encuentran (Sane 2003). Su distribución en un área forestal varía tanto horizontal como verticalmente, dependiendo de la variedad de microhábitats (Erbilgin y Raffa 2003). En los ecosistemas tropicales la distribución vertical es a menudo más clara, debido a la altura de los árboles, donde los factores más influyentes son la temperatura, humedad relativa y la iluminación (Gossner 2009, Drury *et al.* 2016, Heepe *et al.* 2016).

Algunos investigadores sugieren que los escolítidos no tienen preferencia por un estrato vertical en particular (Safranyik *et al.* 2000, Wermelinger *et al.* 2007), otros mencionan que varias especies de este grupo vuelan principalmente por debajo de los 2 m (Ulyshen y Hanula 2007, Muller *et al.* 2008a, Reding *et al.* 2010, Ulyshen *et al.* 2012, Hardersen *et al.* 2014, Ulyshen y Sheehan 2017), donde la mayoría de los escarabajos de ambrosia se alimentan. Sin embargo, en la literatura se señala que estos insectos se desarrollan en diferentes partes de los árboles; como troncos, ramas, frutos y semillas (Pfeffer 1955, Wood 1982, Szujewski 1987). Por lo anterior, y debido a que la mayoría de los estudios realizados sobre escarabajos saproxílicos se basan en capturas por debajo de los 2 m de altura, se podría tener un sesgo importante en el conocimiento de este grupo (Prochazka *et al.* 2018). Peres-Filho *et al.* (2012) mencionan que el estudio de la altura de vuelo de estos insectos es importante en la evaluación de los ataques, al proporcionar información complementaria para un mejor entendimiento de las especies que tengan el potencial de convertirse en plagas, proporcionando información que pueda ser utilizada en las estrategias de monitoreo y control. El objetivo de este estudio fue analizar la distribución vertical de escarabajos barrenadores y descortezadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae y Platypodinae) asociados al borde e interior de una selva tropical.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio. El estudio se realizó en una selva alta perennifolia (17°32' N 92°55' O) en el municipio de Teapa, Tabasco, México, de agosto de 2016 a julio de 2017. En el borde de la selva, la vegetación del estrato bajo está compuesta principalmente por especies de la familia Rubiáceae, Solanáceae, Petiveriaceae, Ciperáceae, Urticaceae, Musaceae y Bixaceae, en su estrato alto se pueden identificar árboles de 30 m de altura, pertenecientes principalmente a las familias Malvaceae, Anacardiaceae, Fagaceae, Annonaceae, Bignoniaceae, Moraceae y Lauráceae. En el interior, la vegetación del estrato bajo se compone principalmente por las familias Boraginaceae, Solanaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Piperaceae y Heliconiaceae; en el estrato alto se encuentran árboles principalmente de las familias Moraceae, Malvaceae, Lauraceae, Meliaceae, Acanthaceae, Fabaceae y Burseraceae (Gerónimo-Torres 2019). Mientras que el estrato medio del borde e interior de la selva está compuesto por la mezcla de vegetación del estrato bajo y alto.

Captura de insectos. Se seleccionaron seis puntos de muestreo en el sitio de estudio; tres puntos ubicados en el borde de la selva, separados a 50 m de distancia entre ellos y tres puntos ubicados en el interior, separados a la misma distancia que los del borde. Las trampas del interior estuvieron

separadas a 200 m del borde. Con el propósito de analizar la distribución vertical, en cada punto de muestreo se instalaron tres trampas de alcohol etílico al 70 % a tres diferentes alturas; 1.5 m, 6 m y 12 m. La recolecta de los insectos atraídos en cada una de las trampas se realizó quincenalmente durante un año. Los especímenes se conservaron en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a, 2009b).

Determinación taxonómica de los insectos. Se realizó mediante claves taxonómicas (Fisher 1950, Wood 1982, 1986, Binda y Joly 1991, Bahillo *et al.* 2007, Pérez-De la Cruz *et al.* 2011) y comparaciones con material depositado en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

Análisis de datos. Para comparar la diversidad de insectos en cada uno de los estratos verticales del borde e interior de la selva, se utilizó el programa EstimateS 9.1.0, donde se calculó el índice de diversidad de orden 1 (1D), en la cual todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su abundancia en la comunidad (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010a, 2011, Moreno *et al.* 2011). Para analizar la equitatividad de la comunidad entre los estratos se utilizó el índice de Pielou y para la similitud el índice de Sorensen (Magurran 1989, Moreno 2001). Para determinar diferencias estadísticas entre los estratos durante los meses del año, se utilizó el índice de diversidad de orden 1 (1D), posteriormente los valores obtenidos se compararon mediante modelos lineales generalizados y un análisis post-hoc χ^2 para coeficientes estandarizados (Saldaña-Vázquez *et al.* 2010), usando el software R versión 3.0.2 y el paquete Rcmdr versión 2.0-2 (Fox *et al.* 2013). Finalmente, la eficiencia del muestreo en cada uno de los estratos verticales evaluados se obtuvo mediante las curvas de acumulación de especies utilizando los estimadores no paramétrico chao 1 y chao 2 (Moreno 2001).

Resultados

En el borde se recolectaron 4024 individuos, pertenecientes a 60 especies de 29 géneros, de los cuales 48 especies de 20 géneros pertenecen a Scolytinae, siete especies de cuatro géneros a Platypodinae y cinco especies de cinco géneros a Bostrichidae. Las trampas ubicadas a 12 m de altura capturaron la mayor riqueza con 50 especies, donde *Corthylocurus debilis* Wood 1974, *Xyleborus volvulus* (F.) 1775, *Teloplatypus excisus* (Chapuis) 1865 y *Xyleborus affinis* Eichhoff 1868 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 42.70%. Las trampas ubicadas a 6 m capturaron la

menor riqueza con 44 especie, donde *Sampsonius dampfi* Schedl 1940, *X. volvulus*, *T. excisus* e *Hypothenemus eruditus* Westwood 1836 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 50.46%. Las recolectas a 1.5 m registraron la mayor abundancia con 2035 individuos y una riqueza de 47 especies, donde *S. dampfi* y *C. debilis* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 32.62%. Se registraron especies que solo fueron capturadas a una sola altura como *Ambrosiodmus* sp 1, *Cnesinus gracilis* Blandford 1896, *Dryocoetoides capucinus* (Eichhoff) 1869 y *Xyleborinus intersetosus* (Blandford) 1898 a 1.5 m; *Cnesinus* sp2 e *Hypothenemus columbi* Hopkins 1915 a 6 m; *Cnesinus squamosus* Wood 1968, *Coptoborus catulus* (Blandford) 1898, *Hypothenemus crudiae* (Panzer) 1971 y *Monarthrum exornatum* (Schedl) 1939 a 12 m (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de insectos barrenadores y descortezadores capturados en el borde e interior de la selva tropical.

	Borde			Interior		
	1.5 m	6 m	12 m	1.5 m	6 m	12 m
Scolytinae						
<i>Ambrosiodmus hagedorni</i> (Iglesias) 1914	0	1	1	0	1	0
<i>Ambrosiodmus</i> sp 1	3	0	0	1	1	0
<i>Ambrosiodmus</i> sp 2	1	0	1	0	0	0
<i>Amphicranus brevipennis</i> Blandford 1905	1	1	3	0	1	0
<i>Amphicranus elegans</i> Eichhoff 1869	0	0	0	0	0	1
<i>Cnesinus gracilis</i> Blandford 1896	1	0	0	0	1	1
<i>Cnesinus</i> sp 1	0	0	0	2	0	0
<i>Cnesinus</i> sp 2	0	1	0	0	0	0
<i>Cnesinus squamosus</i> Wood 1968	0	0	5	0	0	1
<i>Coccotrypes carpophagus</i> (Hornung) 1842	0	0	0	0	0	7
<i>Coptoborus catulus</i> (Blandford) 1898	0	0	2	0	0	0
<i>Corthylocurus debilis</i> Wood 1974	157	72	128	17	37	8
<i>Corthylus consimilis</i> Wood 1974	92	1	2	23	33	17
<i>Corthylus flagellifer</i> Blandford 1904	0	1	4	3	9	0
<i>Corthylus minutissimus</i> Schedl 1940	0	16	26	0	1	3
<i>Corthylus papulans</i> Eichhoff 1869	32	35	21	5	4	32
<i>Cryptocarenus diadematus</i> Eggers 1937	53	79	59	15	55	36

<i>Cryptocarenum heveae</i> (Hagedorn) 1912	24	52	1	29	18	0
<i>Cryptocarenum lepidus</i> Wood 1971	3	8	2	5	1	0
<i>Cryptocarenum seriatus</i> Eggers 1933	62	15	52	19	13	7
<i>Dryocoetoides capucinus</i> (Eichhoff) 1869	7	0	0	0	0	0
<i>Gnathotrupes bituberculatus</i> (Blandford 1904)	2	0	1	0	0	0
<i>Hypothenemus birmanus</i> (Eichhoff) 1878	69	12	7	16	9	38
<i>Hypothenemus columbi</i> Hopkins 1915	0	1	0	0	1	0
<i>Hypothenemus crudiae</i> (Panzer) 1791	0	0	1	6	1	0
<i>Hypothenemus dolosus</i> Wood 1974	84	5	28	29	3	93
<i>Hypothenemus eruditus</i> Westwood 1836	138	113	21	66	41	46
<i>Hypothenemus hampei</i> (Ferrari) 1867	43	4	2	0	0	0
<i>Hypothenemus interstitialis</i> (Hopkins) 1915	73	2	34	16	6	9
<i>Hypothenemus seriatus</i> (Eichhoff) 1872	92	15	13	6	8	16
<i>Monarthrum exornatum</i> (Schedl) 1939	0	0	1	12	2	0
<i>Monarthrum fimbriaticorne</i> (Blandford) 1905	0	0	0	7	0	0
<i>Monarthrum robustum</i> (Schedl) 1966	0	0	0	4	1	0
<i>Monarthrum</i> sp 1	9	6	2	2	5	4
<i>Monarthrum</i> sp 2	0	0	0	3	0	0
<i>Phloeoborus</i> sp 1	0	0	0	0	0	1
<i>Phloeoborus</i> sp 2	0	0	0	0	1	0
<i>Pityophthorus</i> sp 1	3	0	5	0	0	0
<i>Premnobius cavipennis</i> Eichhoff 1878	2	0	2	0	0	3
<i>Sampsonius dampfi</i> Schedl 1940	33	219	133	82	88	119
<i>Sampsonius mexicanus</i> Bright 1991	25	21	0	6	4	0
<i>Stegomerus mexicanus</i> Wood 1967	0	7	77	15	14	11
<i>Taurodemus sharpi lenis</i> (Wood) 1974	34	0	1	85	3	47
<i>Theoborus ricini</i> (Eggers) 1932	0	1	2	0	0	2
<i>Xyleborinus gracilis</i> (Eichhoff) 1868	4	1	2	0	1	1
<i>Xyleborinus intersetosus</i> (Blandford) 1898	5	0	0	7	1	0
<i>Xyleborus affinis</i> Eichhoff 1868	116	28	17	99	3	8
<i>Xyleborus bispinatus</i> Eichhoff 1868	9	4	3	22	8	0

<i>Xyleborus discretus</i> Eggers 1933	0	0	0	3	0	2
<i>Xyleborus ferrugineus</i> (Fabricius) 1801	3	26	1	4	13	1
<i>Xyleborus horridus</i> Eichhoff 1869	17	9	1	3	1	3
<i>Xyleborus morulus</i> Blandford 1898	4	9	0	0	0	3
<i>Xyleborus posticus</i> Eichhoff 1869	36	8	23	255	31	17
<i>Xyleborus spinulosus</i> Blandford, 1898	5	0	3	0	8	1
<i>Xyleborus volvulus</i> (F.) 1775	468	142	48	227	82	49
<i>Xylosandrus curtulus</i> (Eichhoff) 1869	11	0	1	0	0	0
<i>Xylosandrus morigerus</i> (Blandford) 1897	49	1	0	42	7	0
Platypodinae						
<i>Euplatypus compositus</i> (Say) 1824	0	6	1	7	1	0
<i>Euplatypus parallelus</i> (F.) 1801	52	33	0	55	9	3
<i>Euplatypus segnis</i> (Chapuis) 1865	41	79	21	6	18	3
<i>Megaplatypus discicollis</i> (Chapuis) 1865	5	1	2	1	0	1
<i>Platypus obtusus</i> Chapuis 1865	0	0	0	2	0	0
<i>Teloplatus excisus</i> (Chapuis) 1865	128	126	4	149	6	14
<i>Tesserocerus dewalquei</i> Chapuis 1865	7	3	2	7	0	0
<i>Tesserocerus ericius</i> Blandford 1896	6	2	2	3	0	6
Bostrichidae						
<i>Amphicerus tubularis</i> (Gorham, 1883)	0	1	3	0	0	0
<i>Melalgus plicatus</i> (LeConte, 1874)	1	2	1	9	3	31
<i>Micrapate fusca</i> (Lesne, 1899)	1	0	15	9	3	36
<i>Tetrapiocera longicornis</i> (Olivier, 1795)	21	16	11	2	0	3
<i>Xylomeira tridens</i> (Fabricius, 1792)	3	4	2	0	0	2
Totales	2035	1189	800	1386	557	686

En el interior se recolectaron 2629 individuos, pertenecientes a 61 especies de 27 géneros, de los cuales 49 especies de 18 géneros pertenecen a Scolytinae, ocho especies de cinco géneros a Platypodinae y cuatro especies de cuatro géneros a Bostrichidae. Las trampas ubicadas a 1.5 m de altura capturaron la mayor riqueza con 45 especies y la mayor abundancia con 1386 individuos, donde *Xyleborus posticus* Eichhoff 1869, *X. volvulus* y *T. excisus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 45.52 %. Las trampas ubicadas a 6 m capturaron la menor abundancia con 557 individuos, con una riqueza de 44 especies, donde *S. dampfi*, *X. volvulus* y *Cryptocarenum diadematus* Eggers 1937 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 40.39%. Las recolectas a 12 m registraron la menor riqueza con 40 especies, donde *S. dampfi* y *Hypothenemus dolosus* Wood 1974 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 32.62 %. Se registraron especies que solo fueron capturadas a una sola altura como *Cnesinus* sp1, *Monarthrum fimbriaticorne* (Blandford) 1905, *Monarthrum* sp2, *Platypus obtusus* Chapuis 1865 y *Tesserocerus dewalquei* Chapuis 1865 a 1.5 m; *Ambrosiodmus hagedorni* (Iglesias) 1914, *Amphicranus brevipennis* Blandford 1905, *H. columbi* y *Phloeoborus* sp2 a 6 m; y *Amphicranus elegans* Eichhoff 1869, *C. squamosus*, *Coccotrypes carpophagus* (Hornung) 1842, *Phloeoborus* sp1, *Premnobius cavipennis* Eichhoff 1878, *Theoborus ricini* (Eggers) 1932, *Xyleborus morulus* Blandford 1898 y *Xylomeira tridens* (Fabricius, 1792) a 12 m (Tabla 1).

Tanto en el borde como en el interior de la selva se obtuvo una mayor abundancia de Scolytinae y Platypodinae a 1.5 m, sin embargo, en el borde la abundancia de estas subfamilias disminuyó a medida que aumentaba la altura. Caso contrario a lo registrado para Bostrichidae en el interior de la selva donde la mayor abundancia de estos insectos se registró a 12 m de altura, la cual disminuyó en alturas inferiores (Fig. 1). De acuerdo al índice de diversidad verdadera del orden 1 (1D) la máxima diversidad en el borde e interior de la selva se obtuvo a 1.5 m. Sin embargo, el mínimo valor de diversidad en el borde se obtuvo a 6 m y en el interior a 12 m (Tabla 2). Los análisis de similitud entre las comunidades mostraron que el máximo valor tanto en el borde como en el interior se registró entre 1.5 y 12 m de altura (Tabla 3).

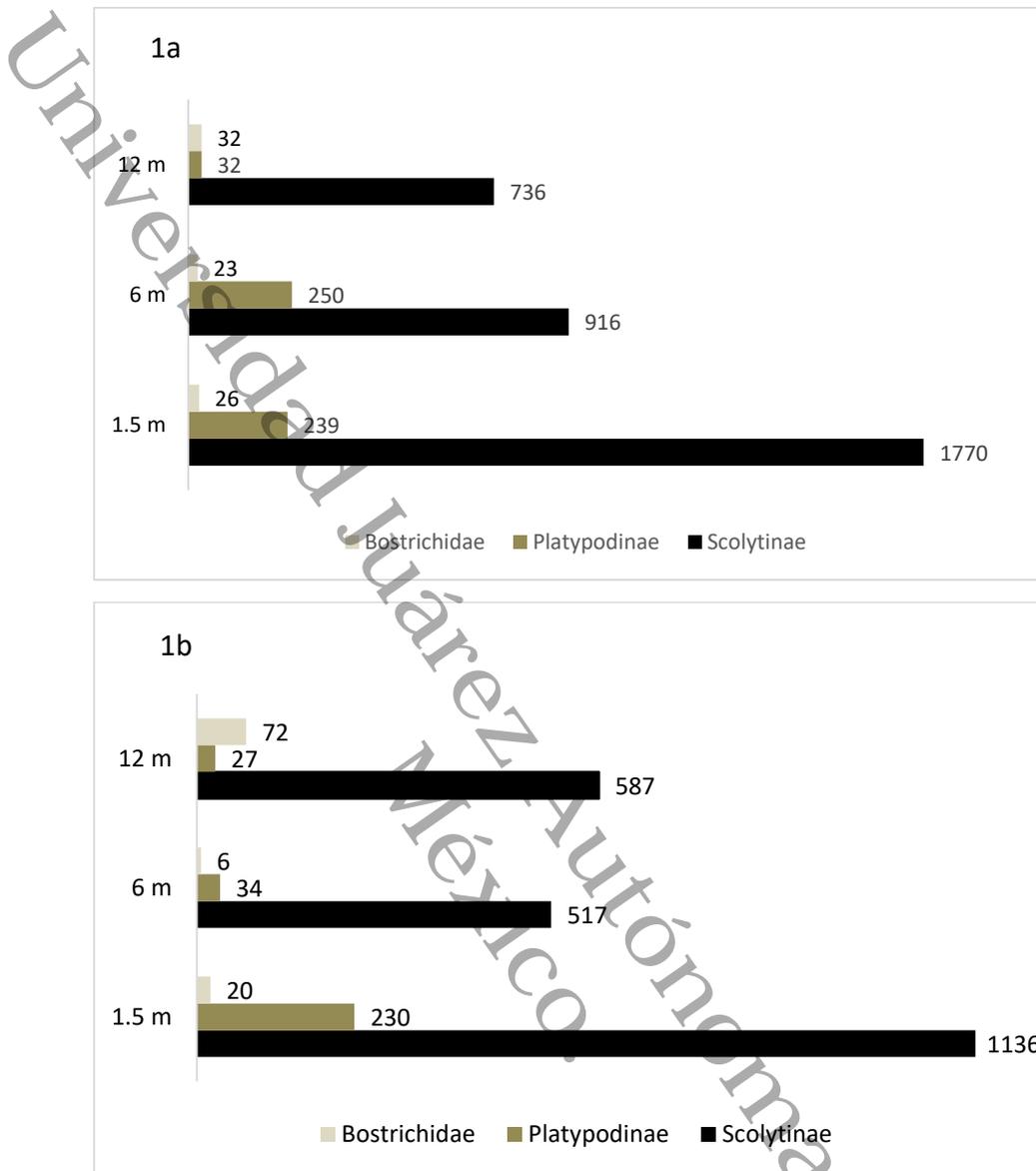


Figura 1. Abundancia de la familia y subfamilias de insectos capturados en las tres alturas evaluadas.

1a) Borde. 1b) Interior.

Tabla 2. Especies compartidas (*) y valores de similitud entre sitios y alturas de captura.

	Borde 1.5 m	Borde 6 m	Borde 12 m	Interior 1.5 m	Interior 6 m	Interior 12 m
Borde 1.5 m	-	0.77	0.82	0.74	0.75	0.56
Borde 6 m	35*	-	0.81	0.61	0.76	0.69
Borde 12 m	40*	38*	-	0.72	0.74	0.72
Interior 1.5 m	34*	27*	34*	-	0.80	0.81
Interior 6 m	34*	34*	35*	35*	-	0.67
Interior 12 m	24*	29*	32*	36*	28*	-

Tabla 3. Diversidad de insectos capturados en los sitios y alturas evaluadas

	Riqueza	Diversidad (¹ D)	Equitatividad	Chao 1	Chao 2
Borde 1.5 m	47	17.91	0.80	49.00	52.89
Borde 6 m	44	16.77	0.76	58.99	54.08
Borde 12 m	50	17.89	0.74	52.77	60.39
Interior 1.5 m	45	17.86	0.76	45.00	46.93
Interior 6 m	44	17.28	0.83	76.95	63.25
Interior 12 m	38	14.84	0.78	46.99	50.21

La fluctuación de la comunidad de acuerdo a la abundancia en el borde varía notablemente en las recolectas realizadas a 1.5 m, obteniendo su máximo pico en enero y un repunte en noviembre. Mientras que las capturas en las trampas ubicadas a 6 m presentaron sus máximos picos en enero y mayo. En el caso de las capturas a 12 m la mayor abundancia se registró en febrero. En el interior de la selva la fluctuación de la comunidad de acuerdo a la abundancia presenta su máximo pico en noviembre en las capturas realizadas a 1.5 m, mientras que a los seis y 12 m se registra en julio y mayo respectivamente (Fig. 2). En cuanto a la fluctuación de la riqueza tanto en el borde como el interior las capturas en las tres alturas evaluadas presentan variaciones similares (Fig. 3).

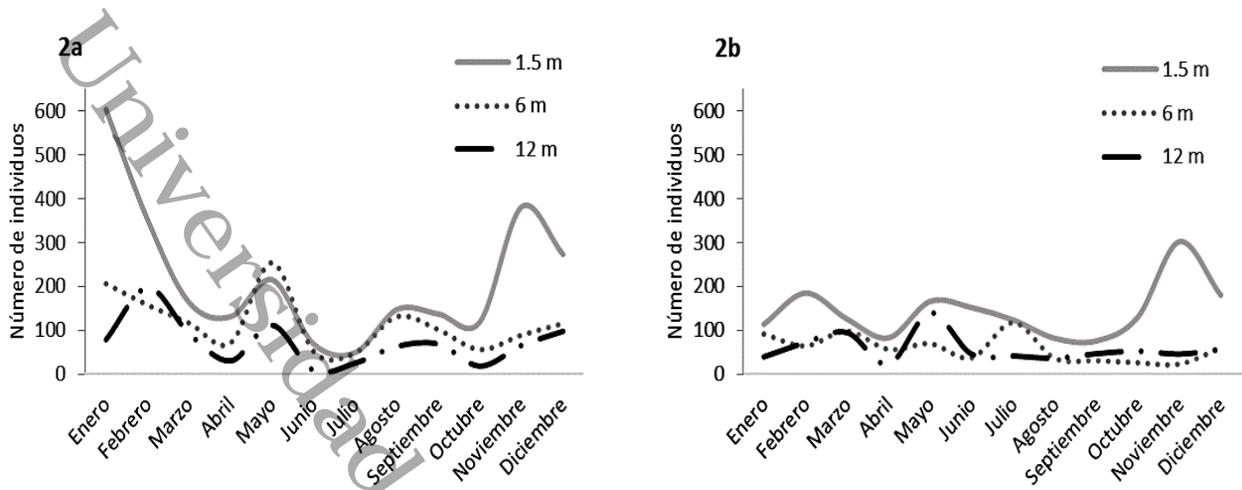


Figura 2. Fluctuación de la abundancia de la comunidad de insectos capturados en las tres alturas evaluadas. 2a) Borde. 2b) Interior.

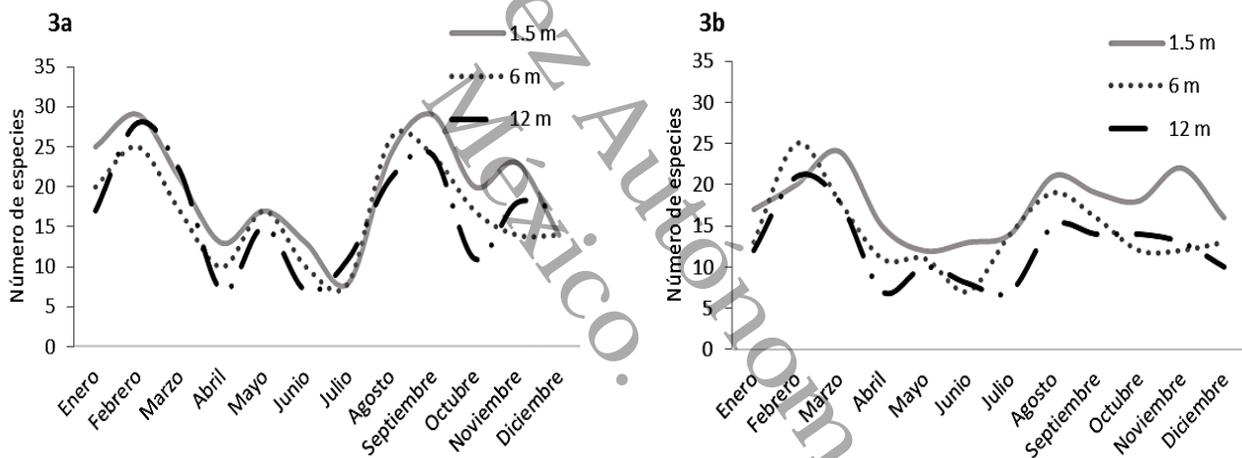


Figura 3. Fluctuación de la riqueza de insectos capturados en las tres alturas evaluadas. 3a) Borde. 3b) Interior.

Al determinar las diferencias estadísticas entre las capturas realizadas en los tres niveles durante los meses de muestreo, se encontró que en el borde se presentan diferencias estadísticas en cuanto a su abundancia en enero, abril, octubre y noviembre. En el caso del interior solo se presenta diferencias estadísticas en abril (Tabla 4). Sin embargo, se identificó que en el borde las diferencias estadísticas en cuanto a los valores de diversidad (1D) se presentan en abril y octubre, y para el interior estas diferencias se registraron en marzo, abril y junio (Tabla 5).

Tabla 4. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el borde, entre cada altura de recolecta. Diferencias estadísticamente significativas (*).

	Borde	1.5.m – 6 m	1.5 m – 12 m	6 m – 12 m
Meses		Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p
e n e r o	Abundancia GLM $\chi^2=252.180$; P=0.002*	1.078; 0.514; 2.090; 0.086	2.032; 0.761; 2.667; 0.020*	-0.953; 0.843; -1.131; 0.485
	Diversidad GLM $\chi^2=13.750$; P=0.247	0.096; 0.3765; 0.255; 0.965	0.689; 0.449; 1.534; 0.274	-0.593; 0.456; 1.298; 0.394
f e b r e r o	Abundancia GLM $\chi^2=194.410$; P=0.227	0.807; 0.518; 1.559; 0.262	0.580; 0.480; 1.209; 0.446	0.227; 0.577; 0.393; 0.918
	Diversidad GLM $\chi^2=10.427$; P=0.772	0.242; 0.350; 0.690; 0.769	0.058; 0.333; 0.174; 0.983	0.183; 0.355; 0.518; 0.862
m a r z o	Abundancia GLM $\chi^2=127.480$; P=0.553	0.340; 0.501; 0.678; 0.776	0.561; 0.536; 1.046; 0.547	0.221; 0.574; -0.384; 0.922
	Diversidad GLM $\chi^2=10.044$; P=0.991	0.028; 0.41381; 0.07; 0.997	-0.024; 0.408; -0.06; 0.998	0.0535; 0.411; 0.13; 0.991
a b r i l	Abundancia GLM $\chi^2=42.029$; P<0.001*	0.612; 0.367; 1.666; 0.213	1.441; 0.498; 2.892; 0.010*	-0.828; 0.537; -1.543; 0.265
	Diversidad GLM $\chi^2=0.670$; P<0.001*	0.303; 0.129; 2.346; 0.049*	0.849; 0.154; 5.509; <0.001*	-0.545; 0.162; -3.365; 0.002*
m a y o	Abundancia GLM $\chi^2=141.660$; P=0.288	-0.162; 0.453; 0.359; 0.931	0.652; 0.569; 1.144; 0.484	-0.814; 0.555; -1.468; 0.304
	Diversidad GLM $\chi^2=1.427$; P=0.201	-0.229; 0.143; -1.599; 0.246	-0.020; 0.150; -0.135; 0.990	-0.209; 0.142; -1.465; 0.308
j u n i o	Abundancia GLM $\chi^2=63.735$; P=0.056	0.268; 0.564; 0.476; 0.878	2.022; 1.086; 1.862; 0.142	-1.754; 1.105; -1.587; 0.240
	Diversidad GLM $\chi^2=5.439$; P=0.080	0.488; 0.411; 1.187; 0.457	1.037; 0.496; 2.091; 0.090	-0.548; 0.535; -1.025; 0.558
j u l i o	Abundancia GLM $\chi^2=31.110$; P=0.383	9.421e-16; 4.436e-01; 0.000; 1.00	6.337e-01; 5.327e-01; 1.19; 0.458	-6.337e-01; 5.327e-01; -1.19; 0.458
	Diversidad GLM $\chi^2=5.419$; P=0.543	0.107; 0.365; 0.293; 0.954	0.425; 0.399; 1.064; 0.536	-0.318; 0.408; -0.779; 0.716
a g o s t o	Abundancia GLM $\chi^2=49.064$; P=0.102	0.115; 0.343; 0.336; 0.939	0.831; 0.428; 1.943; 0.125	-0.716; 0.435; -1.64; 0.225
	Diversidad GLM $\chi^2=5.927$; P=0.087	0.006; 0.234; 0.029; 1.000	0.520; 0.271; 1.919; 0.133	-0.513; 0.271; -1.891; 0.141
s e p t i e m b	Abundancia GLM $\chi^2=56.125$; P=0.312	0.304; 0.411; 0.741; 0.738	0.685; 0.463; 1.481; 0.299	-0.381; 0.490; -0.778; 0.716
	Diversidad GLM $\chi^2=4.056$; P=0.340	0.205; 0.197; 1.041; 0.551	0.282; 0.201; 1.399; 0.341	-0.076; 0.211; -0.363; 0.930

r e				
o c t u b r e	Abundancia GLM $\chi^2=431.010$; P<0.001*	1.089; 0.316; 3.447; 0.001*	1.440; 0.362; 3.975; <0.001*	-0.351; 0.425; -0.825; 0.682
	Diversidad GLM $\chi^2=2.462$; P<0.001*	0.492; 0.180; 2.736; 0.016*	1.059; 0.218; 4.848; <0.001*	-0.566; 0.235; -2.404; 0.041
n o v i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2=46.560$; P<0.001*	1.454; 0.321; 4.529; <0.001*	1.753; 0.363; 4.82; <0.001*	-0.299; 0.443; -0.675; 0.774
	Diversidad GLM $\chi^2=1.369$; P=0.055	0.317; 0.144; 2.194; 0.072	0.321; 0.145; 0.145; 0.068	-0.003; 0.155; -0.021; 0.999
d i c i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2=133.370$; P=0.088	0.864; 0.523; 1.652; 0.221	1.024; 0.554; 1.848; 0.152	-0.160; 0.647; -0.247; 0.967
	Diversidad GLM $\chi^2=2.479$; P=0.451	-0.061; 0.203; -0.302; 0.951	0.198; 0.217; 0.912; 0.632	-0.260; 0.215; -1.211; 0.446

Tabla 5. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el Interior, entre cada altura de recolecta. Diferencias estadísticamente significativas (*).

Meses	Interior	1.5.m - 6 m	1.5 m – 12 m	6 m – 12 m
		Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p
e n e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 145.640$; P= 0.426	0.214; 0.682; 0.314; 0.946	1.072; 0.902 ; 1.188; 0.456	-0.858; 0.929; -0.923; 0.622
	Diversidad GLM $\chi^2= 7.817$; P= 0.223	0.626; 0.410; 1.527; 0.277	0.534; 0.398; 1.342; 0.371	0.091; 0.458; 0.201; 0.978
f e b r e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 163.250$; P= 0.159	1.045; 0.671; 1.558; 0.261	0.957; 0.650; 1.473; 0.301	0.088; 0.799; 0.110; 0.993
	Diversidad GLM $\chi^2= 20.798$; P= 0.630	-0.514; 0.547; -0.941; 0.614	-0.246; 0.577; -0.427; 0.904	-0.268; 0.5083; -0.527; 0.858
m a r z o	Abundancia GLM $\chi^2= 23.745$; P= 0.497	0.241; 0.265; 0.909; 0.634	0.292; 0.269; 1.089; 0.521	-0.051; 0.284; -0.182; 0.982
	Diversidad GLM $\chi^2= 2.380$; P= 0.026*	0.492; 0.196; 2.499; 0.033*	0.067; 0.174; 0.397; 0.916	0.422; 0.199; 2.118; 0.085
a b r i l	Abundancia GLM $\chi^2= 26.728$; P= 0.013*	0.375; 0.361; 1.04; 0.5465	1.327; 0.503; 2.635; 0.022*	-0.952; 0.527; -1.805; 0.1640
	Diversidad GLM $\chi^2= 1.370$; P< 0.001*	0.318; 0.165; 1.923; 0.130	1.063; 0.212; 5.009; p< 0.001*	-0.744; 0.222; -3.350; 0.002*
m a y	Abundancia GLM $\chi^2= 213.340$; P= 0.443	0.863; 0.728; 1.185; 0.459	0.177; 0.587; 0.302; 0.951	0.686; 0.749; 0.916; 0.628

o	Diversidad GLM $\chi^2= 9.560$; P= 0.436	0.515; 0.410; 1.255; 0.420	0.285; 0.383; 0.745; 0.736	0.229; 0.435; 0.528; 0.857
j u n i o	Abundancia GLM $\chi^2= 95.109$; P= 0.053	1.386; 0.737; 1.879; 0.142	1.217; 0.690; 1.763; 0.179	0.169; 0.896; 0.189; 0.980
	Diversidad GLM $\chi^2= 2.950$; P= 0.002*	0.555; 0.233; 2.381; 0.044*	0.800; 0.253; 3.165; 0.004*	-0.245; 0.2806; -0.875; 0.654
j u l i o	Abundancia GLM $\chi^2= 113.530$; P= 0.132	0.049; 0.462; 0.107; 0.994	1.106; 0.647; 1.708; 0.198	-1.057; 0.651; -1.622; 0.232
	Diversidad GLM $\chi^2= 10.484$; P= 0.155	0.002; 0.349; 0.007; 1.000	0.711; 0.430; 1.654; 0.221	-0.709; 0.430; -1.648; 0.224
a g o s t o	Abundancia GLM $\chi^2= 36.601$; P= 0.134	0.795; 0.494; 1.610; 0.240	0.823; 0.499; 1.649; 0.223	-0.027; 0.584; -0.047; 0.999
	Diversidad GLM $\chi^2= 2.941$; P= 0.192	0.025; 0.201; 0.129; 0.991	0.360; 0.220; 1.634; 0.231	-0.334; 0.221; -1.508; 0.287
s e p t i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 36.422$; P= 0.178	0.865; 0.499; 1.733; 0.191	0.502; 0.442; 1.135; 0.490	0.362; 0.545; 0.666; 0.782
	Diversidad GLM $\chi^2= 1881.500$; P= 0.052	3.796; 3.822; 0.993; 0.567	4.069; 4.371; 0.931; 0.607	-0.273; 5.751; -0.048; 0.999
o c t u b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 94.215$; P= 0.060	1.571; 0.800; 1.963; 0.118	0.916; 0.621; 1.475; 0.297	0.655; 0.898; 0.730; 0.742
	Diversidad GLM $\chi^2= 5.741$; P= 0.555	0.391; 0.377; 1.038; 0.553	0.268; 0.364; 0.736; 0.742	0.123; 0.400; 0.309; 0.949
n o v i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 254.280$; P= 0.080	2.532; 1.310; 1.932; 0.124	1.903; 0.987; 1.928; 0.125	0.628; 1.562; 0.402; 0.912
	Diversidad GLM $\chi^2= 6.717$; P= 0.211	0.596; 0.356; 1.671; 0.216	0.388; 0.334; 1.162; 0.475	0.207; 0.385; 0.538; 0.852
d i c i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 266.280$; P= 0.355	1.098; 1.001; 1.097; p=0.512	1.167; 1.027; 1.136; 0.488	-0.068; 1.247; -0.055; 0.998
	Diversidad GLM $\chi^2= 3.179$; P= 0.101	0.314; 0.261; 1.204; 0.449	0.590; 0.284; 2.079; 0.093	-0.276; 0.302; 0.913; 0.631

Los estimadores de riqueza reflejan que el número de especies esperadas en el borde a 1.5 y 12 m de altura son similares a lo observado durante el estudio, mientras que a 6 m se estimó para Chao 1 y Chao 2 un valor de completitud del 74.59 y 81.36% respectivamente. En el interior de la selva a 1.5 m de altura se obtuvo el 100% de completitud del muestreo. Sin embargo, a seis y 12 m la completitud estuvo por debajo del 70 y 81% (Tabla 3).

Discusión

Los resultados obtenidos de riqueza y abundancia entre las alturas de vuelo evaluadas, corrobora lo descrito por Gruppe *et al.* (2008), Aikens *et al.* (2013) y Maguire *et al.* (2014) que concluyen que la estratificación vertical en número y composición de especies varía entre el borde y el interior de los ecosistemas. Müller y Goßner (2010) y Bouget *et al.* (2011) al comparar la riqueza de escarabajos saproxílicos en varios tipos de bosques, encontraron una mayor riqueza en el sotobosque que en el dosel. Así mismo, Vodka *et al.* (2009) utilizando troncos trampas para capturar insectos de la familia Buprestidae y Cerambycidae, encontrando que la riqueza de escarabajos también fue mayor en el sotobosque. Otro parámetro que influye en la diversidad y estructura de diversos artrópodos es el diámetro de la madera (Brin *et al.* 2011, Lassauce *et al.* 2012, Ulyshen y Hanula 2009a, Brunet y Isacson 2009a). Muchas especies de escarabajos tienen preferencias por diámetros pequeños, sin embargo, los diámetros mayores a 40 cm proporcionan mayor número de hábitat para más especies (Londsdale *et al.* 2008). Los escarabajos de corteza y xilomicetófagos requieren altos contenidos de humedad (Maeto y Fukuyama 2003, Hulcr *et al.* 2008), lo que explica que estos escarabajos presenten variaciones poblacionales y estructurales de la comunidad según la estacionalidad y el estrato vertical, existiendo más diversidad en el sotobosque (Leksono *et al.* 2005b). Todo lo anterior podría explicar la alta abundancia de escolítidos y platipódidos en los dos primeros estratos, contrastando con las especies de bostríquidos que fueron más abundantes a 12 m de altura en el interior de la selva. Resultados similares fueron obtenidos por Peres-Filho *et al.* (2012) donde evaluaron la altura de vuelo de Bostrichidae, describiendo que las especies *Bostrychopsis uncinata* (German, 1824) y *Xyloprista praemorsa* (Erichson, 1847) presentaron una preferencia por alturas de 30 m. Así mismo, Flechtmann *et al.* (1997), afirmaron que los bostríquidos prefieren alturas superiores a 10 m en relación al suelo.

Las capturas de especies únicas realizadas en las tres alturas evaluadas, evidencia la preferencia en las alturas de vuelo de algunas especies. Estos resultados están influenciados por una mejor estratificación vegetal dentro de la selva, en la cual se observa un mayor número de especies capturadas en el sotobosque, donde la exposición a la luz, la temperatura y la velocidad del viento disminuyen a medida que se acerca al suelo, mientras que la humedad muestra un patrón opuesto (Tal *et al.* 2008), donde los escarabajos eligen árboles hospedadores y el estrato vertical preferido (Floren 2014). Sin embargo, son pocos los estudios sobre las trayectorias y alturas de vuelo de este grupo. Abreu *et al.* (1997) reportaron que *X. affinis* y *P. cavipennis* fueron las especies más abundantes en las trampas instaladas a un metro de altura y *C. heveae* a 10 m. Así mismo, algunas especies de los géneros *Ips* y *Dendroctonus* han sido capturadas principalmente por debajo de los 10 m (Gara y Vité 1962, Forsse y Solbreck 1985, Duelli *et al.* 1986, Byers *et al.* 1989)

Las diferencias estadísticas presentadas en relación a los meses entre los estratos del borde e interior de la selva, son similares a lo registrado por Rodríguez (2017), donde describe diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de platipódidos capturados en un bosque semicaducifolio en Panamá, entre el sotobosque y el dosel en los meses de febrero, mayo y octubre. Lo anterior es producto de la variabilidad de las condiciones climáticas a lo largo del gradiente vertical (Basset *et al.* 2003, Vulinec *et al.* 2007), donde varía la disponibilidad de luz, temperatura y exposición al viento, lo que afecta la diversidad y distribución de los insectos (Schulze *et al.* 2001, Yanoviak *et al.* 2003), no solo entre épocas del año si no también en el transcurso del día.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico al primer autor para el estudio del Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.

Literatura citada

Abreu RL, Fonseca CR, Marques EN. 1997. Análise das principais espécies de Scolytidae coletadas em floresta primária no estado do Amazonas. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil 26(3):527-535. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s0301-80591997000300016>

- Aikens KR, Timms LL, Buddle CM. 2013.** Vertical heterogeneity in predation pressure in a temperate forest canopy. [Revisada en: 10 jul 2018]. https://peerj.com/articles/138/?utm_source=TrendMD&utm_campaign=PeerJ_TrendMD_0&utm_medium=TrendMD
- Bahillo de la Puebla P, López-Colón JI, Baena M. 2007.** Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna íbero-balear (Coleoptera). *Heteropterus Revista de Entomología*, 7(2):147-227.
- Basset Y, Kitching R, Miller S, Novotny V. 2003.** Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy. Cambridge University Press. doi: 10.14411/eje.2006.029
- Binda F, Joly LJ. 1991.** The Bostrichidae (Coleoptera) from Venezuela. *Boletín de Entomología Venezolana*, 6(2):83-133.
- Bouget C, Brin A, Brustel H. 2011.** Exploring the “last biotic frontier”: are temperate forest canopies special for saproxylic beetles?. *Forest Ecology and Management*, 261:211-220. doi: 10.1016/j.foreco.2010.10.007
- Brin A, Bouget C, Brustel H, Jactel H. 2011.** Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation*, 15:653-669. doi: 10.1007/s10841-010-9364-5
- Brunet J, Isacson G. 2009a.** Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. *Journal of Insect Conservation*, 13:515-528. doi: 10.1007/s10841-008-9200-3
- Byers J A. 1989.** Chemical ecology of bark beetles. *Experientia*. 45(3):271-283. doi:10.1007/bf01951813
- Campos-Bolaños R, Atkinson TH, Cibrian-Tovar D, Méndez-Montiel JT. 2015.** Primer registro de *Scolytus schevyrewi* Semenov 1902 (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) en México. *Acta zoológica mexicana (Nueva serie)*, 31(1):146-148. doi: 10.21829/azm.2015.311534

- Drury DW, Whitesell ME, Wade MJ. 2016.** The effects of temperature, relative humidity, light, and resource quality on fight initiation in the red four beetle, *Tribolium castaneum*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 158(3):269–274. doi: <https://doi.org/10.1111/eea.12401>
- Duelli VP, Studer M, Näf W. 1986.** Der Borkenkäferflug ausserhalb des Waldes. *Journal of Applied Entomology*, 102:139-148.
- Erbilgin N, Raffa KF. 2003.** Spatial analysis of forest gaps resulting from bark beetle colonization of red pines experiencing belowground herbivory and infection. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3):145-153. doi:10.1016/s0378-1127(02)00317-1
- Fisher WS. 1950.** A revision of the North American species of beetles belonging to the family Bostrichidae. United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication. Washington DC. doi: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.65663>
- Flechtmann CAH, Gaspareto CL, Teixeira E. 1997.** Altura de voo de Bostrichidae (Coleoptera) em *Pinus caribaea* v. *hondurensis* em Agudos, SP. *Rev. Inst. Flor.* 9(1):19-26.
- Floren A, Müller T, Dittrich M, Weiss M, Linsenmair KE. 2014.** The influence of tree species, stratum and forest management on beetle assemblages responding to deadwood enrichment. *Forest Ecology and Management*, 323:57-64. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.028>
- Forsse E, Solbreck CH. 1985.** Migration in the bark beetle *Ips typographus* L.: duration, timing and height of flight. *Journal of Applied Entomology*, 100(1-5):47-57. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1985.tb02756.x>
- Fox J, Bouchet-Valat M, Andronic L, Ash M, Boye T, Calza S. 2013.** Package ‘rcmdr’, version 2.0-2. En R Commander [Revisada en: 25 abr 2018]. <http://www.r-project.org>
- Gara RI, Vite JP. 1962.** Studies on the flight patterns of barkbeetles (Coleoptera: Scolytidae) in second growth ponderosapine forests. *Contrib. Boyce Thompson Inst.* 21:275-289.
- Gerónimo-Torres JDC, Pérez-De la Cruz M, Arias-Rodríguez L, De la Cruz-Pérez A, Burelo-Ramos CM. 2019.** Diversidad y fluctuación de la comunidad de escarabajos descortezadores

y barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) asociados a una selva en Tabasco, México. Revista chilena de entomología, 45(1).

Gossner MM. 2009. Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. European Journal of Entomology, 106:241-252.

Gruppe A, Goßner M, Engel K, Simon U. 2008. Vertical and horizontal distribution of arthropods in temperate forests. In: Floren, A., Schmidl, J. (Eds.), Canopy Arthropod Research in Central Europe - Basic and Applied Studies from the High Frontier. Bioform Entomology, Nuremberg, Germany; 383-405 pp.

Hardersen S, Curletti G, Leseigneur L, Platia G, Liberti G, Leo P, Gatti E. 2014. Spatio-temporal analysis of beetles from the canopy and ground layer in an Italian lowland forest. B. Insectol. 67(1):87-97.

Heepe L, Wolff JO, Gorb SN. 2016. Influence of ambient humidity on the attachment ability of ladybird beetles (*Coccinella septempunctata*). Beilstein Journal of Nanotechnology, 7:1322-1329. doi: <https://doi.org/10.3762/bjnano.7.123>

Hulcr J, Atkinson TH, Cognato AI, Jordal BJ, McKenna DD. 2015. Morphology, Taxonomy, and Phylogenetics of Bark Beetles, 41-84 pp.: Vega, F. E.; Hofstetter, R. W. (Eds.). Bark Beetle Biology and Ecology of Native and Invasive Species. United States, Elsevier.

Hulcr J, Beaver RA, Puranasakul W, Dole SA, Sonthichai, S. 2008. A comparison of bark and ambrosia beetle communities in two forest types in northern Thailand (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae). Environmental Entomology, 37(6):1461-1470. doi: <https://doi.org/10.1603/0046-225X-37.6.1461>

Jost L. 2006. Entropy and diversity. Oikos 113:363-375. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology 88:2427-2439. doi: 10.1890/06-1736.1

Lassauce A, Lieutier F, Bouget C. 2012. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. Biological Conservation, 147(1):204-212. doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.001

- Leksono AS, Nakagoshi N, Takada K, Nakamura K. 2005.** Vertical and seasonal variation in the abundance and the species richness of Attelabidae and Cantharidae (Coleoptera) in a suburban mixed forest. *Journal of Entomological Science*, 8(3):235-243.
- Londsdale D, Pantasso M, Holdenrieder O. 2008.** Wood-decaying fungi in the forest, conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research*, 127:1-22. doi: 10.1007/s10342-007-0182-6
- Maeto K, Fukuyama K. 2003.** Vertical stratification of ambrosia beetle assemblage in a lowland forest at Pasoh, peninsular Malaysia, 325-336 pp. In T. Okuda, N. Manokaran, Y. Matsumoto, K. Niiyama, S. C. Thomas, and P. S. Ashton (eds.), *Pasoh: ecology of a lowland rain forest in Southeast Asia*. Springer, Tokyo, Japan.
- Maguire DY, Robert K, Brochu K, Larrivé M, Buddle CM, Wheeler TA. 2014.** Vertical stratification of beetles (Coleoptera) and flies (Diptera) in temperate forest canopies. *Environmental Entomology*, 43:9-17. doi: 10.1603/EN13056
- Magurran AE. 1989.** *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona, España.
- Marqués OM, Gil-Santana HR. 2008.** Bostrichidae (Insecta: Coleoptera) em um Agroecossistema Cacaueiro da Região Sul do Estado da Bahia. *Magistra*, Cruz das Almas- BA, 20(3):301-304.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011.** Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:1249-1261. doi:10.22201/ib.20078706e.2011.4.670
- Moreno CE. 2001.** *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Müller J, Bussler H, Goßner M, Rettelbach T, Duelli P. 2008a.** The European spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) in a national park from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17:2979-3001.
- Müller J, Goßner MM. 2010.** Three-dimensional partitioning of diversity informs state-wide strategies for the conservation of saproxylic beetles. *Biological Conservation*, 143(3): 625-633.

- Peres-Filho O, Barbosa JI, De Souza MD, Dorval A. 2012.** Altura de voo de bostríquídeos (Coleoptera: Bostrichidae) coletados em Floresta Tropical Semidecídua, Mato Grosso. *Pesqui Florest Bras.* 32(69):101-107. doi: 10.4336/2012.pfb.32.69.101
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Sánchez-Soto S, García-López E. 2009b.** Diversidad, fluctuación poblacional y plantas huésped de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae) asociados con el agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80:779-791.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Valdez CJM, De la Cruz-Pérez A. 2009a.** Claves para la identificación de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) asociados al agroecosistema cacao en el sur de México. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 10(1):14-29.
- Pérez-De la Cruz M, Valdez CJM, Romero-Nápoles J, Equihua MA, Sánchez-Soto S, De la Cruz Pérez A. 2011.** Fluctuación poblacional, plantas huéspedes, distribución y clave para la identificación de Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados al agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 27(1):129-143. doi: 10.21829/azm.2011.271740
- Procházka J, Cizek L, Schlaghamerský J. 2018.** Vertical stratification of scolytine beetles in temperate forests. *Insect Conservation and Diversity*. <https://doi.org/10.1111/icad.12301>
- Reding M, Oliver J, Schultz P, Ranger C. 2010.** Monitoring flight activity of ambrosia beetles in ornamental nurseries with ethanol-baited traps: influence of trap height on captures. *Journal of Environmental Horticulture*, 28:85-90.
- Rodríguez R, Barrios H. 2017.** Diversidad, distribución vertical y temporal de los escarabajos ambrosiales Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) en la isla barro colorado, Panamá. *Scientia* 27(2):69-85.
- Safranyik L, Linton DA, Shore TL. 2000.** Temporal and vertical distribution of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) captured in barrier traps at baited and unbaited lodgepole pines the year following attack by the mountain pine beetle. *The Canadian Entomologist*. 132(06):799-810. doi:10.4039/ent132799-6

- Saldaña-Vázquez RA, Sosa VJ, Hernández-Montero JR, López-Barrera F. 2010.** Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 19:2111-2124. doi: 10.1007/s10531-010-9829-6
- Sane SP. 2003.** The aerodynamics of insect flight. *Journal of Experimental Biology*, 206:4191-4208.
- Schulze CH, Linsenmair KE, Fiedler K. 2001.** Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology*, 153:133-152.
- Schulze CH, Linsenmair KE, Fiedler K. 2001.** Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology*. 153:133-152.
- Sheehan TN, Ulyshen MD, Horn S, Hoebeke ER. 2019.** Vertical and horizontal distribution of bark and woodboring beetles by feeding guild: is there an optimal trap location for detection?. *Journal of Pest Science*, 92(1):327-341. doi: 10.1093/jee/toz271
- Szujecki A. 1987:** *Ecology of Forest Insects*. Springer, Dordrecht.
- Tal O, Freiberg M, Morawetz W. 2008.** Micro climatic variability in the canopy of a temperate forest. In: Floren, A., Schmidl, J. (Eds.), *Canopy Arthropod Research in Europe*. *Bioform Entomology*, Nuremberg, 49-59 pp.
- Tuomisto H. 2010a.** A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*. 164:853-860.
- Tuomisto H. 2011.** Commentar y: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia* 167:903-911.
- Ulyshen MD, Barrington WT, Hoebeke ER, Herms DA. 2012.** Vertically stratified ash-limb beetle fauna in northern Ohio. *Psyche: A Journal of Entomology*. doi: 10.1155/2012/215891.

- Ulyshen MD, Hanula JL. 2007.** A comparison of the beetle (Coleoptera) fauna captured at two heights above the ground in a North American temperate deciduous forest. *The American Midland Naturalist*, 158:260-278.
- Ulyshen MD, Hanula JL. 2009a.** Responses of arthropods to large-scale manipulations of dead wood in loblolly pine stands of the Southeastern United States. *Environmental Entomology*, 38:1005-1012.
- Ulyshen MD, Sheehan TN. 2017.** Trap height considerations for detecting two economically important forest beetle guilds in southeastern US forests. *Journal of Pesticide Science*, 92(1):253-265. doi:10.1007/s10340-017-0883-7
- Vodka Š, Konvicka M, Cizek L. 2009.** Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13:553-562.
- Vulinec K, Mellow DJ, Vasconcellos-Da CR. 2007.** Arboreal foraging height in a common neotropical dung beetle, *Canthon subhyalinus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae). *Coleopta Bull.* 61:75-81
- Wermelinger B. 2004.** Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* – a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202:67-82.
- Wermelinger B, Flückiger PF, Obrist MK, Duelli P. 2007.** Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology*, 113:104-114.
- Wood SL. 1982.** The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph.
- Wood SL. 1986.** A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Naturalist Memoirs*. 10:1-126.
- Yanoviak SP, Kragh G, Nadkarni NM. 2003.** Spider assemblages in Costa Rican cloud forests: effects of forest level and forest age. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 38:145-154.

Capítulo 4

Diversidad y distribución vertical de escarabajos barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) en un manglar en Tabasco, México.

Diversity and vertical distribution of borers beetles (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) in a mangrove in Tabasco, Mexico.

José Del Carmen Gerónimo-Torres^{1*}, jc.geronimo89@hotmail.com

Manuel Pérez-De la Cruz¹, perezmandoc@hotmail.com

Aracely De la Cruz-Pérez¹, arace_lycp@hotmail.com

Lenin Arias-Rodríguez¹, leninariasrodriguez@hotmail.com

Carlos Manuel Burelo-Ramos¹, burelocm@hotmail.com

¹División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5. C.P. 86039, Tabasco, México. *Autor de correspondencia.

Resumen. En este estudio se describe la diversidad y por primera vez la distribución vertical de insectos barrenadores (Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae) asociados al borde e interior de un manglar. Para determinar la diversidad en el borde e interior de este ecosistema, la captura de insectos se realizó con trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico al 70% y luz ultravioleta como atrayente. Con el objetivo de analizar la distribución vertical se colocaron trampas cebadas con alcohol etílico a tres diferentes alturas; 1,5 m, 6 m y 12 m. De acuerdo al índice de diversidad (¹D) el borde fue 1,36 más diverso que el interior con 15,82 y 11,67 respectivamente. Así mismo, se identificó que las trampas utilizadas a 6 m capturaron la mayor diversidad tanto en el borde como en el interior, a pesar de que las trampas a 1,5 m capturaron la mayor abundancia. Al analizar las diferencias estadísticas entre las alturas evaluadas, se determinó que en el borde, diez de los doce meses presentaron diferencias estadísticamente significativas en su abundancia y para el interior estas diferencias se presentan en ocho de los doce meses. En cuanto a la diversidad (¹D), en el borde estas diferencias estadísticas se presentaron en abril, mayo, julio y agosto, mientras que en el interior en junio, noviembre y diciembre. Las diferencias descritas verticalmente en el presente estudio pueden estar relacionadas a la

variabilidad en las condiciones ambientales del manglar, lo que produce cambios en la estructura y composición de las comunidades de insectos.

Palabras clave. Barrenadores, coleópteros, distribución, diversidad, vertical.

Abstract. This study describes diversity and for the first time the vertical distribution of borer insects (Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae) associated with the edge and interior of a mangrove. To determine the diversity at the edge and interior of this ecosystem, insect capture was performed with interception traps primed with 70% ethyl alcohol and ultraviolet light as an attractant. In order to analyze the vertical distribution, traps primed with ethyl alcohol were placed at three different heights; 1.5 m, 6 m and 12 m. According to the diversity index (1D) the edge was 1.36 more diverse than the interior with 15.82 and 11.67 respectively. Likewise, it was identified that the traps used at 6 m captured the greatest diversity both at the edge and inside, although the 1.5m traps captured the greatest abundance. When analyzing the statistical differences between the heights evaluated, it was determined that on the edge ten of the twelve months present statistically significant differences in their abundance and for the interior these differences appear in eight of the twelve months. Regarding diversity (1D), at the edge these statistical differences occur in april, may, july and august, while in the interior in june, november and december. The differences described vertically in the present study may be related to the variability in the environmental conditions of the mangrove, what produces changes in the structure and composition of the communities.

Keywords. Borers, beetles, distribution, diversity, vertical.

Introducción

El manglar es uno de los ecosistemas tropicales más importantes del planeta (Rodríguez-Zuñiga *et al.* 2013), el cual, a pesar de sus condiciones adversas, es capaz de soportar una considerable cantidad de insectos de diferentes niveles tróficos (Cannicci *et al.* 2008, Nagelkerken *et al.* 2008; Castaño-Meneses *et al.* 2012), desde barrenadores, defoliadores, detritívoros y depredadores; los cuales se encuentran distribuidos en diferentes microhábitats que van desde las raíces hasta el dosel (Hogarth 2007). Se ha documentado la interrupción estructural y funcional de los insectos herbívoros en el crecimiento de los árboles (Schowalter 2000a, Ballina-Gómez *et al.* 2008), afectando la arquitectura, reproducción y expresión sexual de la vegetación (Whitham y Mopper 1985, Rodgers *et al.* 1995). Dentro de estos insectos podemos encontrar a los coleópteros barrenadores de madera (Nagelkerken *et*

al. 2008, López *et al.* 2018), mismos que juega un papel fundamental en el ciclo de los nutrientes, ya que están relacionados con la descomposición de materia orgánica de origen vegetal. El número limitado de especies arbóreas en el manglar proporciona una abundante e importante fuente de alimento para este grupo de insectos (Nagelkerken *et al.* 2008), en los cuales sobresalen los escolítidos, platipódidos y bostríquidos, que en su gran mayoría son especies secundarias, las cuales se alimentan de troncos y ramas de árboles recién muertos, moribundos o debilitados por alguna deficiencia fisiológica o perturbación externa; sin embargo, algunas especies pueden ser primarias, capaces de causar la muerte de árboles sanos y vigorosos (Ng y Sivasothi 2002, Romero *et al.* 2007, Nagelkerken *et al.* 2008). Jones y Eggleton (2000), mencionan la importancia de determinar el agrupamiento de los insectos para conocer la composición de las especies, la cual varía tanto horizontal como verticalmente (Erbilgin y Raffa 2003). El presente estudio tuvo como objetivo comparar la fluctuación y distribución vertical de la comunidad de escarabajos barrenadores asociados al borde e interior de un manglar.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio. El estudio se realizó en el manglar de Chiltepec, Sección Banco (18°25' Norte, 93°06' Oeste) en el municipio de Paraíso, Tabasco, México, entre agosto de 2016 a julio de 2017. El interior de este ecosistema presenta una mezcla de *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinas* (L.) L. y *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn., con un área basal de 1,3 m²/0,1ha y una altura promedio de 12 m, el suelo es principalmente arenoso y profundo de mediana fertilidad denominado Arenosol. En el borde del manglar se encuentra una alta abundancia de *L. racemosa*, con la presencia de especies vegetales principalmente de las familias Burseraceae, Fabaceae, Arecaceae y Anacardiaceae.

Captura de insectos. Para recolectar la mayor riqueza y abundancia de insectos posible se utilizaron trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico al 70% y luz ultravioleta. Se seleccionaron seis puntos de muestreo; tres ubicados en el borde del manglar, separados a 50 m de distancia entre ellos y tres puntos ubicados en el interior del ecosistema, separados a la misma distancia que los del borde. Las trampas del interior estuvieron separadas a 200 m del borde. Con el propósito de analizar la distribución vertical, en cada punto de muestreo se instalaron tres trampas de alcohol etílico a tres diferentes alturas; 1,5 m, 6 m y 12 m. La recolección de los insectos atraídos en cada una de las trampas de alcohol se realizó quincenalmente durante un año. Las trampas de luz ultravioleta fueron colocadas una vez al mes en cada punto de muestreo por un año, a una altura de 1,5 m, la luz fue proporcionada por una lámpara STEREN modelo: SEG-045 de 6 watts con una duración

aproximada de 4 horas. Las trampas fueron instaladas a las 18:00 horas y levantadas al día siguiente. Los especímenes se conservaron en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a, 2009b).

Determinación taxonómica de los insectos. Se realizó mediante claves taxonómicas (Fisher 1950, Wood 1982, 1986, Binda y Joly 1991, Bahillo *et al.* 2007, Pérez-De la Cruz *et al.* 2011) y comparaciones con material depositado en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

Análisis de datos. Para comparar la diversidad de insectos presentes en el borde e interior del manglar se tomaron en cuenta las capturas realizadas con los dos tipos de trampas empleadas, utilizando el programa EstimateS 9.1.0, donde se calculó el índice de diversidad verdadera de orden 1 (¹D) (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010, 2011; Moreno *et al.* 2011). Los insectos recolectados mensualmente por las trampas de alcohol en cada una de las alturas evaluadas, se compararon gráficamente con la precipitación, temperatura y humedad promedio del área de estudio, datos obtenidos de la estación meteorológica (18°25' Norte, 93°09' Oeste). Para comparar la diversidad de insectos en cada uno de los estratos verticales del borde e interior del manglar en los meses de muestreo, se utilizaron los datos obtenidos por las trampas de alcohol con los cuales se calculó el índice de diversidad de orden 1 (¹D), (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010, 2011, Moreno *et al.* 2011). Posteriormente los valores de diversidad y la abundancia mensual registrada se compararon mediante modelos lineales generalizados y un análisis post-hoc χ^2 para coeficientes estandarizados (Saldaña-Vázquez *et al.* 2010), usando el software R versión 3.0.2 y el paquete Rcmdr versión 2.0-2 (Fox *et al.* 2013). Para analizar la equitatividad de la comunidad entre las alturas evaluadas se utilizó el índice de Pielou y para la similitud el índice de Sorensen (Magurran 1989, Moreno 2001). Finalmente, la eficiencia del muestreo en cada uno de los estratos verticales se obtuvo mediante las curvas de acumulación de especies utilizando el estimador no paramétrico chao 1 (Moreno 2001).

Resultados

Se recolectaron 5496 especímenes pertenecientes a 45 especies de 23 géneros; Scolytinae fue la subfamilia con mayor diversidad, con 35 especies distribuidas en 15 géneros, para Platypodinae se recolectaron seis especies de cuatro géneros y para Bostrichidae con cuatro especies de cuatro géneros. Los géneros con mayor riqueza de especies fueron *Hypothenemus* Westwood con ocho y *Xyleborus* Eichhoff con siete. La especie que registró la mayor abundancia fue *Xyleborus volvulus* (Fabricius 1775) con 1265 individuos, representando el 23,02% de la recolecta total. En las capturas realizadas con trampas de alcohol se registraron 5168 especímenes pertenecientes a 42 especies incluidas en 21 géneros, de las cuales 32 especies de 13 géneros pertenecen a Scolytinae, seis especies de cuatro géneros a Platypodinae y cuatro especies de cuatro géneros a Bostrichidae. En las trampas de luz se capturaron 328 especímenes pertenecientes a 19 especies incluidas en 10 géneros, de las cuales 15 especies de siete géneros pertenecen a Scolytinae, tres especies de dos géneros a Platypodinae y una especie de un género a Bostrichidae. Las especies *Araptus tabogae* (Blackman) 1942, *Cnesinus* sp1 y *Xyleborus macer* Blandford 1898 fueron capturadas solo con este método. Los datos obtenidos con los dos métodos de captura mostraron para el borde una diversidad (1D) de 15,82 y para el interior 11,67, lo que indica que el borde es 1,36 más diverso que el interior.

En el borde del manglar se recolectaron con las trampas de alcohol 2915 individuos, pertenecientes a 37 especies de 19 géneros, de los cuales 29 especies de 12 géneros pertenecen a Scolytinae, cinco especies de cuatro géneros a Platypodinae y tres especies de tres géneros a Bostrichidae. Las trampas ubicadas a 1,5 m de altura capturaron la mayor abundancia con 1684 individuos y una riqueza de 30 especies, donde *X. volvulus*, *Xyleborus posticus* Eichhoff 1869, *Hypothenemus seriatus* (Eichhoff) e *Hypothenemus eruditus* Westwood 1836 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 60,93%. Las trampas ubicadas a 6 m de altura capturaron la mayor riqueza con 33 especies, donde *X. volvulus* y *H. seriatus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 37,55%. Las trampas ubicadas a 12 m capturaron la menor riqueza con 26 especies, donde *X. volvulus* e *H. eruditus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 29,53%.

En el interior del manglar se recolectaron 1596 individuos, pertenecientes a 31 especies de 16 géneros, de los cuales 23 especies de 10 géneros pertenecen a Scolytinae, cuatro especies de dos géneros a Platypodinae y cuatro especies de cuatro géneros a Bostrichidae. Las trampas ubicadas a 1,5 m de altura capturaron la mayor abundancia con 808 individuos y una riqueza de 25 especies, donde

X. volvulus e *H. seriatus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 70,17%. Las trampas ubicadas a 6 m de altura capturaron la mayor riqueza con 26 especies con una abundancia de 841 individuos, donde *X. volvulus* y *X. posticus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 32,43%. Las recolectas a 12 m registraron la menor abundancia con 307 individuos y una riqueza de 25 especies, donde *Cryptocarenum seriatus* Eggers 1933, *Microcorthylus minimus* Schedl 1950 e *H. eruditus* fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 37,47% (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de insectos capturados en el borde e interior del manglar en Tabasco, México.

	Borde				Interior			
	1,5 m	6 m	12 m	UV	1,5 m	6 m	12 m	UV
Scolytinae								
<i>Araptus tabogae</i> (Blackman) 1942	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Cnesinus</i> sp 1	0	0	0	1	0	0	0	5
<i>Cnesinus</i> sp 2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cnesinus squamosus</i> Wood 1968	0	4	12	0	0	1	1	0
<i>Coccotrypes rhizophorae</i> (Hopkins) 1915	5	1	1	0	0	0	0	0
<i>Coptoborus</i> sp 1	0	0	0	0	4	5	5	0
<i>Corthylocurus debilis</i> Wood 1974	0	15	20	0	0	0	0	0
<i>Corthylus consimilis</i> Wood 1974	1	1	19	0	3	3	3	0
<i>Corthylus flagellifer</i> Blandford 1904	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corthylus minutissimus</i> Schedl 1940	6	47	3	0	12	1	0	0
<i>Corthylus papulans</i> Eichhoff 1869	15	95	88	0	19	20	28	0
<i>Cryptocarenum diadematus</i> Eggers 1937	3	7	0	0	0	1	0	0
<i>Cryptocarenum heveae</i> (Hagedorn) 1912	2	1	0	0	0	3	1	0
<i>Cryptocarenum seriatus</i> Eggers 1933	34	11	21	1	3	27	43	0
<i>Hypothenemus areccae</i> (Hornung) 1842	0	3	0	0	4	0	0	0
<i>Hypothenemus birmanus</i> (Eichhoff) 1878	25	13	38	1	11	9	16	0
<i>Hypothenemus columbi</i> Hopkins 1915	3	1	3	0	1	0	0	0
<i>Hypothenemus crudiae</i> (Panzer) 1791	13	6	0	0	0	0	0	0
<i>Hypothenemus dolosus</i> Wood 1974	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Hypothenemus eruditus</i> Westwood 1836	192	109	79	7	150	39	34	4
<i>Hypothenemus interstitialis</i> (Hopkins) 1915	98	30	11	0	6	17	17	1

<i>Hypothenemus seriatus</i> (Eichhoff) 1872	227	142	25	0	135	33	23	2
<i>Monarthrus</i> sp 1	45	17	9	0	10	16	17	0
<i>Microcorthylus minimus</i> Schedl 1950	4	3	19	0	18	9	38	3
<i>Sampsonius dampfi</i> Schedl 1940	11	46	4	0	1	18	5	0
<i>Stegomerus mexicanus</i> Wood 1967	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Theoborus incultus</i> (Wood) 1975	0	0	0	0	3	0	4	4
<i>Xyleborinus gracilis</i> (Eichhoff) 1868	3	0	1	0	0	0	0	0
<i>Xyleborus affinis</i> Eichhoff 1868	91	12	0	17	40	26	1	9
<i>Xyleborus discretus</i> Eggers 1933	0	0	0	0	0	1	0	4
<i>Xyleborus ferrugineus</i> (Fabricius) 1801	48	12	32	9	45	19	3	23
<i>Xyleborus horridus</i> Eichhoff 1869	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Xyleborus macer</i> Blandford 1898	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Xyleborus posticus</i> Eichhoff 1869	263	98	8	19	270	71	21	26
<i>Xyleborus volvulus</i> (Fabricius) 1775	344	146	58	61	432	85	50	89
Platypodinae								
<i>Euplatypus compositus</i> (Say) 1824	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Euplatypus parallelus</i> (F.) 1801	71	22	1	18	13	25	0	4
<i>Euplatypus segnis</i> (Chapuis) 1865	86	40	8	9	37	36	9	3
<i>Megaplatypus discicollis</i> (Chapuis) 1865	14	7	0	0	0	0	0	0
<i>Teloplatypus excisus</i> (Chapuis) 1865	45	7	1	0	3	12	1	1
<i>Tesserocerus dewalquei</i> Chapuis 1865	6	0	0	0	0	0	0	0
Bostrichidae								
<i>Melalgus plicatus</i> (LeConte, 1874)	0	0	0	0	3	5	2	0
<i>Micrapate fusca</i> (Lesne, 1899)	1	2	2	0	0	0	2	0
<i>Tetrapiocera longicornis</i> (Olivier, 1795)	15	14	15	0	7	13	13	1
<i>Xylomeira tridens</i> (Fabricius, 1792)	12	4	3	0	1	4	14	0
Totales	1684	920	482	149	1231	499	352	179

De acuerdo al índice de diversidad (1D) en el borde e interior del manglar la máxima diversidad se obtuvo a 6 m y la mínima a 1,5 m (Tabla 2). En el borde los análisis de similitud entre las comunidades mostraron que el 86% de las especies registradas a 1,5 m se comparten a 6 y 12 m. En el interior el 86% de las especies registradas a 6 m se comparten a 1,5 y 12 m (Tabla 3).

Tabla 2. Diversidad de insectos capturados a diferentes alturas en el borde e interior de un manglar de Tabasco, México.

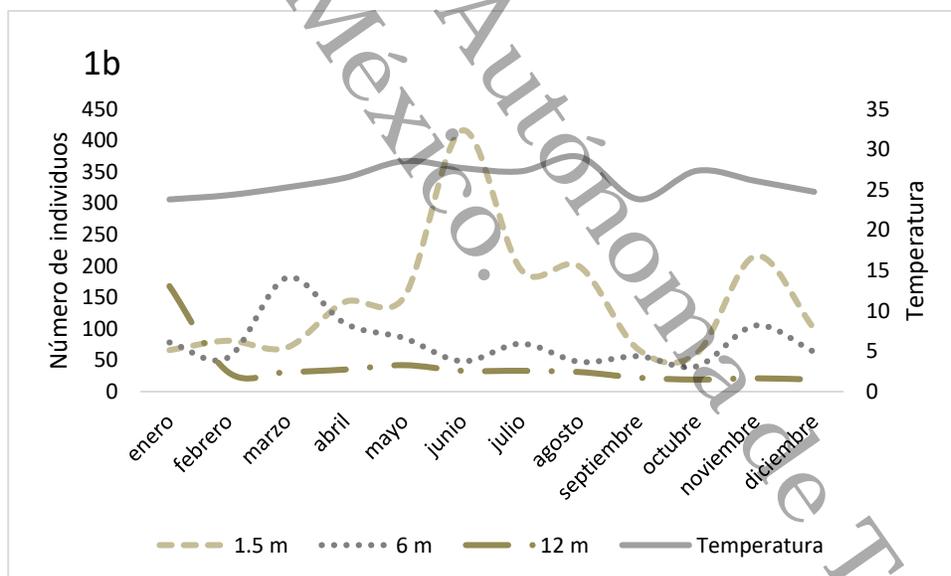
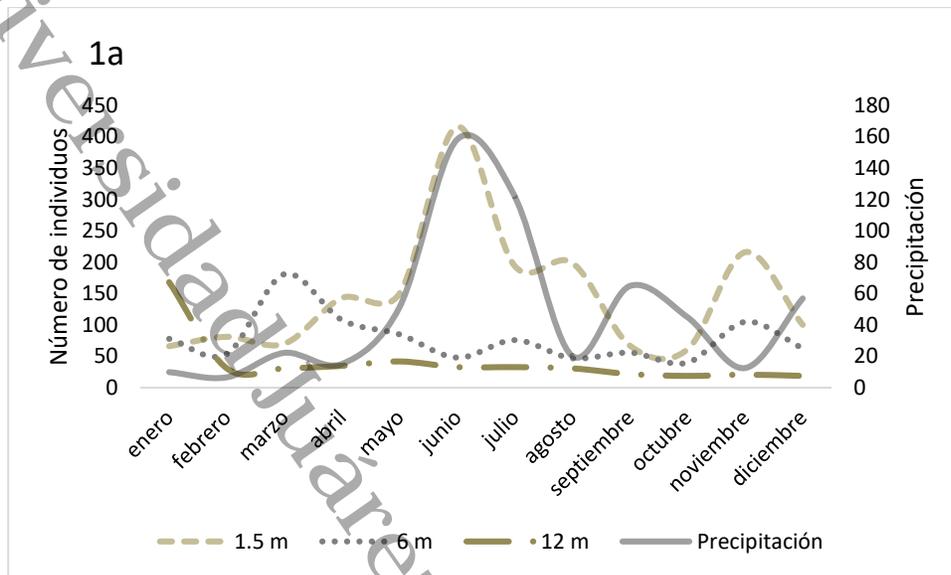
	Riqueza	Diversidad (1D)	Equitatividad	Chao 1
Borde 1,5 m	30	11,98	0,73	35,00
Borde 6 m	33	14,50	0,76	37,99
Borde 12 m	26	12,77	0,78	30,99
Interior 1,5 m	25	6,72	0,59	28,00
Interior 6 m	26	16,65	0,85	29,99
Interior 12 m	25	15,25	0,84	28,32

Tabla 3. Especies compartidas (*) y valores de similitud entre sitios y alturas de captura.

	Borde 1,5 m	Borde 6 m	Borde 12 m	Interior 1,5 m	Interior 6 m	Interior 12 m
Borde 1,5 m	-	0,86	0,86	0,76	0,79	0,76
Borde 6 m	27*	-	0,81	0,80	0,82	0,75
Borde 12 m	25*	24*	-	0,82	0,79	0,75
Interior 1,5 m	21*	24*	21*	-	0,86	0,84
Interior 6 m	22*	25*	21*	22*	-	0,86
Interior 12 m	22*	22*	19*	21*	22*	-

La fluctuación de la comunidad en el borde presentó notables diferencias en su abundancia durante el año de estudio, obteniendo su máximo pico en junio en las trampas ubicadas a 1,5 m de altura. En las recolectas realizadas a 6 m su máximo pico se presentó en marzo con un repunte en noviembre. Sin embargo, a los 12 m la mayor abundancia se registró en enero (Fig. 1a-c). En el interior del manglar la abundancia presentó sus máximos picos en enero, noviembre y diciembre a 1,5 m de altura. A los 6 m se registró la mayor abundancia en enero, marzo y abril, mientras que a los 12 m está se registró en julio (Fig. 2a-c). Al contrastar las fluctuaciones de las comunidades con las variables ambientales, se puede observar que el máximo pico reportado en el borde a 1,5 m y el mínimo valor

de abundancia a la misma altura en el interior coincide con el promedio de precipitación (158,20 mm) más elevado durante el estudio (Fig. 1a y 2a).



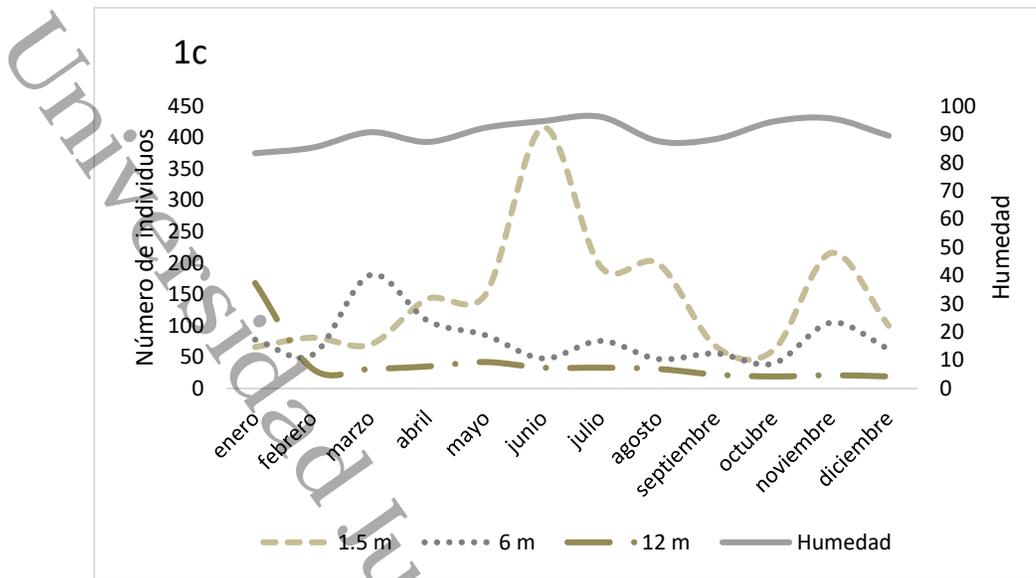
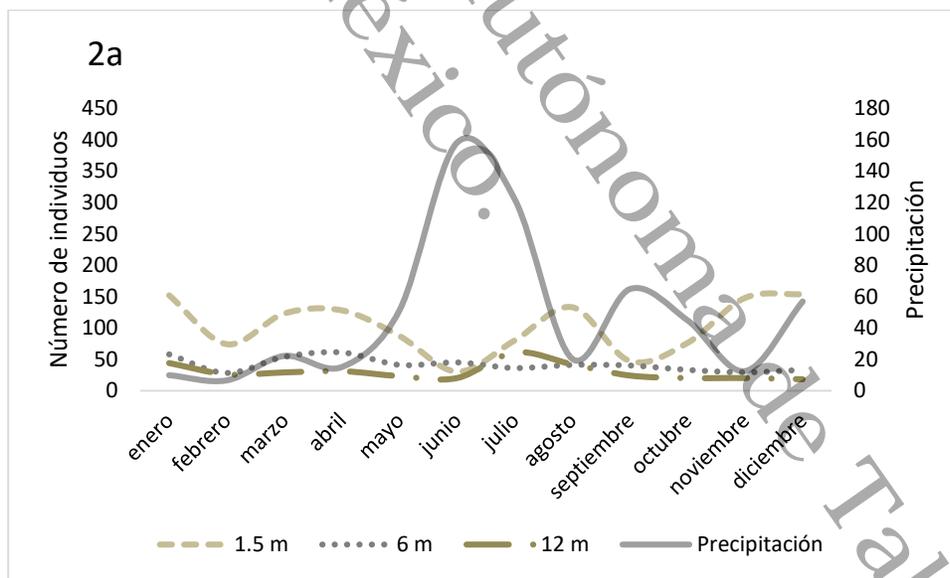


Figura 1a-1c. Fluctuación de la comunidad de insectos en el borde del manglar y variables ambientales.



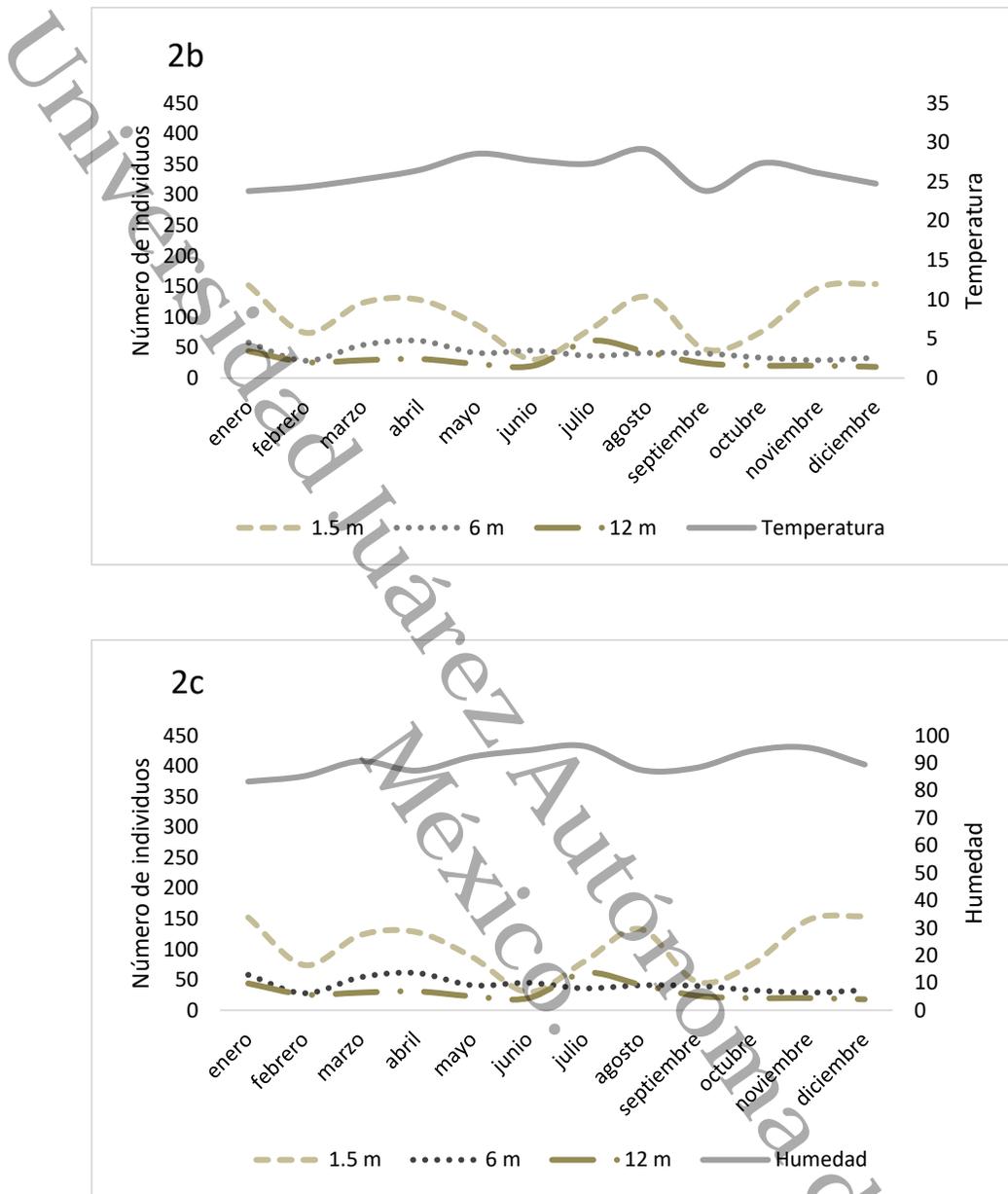


Figura 2a-2c. Fluctuación de la comunidad de insectos en el interior del manglar y variables ambientales.

Al determinar las diferencias estadísticas entre las alturas de vuelo evaluadas, se encontró que el borde presentó diferencias estadísticas en cuanto a su abundancia en diez de los doce meses de estudio. Así mismo, en el interior estas diferencias estadísticas se presentan en ocho de los doce meses. Al determinar las diferencias estadísticas en los valores de diversidad (1D), se identificó que estas se presentaron en el borde en abril, mayo, julio y agosto (Tabla 4), y para el interior estas diferencias se

registraron en junio, noviembre y diciembre (Tabla 5). El estimador de riqueza Chao 1 muestra que la completitud del muestreo en el borde fue del 85,71, 86,86 y 83,90% para 1,5, 6 y 12 m respectivamente. En el interior del manglar la completitud del muestreo fue de 89,29, 90,03 y 88,28% para 1,5, 6 y 12 m respectivamente.

Tabla 4. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el borde, entre cada altura de recolecta. Diferencias estadísticamente significativas (*).

	Borde	1,5 m – 6 m	1,5 m – 12 m	6 m – 12 m
Meses		Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p
e n e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 44,709$; P= 0,016*	-0,167; 0,438; -0,381; 0,922	-0,934; 0,380; -2,453; 0,037*	0,767; 0,359; 2,136; 0,081
	Diversidad GLM $\chi^2= 4,510$; P= 0,257	-0,230; 0,270; -0,853; 0,670	0,240; 0,304; 0,789; 0,710	-0,470; 0,290; -1,622; 0,236
f e b r e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 13,292$; P= 0,006*	0,405; 0,266; 1,521; 0,278	0,960; 0,320; 2,997; 0,007*	-0,555; 0,342; -1,623; 0,233
	Diversidad GLM $\chi^2= 5,583$; P= 0,157	0,279; 0,283; 0,985; 0,585	0,584; 0,311; 1,879; 0,144	-0,305; 0,328; -0,929; 0,621
m a r z o	Abundancia GLM $\chi^2= 136,920$; P= 0,039*	-0,950; 0,625; -1,519; 0,275	0,814; 0,958; 0,850; 0,665	-1,764; 0,863; -2,043; 0,048*
	Diversidad GLM $\chi^2= 6,361$; P= 0,090	0,318; 0,345; 0,921; 0,624	0,862; 0,411; 2,096; 0,089	-0,543; 0,433; -1,254; 0,419
a b r i l	Abundancia GLM $\chi^2= 57,565$; P= 0,010*	0,280; 0,360; 0,780; 0,710	1,407; 0,532; 2,643; 0,021*	-1,126; 0,549; -2,051; 0,096
	Diversidad GLM $\chi^2= 1,228$; P= <0,001*	0,360; 0,160; 2,254; 0,062	0,702; 0,178; 3,939; <0,001*	-0,341; 0,190; -1,791; 0,171
m a y o	Abundancia GLM $\chi^2= 48,546$; P= 0,014*	0,579; 0,379; 1,529; 0,273	1,273; 0,485; 2,621; 0,023*	-0,693; 0,525; -1,318; 0,380
	Diversidad GLM $\chi^2= 3,976$; P= 0,044*	0,206; 0,261; 0,790; 0,707	0,731; 0,307; 2,382; 0,044*	-0,525; 0,318; -1,650; 0,223
j u n i o	Abundancia GLM $\chi^2= 141,920$; P= <0,001*	2,159; 0,736; 2,931; 0,008*	2,534; 0,874; 2,900; 0,009*	-0,374; 1,092; -0,343; 0,934
	Diversidad GLM $\chi^2= 5,152$; P= 0,106	0,356; 0,272; 1,309; 0,389	0,594; 0,293; 2,030; 0,105	-0,238; 0,314; -0,758; 0,728
j u l i o	Abundancia GLM $\chi^2= 48,987$; P= <0,001*	0,937; 0,394; 2,373; 0,044*	1,771; 0,549; 3,223; 0,003*	-0,834; 0,608; -1,371; 0,348
	Diversidad GLM $\chi^2= 0,950$; P= <0,001*	-0,061; 0,122; -0,500; 0,871	0,531; 0,144; 3,682; <0,001*	-0,592; 0,142; -4,152; 0,001*
a g o	Abundancia GLM $\chi^2= 144,370$; P= 0,054	1,509; 0,844; 1,787; 0,169	1,766; 0,940; 1,879; 0,141	-0,257; 1,157; -0,223; 0,972

s t o	Diversidad GLM $\chi^2= 1,397$; P= 0,002*	0,022; 0,144; 0,159; 0,986	0,512; 0,166; 3,081; 0,005*	-0,489; 0,166; -2,930; 0,009*
s e p t i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 21,426$; P= 0,034*	0,1793; 0,352; 0,509; 0,865	1,113; 0,478; 2,328; 0,047*	-0,934; 0,489; -1,907; 0,133
	Diversidad GLM $\chi^2= 3,674$; P= 0,741	-0,193; 0,303; -0,636; 0,800	0,016; 0,319; 0,052; 0,998	-0,209; 0,304; -0,688; 0,770
o c t u b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 27,565$; P= 0,092	0,422; 0,449; 0,939; 0,612	1,166; 0,580; 2,010; 0,108	-0,744; 0,615; -1,209; 0,443
	Diversidad GLM $\chi^2= 1,888$; P= 0,090	-0,082; 0,213; -0,387; 0,921	0,409; 0,244; 1,678; 0,213	-0,492; 0,240; -2,049; 0,100
n o v i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 97,632$; P= 0,002*	0,721; 0,464; 1,554; 0,253	2,330; 0,891; 2,613; 0,022*	-1,609; 0,932; -1,726; 0,185
	Diversidad GLM $\chi^2= 2,129$; P= 0,206	0,241; 0,257; 0,940; 0,614	0,481; 0,275; 1,746; 0,188	-0,240; 0,289; -0,829; 0,685
d i c i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 21,545$; P= <0,001*	0,462; 0,297; 1,554; 0,258	1,660; 0,462; 3,591; <0,001*	-1,198; 0,483; -2,478; 0,033*
	Diversidad GLM $\chi^2= 0,724$; P= 0,495	0,132; 0,129; 1,022; 0,563	0,132; 0,129; 1,022; 0,563	0,000; 0,134; 0,000; 1,000

Tabla 5. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el Interior, entre cada altura de recolecta. Diferencias estadísticamente significativas (*).

	Interior	1,5 m – 6 m	1,5 m – 12 m	6 m – 12 m
Meses		Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p	Estimado; Error estándar; z; p
e n e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 57,082$; P= 0,015*	0,963; 0,466; 2,066; 0,095	1,239; 0,517; 2,397; 0,043*	-0,276; 0,603; -0,457; 0,889
	Diversidad GLM $\chi^2= 1,740$; P= 0,468	-0,163; 0,210; -0,776; 0,718	-0,251; 0,206; -1,215; 0,444	0,087; 0,197; 0,443; 0,897
f e b r e r o	Abundancia GLM $\chi^2= 17,528$; P= 0,004*	0,971; 0,381; 2,546; 0,029*	1,045; 0,392; 2,666; 0,020*	-0,074; 0,468; -0,158; 0,986
	Diversidad GLM $\chi^2= 6,229$; P= 0,789	0,237; 0,375; 0,633; 0,802	0,198; 0,371; 0,536; 0,854	0,038; 0,393; 0,098; 0,995
m a r z o	Abundancia GLM $\chi^2= 23,570$; P= <0,001*	0,823; 0,328; 2,510; 0,031*	1,444; 0,414; 3,484; 0,001*	-0,621; 0,462; -1,344; 0,365
	Diversidad GLM $\chi^2= 2,186$; P= 0,076	-0,001; 0,203; -0,003; 1,000	0,452; 0,230; 1,962; 0,121	-0,453; 0,230; -1,964; 0,121

a b r i l	Abundancia GLM $\chi^2= 47,597$; P= 0,004*	0,741; 0,419; 1,768; 0,175	1,633; 0,589; 2,772; 0,014*	-0,892; 0,639; -1,394; 0,337
	Diversidad GLM $\chi^2= 2,181$; P= 0,173	-0,237; 0,233; -1,017; 0,566	0,221; 0,262; 0,844; 0,675	-0,458; 0,249; -1,840; 0,156
m a y o	Abundancia GLM $\chi^2= 17,973$; P= <0,001*	0,752; 0,318; 2,363; 0,046*	1,330; 0,394; 3,376; 0,002*	-0,578; 0,437; -1,320; 0,379
	Diversidad GLM $\chi^2= 3,089$; P= 0,529	-0,302; 0,271; -1,115; 0,504	-0,135; 0,281; -0,480; 0,881	-0,167; 0,261; -0,640; 0,798
j u n i o	Abundancia GLM $\chi^2= 1,818$; P= <0,001*	-0,405; 0,130; -3,112; 0,005*	0,405; 0,159; 2,541; 0,029*	-0,810; 0,148; -5,459; <0,001*
	Diversidad GLM $\chi^2= 0,343$; P= <0,001*	-0,455; 0,091; -4,989; <0,001*	0,320; 0,110; 2,904; 0,010*	-0,775; 0,101; -7,655; <0,001*
j u l i o	Abundancia GLM $\chi^2= 17,412$; P= 0,057	0,798; 0,348; 2,292; 0,056	0,271; 0,295; 0,919; 0,626	0,527; 0,364; 1,445; 0,315
	Diversidad GLM $\chi^2= 3,525$; P= 0,518	0,183; 0,286; 0,640; 0,798	-0,133; 0,264; -0,504; 0,869	0,316; 0,278; 1,138; 0,490
a g o s t o	Abundancia GLM $\chi^2= 55,968$; P= 0,053	1,176; 0,552; 2,131; 0,082	1,152; 0,547; 2,107; 0,086	0,024; 0,678; 0,036; 0,999
	Diversidad GLM $\chi^2= 2,699$; P= 0,674	-0,029; 0,236; -0,124; 0,992	0,174; 0,249; 0,701; 0,763	-0,204; 0,247; -0,825; 0,688
s e p t i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 31,429$; P= 0,469	0,161; 0,493; 0,327; 0,942	0,672; 0,575; 1,168; 0,471	-0,510; 0,592; -0,863; 0,662
	Diversidad GLM $\chi^2= 3,468$; P= 0,755	-0,196; 0,278; -0,705; 0,760	-0,042; 0,288; -0,148; 0,988	-0,153; 0,274; -0,558; 0,842
o c t u b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 37,576$; P= 0,055	0,834; 0,536; 1,554; 0,261	1,335; 0,647; 2,062; 0,095	-0,500; 0,729; -0,686; 0,768
	Diversidad GLM $\chi^2= 4,372$; P= 0,395	-0,209; 0,299; -0,697; 0,765	0,220; 0,333; 0,660; 0,786	-0,429; 0,319; -1,344; 0,370
n o v i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 11,092$; P= <0,001*	1,629; 0,275; 5,925; <0,001*	2,001; 0,322; 6,202; <0,001*	-0,371; 0,393; -0,944; 0,605
	Diversidad GLM $\chi^2= 1,379$; P= 0,005*	0,264; 0,209; 1,264; 0,414	0,752; 0,244; 3,085; 0,005*	-0,488; 0,255; -1,910; 0,134
d i c i e m b r e	Abundancia GLM $\chi^2= 33,497$; P= <0,001*	1,540; 0,422; 3,646; <0,001*	2,146; 0,548; 3,913; <0,001*	-0,606; 0,645; -0,939; 0,607
	Diversidad GLM $\chi^2= 0,936$; P= 0,010*	-0,199; 0,145; -1,376; 0,353	0,268; 0,163; 1,644; 0,226	-0,468; 0,156; -2,984; 0,008*

Discusión

La riqueza de especies de los géneros *Hypothenemus* y *Xyleborus* en nuestro estudio es similar a lo descrito por Gerónimo-Torres *et al.* (2015) en manglares de Tabasco, así como, lo reportado en estudios realizados en otros ecosistemas del estado (Pérez-De la Cruz *et al.* 2009b, 2015, 2016). Estos géneros presentan una amplia distribución y mayor riqueza de especies en las regiones tropicales, ya que poseen una alta tasa reproductiva lo que hace abundante a sus poblaciones (Atkinson y Equihua 1986, Pérez-De la Cruz *et al.* 2009a, 2009b). La especie *X. volvulus* fue la más abundante durante el muestreo, dato similar a lo descrito por Gerónimo-Torres *et al.* en el 2015, así como lo registrado por Pérez-De la Cruz *et al.* (2015) y Gerónimo-Torres *et al.* (2019) en selvas de Tabasco. En México, *X. volvulus*, ha sido registrada en 20 estados de la república y sobre 122 especies hospederas (Wood 1982), siendo la más importante *Erythrina americana* Miller, un árbol de sombra en el cultivo de cacao, (Baños-Juárez *et al.* 2012). Se ha registrado que esta especie de escolítido ha causado la muerte de árboles sanos (Cibrian-Tovar *et al.* 1995), convirtiéndola en una especie de interés forestal. La diferencia encontrada en relación a la diversidad entre el borde e interior del manglar, está influenciada por una mayor variedad de plantas hospederas en el borde, donde se pueden identificar aledañosamente la presencia de especies vegetales principalmente de las familias Burseraceae, Fabaceae, Arecaceae y Anacardiaceae, lo que proporciona mayor variedad de recursos alimenticios y lugares de desarrollo, atributos importantes para una mayor diversificación y éxito reproductivo de estos organismos (Menendez *et al.* 2007).

La fluctuación de la comunidad de barrenadores mostró comportamientos diferentes entre el borde e interior del manglar, principalmente en las capturas a 1,5 m de altura, registrando a junio como el mes con mayor abundancia en el borde, datos que difieren de lo reportado por Pérez-De La Cruz *et al.* (2009b, 2015) quienes mencionan que las mejores condiciones para el aumento de la abundancia de estos barrenadores es a inicio y final de año, lo cual coincide con lo registrado en nuestro estudio en el interior del manglar. Dorval y Peres-Filho (2001) reportan que la abundancia de escolítidos se incrementa en el período de sequía y se reduce durante el período de lluvia. Así mismo, Marini *et al.* (2013) y Stadelmann *et al.* (2013) mencionan que altos niveles de precipitación puede llegar a afectar la dinámica poblacional de estos escarabajos al impedir la dispersión de los adultos a un nuevo hospedero. Sin embargo, el aumento de la abundancia de barrenadores en el borde del manglar se presentó en el mes que se registró el mayor promedio de precipitación, Este comportamiento en la

abundancia podría ser atribuido a la estructura del manglar, debido a que presenta árboles de mayor talla y altura en el borde lo que puede estar brindando protección a estos insectos.

Los resultados obtenidos en la abundancia de barrenadores a las tres alturas de vuelo evaluadas son similares a lo registrado por Aikens *et al.* (2013) en un bosque templado, donde mencionan que el sotobosque contiene una mayor densidad de insectos, en el cual destacan grupos como Curculionidae, Chrysomelidae, Scirtidae, Lampyridae y Coccinellidae. Del mismo modo, Vega-Badillo *et al.* (2018) en un bosque tropical subcaducifolio colocan a las familias Curculionidae y Bostrichidae dentro de las más abundantes en el sotobosque. Sin embargo, los mayores valores de diversidad en nuestro estudio se registraron a 6 m de altura, lo que difiere de lo descrito por varios autores en ecosistemas tropicales y templados, los cuales ponen de manifiesto que el dosel es el estrato donde se encuentra una fuente importante de insectos, independientemente del taxón estudiado (Novotny y Basset 2005, Fermon *et al.* 2005, Dial *et al.* 2006, Roisin *et al.* 2006).

Se registraron especies que solo fueron capturadas a una sola altura. En el borde *Corthylus flagellifer* Blandford 1904 y *Tesserocerus dewalquei* Chapuis 1865 solo se capturaron a 1,5 m, *Hypothenemus areccae* (Hornung) 1842, *Hypothenemus dolosus* Wood 1974, *Stegomerus mexicanus* Wood 1967 y *Xyleborus horridus* Eichhoff 1869 a 6 m; y *Cnesinus* sp 2 a 12 m. En el interior las especies fueron *H. areccae* e *Hypothenemus columbi* Hopkins 1915 a 1,5 m; *Cryptocarenum diadematus* Eggers 1937 y *Xyleborus discretus* Eggers 1933 a 6 m; y *Euplatypus compositus* (Say) 1824 y *Micrapate fusca* (Lesne 1899) a 12 m. Son pocos los estudios sobre las alturas de vuelo de este grupo de insectos, a pesar de ello, se han reportado una alta abundancia de *Xyleborus affinis* Eichhoff 1868 y *Premnobius cavipennis* Eichhoff 1878 por debajo de los 2 m, así como la preferencia de los géneros *Ips* y *Dendroctonus* a alturas no mayores de 10 m y *Cryptocarenum heveae* (Hagedorn) 1912 por encima de este (Gara y Vité 1962, Forsse y Solbreck 1985, Duelli *et al.* 1986, Byers *et al.* 1989, Abreu *et al.* (1997).

Las diferencias estadísticas en relación a la abundancia y diversidades encontradas entre las tres alturas de borde e interior del manglar, confirma que el tiempo es factor importante en la variabilidad de la distribución vertical (Vega-Badillo *et al.* 2018), ya que los cambios estacionales tienen implicaciones significativas en dicha distribución al regular principalmente la disponibilidad de luz, temperatura, precipitación y exposición al viento (Basset *et al.* 2003, Vulinec *et al.* 2007, Gossner 2009, Heepe *et al.* 2016). Al igual que nuestros resultados, Rodríguez y Barrios (2017) al estudiar la

distribución vertical y temporal de Platypodinae en un bosque tropical identificaron diferencias estadísticamente significativas entre el sotobosque y el dosel en diferentes meses del año. Los cambios en las condiciones climáticas presentes en un manglar pueden ser muy drásticos, al aumentar o disminuir el nivel del agua en el transcurso del día, por épocas del año o al presentar estos altos niveles de agua por tiempos prolongados (Rico-Gray y Palacios-Ríos 1996). Así mismo, el estrés de los árboles producto del aumento o disminución de la salinidad y concentración de taninos (Delgado y Jiménez 1992, Rico-Gray y Palacios-Ríos 1996, Kausrud *et al.* 2012) podría explicar las diferencias en la composición de especies entre las alturas evaluadas en el transcurso del año.

Participación de los autores

JCGT concepción, diseño de muestreo, trabajo de campo, identificación taxonómica, análisis de datos y escritura del documento; MPDC concepción, diseño de muestreo, identificación taxonómica y revisión del documento; ADCP diseño de muestreo y revisión del documento; LAR análisis de datos y revisión del documento; CMBR concepción y revisión del documento.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada al primer autor para cursar el Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México. A Josué García León y Guillermo Domínguez Reyes por su valioso aporte en la realización del presente estudio.

Literatura citada

Abreu RL, Fonseca CR, Marques EN. 1997. Análise das principais espécies de Scolytidae coletadas em floresta primária no estado do Amazonas. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil, 26(3):527-535. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s0301-80591997000300016>

Aikens KR, Timms LL, Buddle CM. 2013. Vertical heterogeneity in predation pressure in a temperate forest canopy. PeerJ. 1:e138. doi 10.7717/peerj.138

Atkinson TH, Equihua MA. 1986. Biology of bark and ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytidae and Platypodidae) of a tropical rain forest in southeastern Mexico with an annotated checklist of

species. *Annals of the Entomological Society of America*, 79:414-423. doi: <https://doi.org/10.1093/aesa/79.3.414>

- Bahillo P, López-Colón PJI, Baena M. 2007.** Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna ibero-baleár (Coleoptera). *Heteropterus|Gipuzkoako Entomologia*, 7(2):147-227.
- Ballina-Gómez HS, Iriarte-Vivar S, Orellana R, Santiago LS. 2008.** Crecimiento, supervivencia y herbivoría de plántulas de *Brosimum alicastrum* (Moraceae), una especie del sotobosque neotropical. *Revista de Biología Tropical*, 56(4):2055-2067. doi: 10.15517 / rbt.v56i4.5779
- Baños-Juárez A, Pérez-De la Cruz M, Sánchez-Soto S, Capello-García S. 2012.** Fluctuación poblacional de *Xyleborus volvulus* (F.) (Coleoptera: Curculionidae) en localidades de Tabasco, México. *Acta zoológica mexicana (Nueva serie)*, 28:540-549. doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2012.283857>
- Binda F, Joly LJ. 1991.** Los Bostrichidae (Coleoptera) de Venezuela. *Boletín de entomología venezolana*, 62:83-133.
- Byers JA. 1989.** Chemical ecology of bark beetles. *Experientia*. 45(3):271-283. doi: 10.1007/bf01951813
- Cannicci S, Burrows D, Fratini S, Smith TJ, Offenbergh J, Dahdouh-Guebas F. 2008.** Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2):186-200.
- Castaño-Meneses G. 2012.** Primeros registros de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en suelos de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) en Xcalak, Quintana Roo, México, *Dugesiana*. 19(2):113-116.
- Cibrián-Tovar D, Montiel M, Bolaños C, Lara F. 1995.** Insectos forestales de México. México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Delgado P, Jiménez JA. 1992.** Efectos de la salinidad en la concentración de taninos hidrosolubles en *Pelliciera rhizophorae* y en *Rhizophora mangle*. *Brenesia*. 38:115-122.

- Dial RJ, Ellwood MDF, Turner EC, Foster WA. 2006.** Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean Lowland Tropical Rain Forest. *Biotropica*. 38:643–652. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00181.x>
- Dorval A, Peres-Filho O. 2001.** Levantamento e flutuação populacional de coleópteros em vegetação do cerrado da baixada Cuiabana, MT. *Ciência Florestal*, 11(2):171-182. doi: <http://dx.doi.org/10.5902/198050981665>
- Duelli VP, Studer M, Näf W. 1986.** Der Borkenkäferflug ausserhalb des Waldes. *Journal of Applied Entomology*, 102:139–148.
- Erbilgin N, Raffa KF. 2003.** Spatial analysis of forest gaps resulting from bark beetle colonization of red pines experiencing belowground herbivory and infection. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3):145–153. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00317-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00317-1)
- Fermon H, Waltert M, Vane-Wright RI, Mühlenberg M. 2005.** Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 14(2):333–350. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-5354-9>
- Fisher WS. 1950.** A revision of the North American species of beetles belonging to the family Bostrichidae. United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication. Washington D. C.
- Forsse E, Solbreck CH. 1985.** Migration in the bark beetle *Ips typographus* L.: duration, timing and height of flight. *Journal of Applied Entomology*, 100(15):47-57. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1985.tb02756.x>
- Fox J, Bouchet-Valat M, Andronic L, Ash M, Boye T, Calza S. 2013.** Package ‘rcmdr’, version 2.0-2. En R Commander. <http://www.r-project.org>
- Gara RI, Vité JP. 1962.** Studies on the flight patterns of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) in second growth Ponderosa Pine forests. Boyce Thompson Institute for Plant Research. 21(5):275-89.
- Gerónimo-Torres JDC, Pérez-De la Cruz M, Arias-Rodríguez L, De la Cruz-Pérez A, Burelo-Ramos CM. 2019.** Diversidad y fluctuación de la comunidad de escarabajos descortezadores

y barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) asociados a una selva en Tabasco, México. *Revista chilena de entomología*, 45(1).

Gerónimo-Torres JDC, Pérez-De La Cruz M, De La Cruz-Pérez A, Torres-De La Cruz M. 2015. Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a manglares de Tabasco, México. *Revista colombiana de entomología*, 41(2):257.

Hogarth P. 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses* (First edition). Oxford, RU: Oxford University Press.

Jones DT, Eggleton P. 2000. Sampling termite assemblages in tropical forests: testing a rapid biodiversity assessment protocol. *Journal of Applied Ecology*, 37(1):191-203. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00464.x>

Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113:363-375. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*. 88:2427-2439. doi: <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>

Kausrud K, Økland B, Skarpaas O, Grégoire JC, Erbilgin N, Stenseth NC. 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews*, 87:34-51. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00183.x>

López KR, Reyes AO, Giraldo LEU, Tabarez MR. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Revista de Ciencias*. 22(2):111-127. doi: <https://doi.org/10.25100/rc.v22i2.7925>

Magurran AE. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedra. Barcelona, España.

Marini L, Lindelöw A, Jönsson AM, Wulff S, Schroeder ML. 2013. Population dynamics of the spruce bark beetle: a long-term study. *Oikos*. 122:1768-1776. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00431.x>

- Menendez R, Gonzalez-Megias A, Collingham Y, Fox R, Roy DB, Ohlemuller R, Thomas CD. 2007.** Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*. 88:605-611. doi: <https://doi.org/10.1890/06-0539>
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011.** Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:1249-1261. doi: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Moreno CE. 2001.** Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, Green P, Haywood M, Kirton LG, Menecke JO, Pawlik J, Penrose HM, Sasekumar A, Somerfield PJ. 2008.** The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89(2):155-185. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.007.
- Ng PKL, Sivasothi N. 2002.** A Guide to the Mangroves of Singapore. Raffles Museum of Biodiversity Research, second ed. National University of Singapore and Singapore Science Centre, Singapore.
- Novotny V, Basset Y. 2005.** Host specificity of insect herbivores in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society*, 272(1568):1083-1090. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3023>
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Sánchez-Soto S, García- López E. 2009b.** Diversidad, fluctuación poblacional y plantas huésped de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae) asociados con el agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80:779-791.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua MA, Romero-Nápoles J, Valdez CJM, De la Cruz- Pérez A. 2009a.** Claves para la identificación de escolitinos (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) asociados al agroecosistema cacao en el sur de México. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. 10(1):14-29.

- Pérez-De la Cruz M, Hernández-May MA, De la Cruz-Pérez A, Sánchez-Soto S. 2016** Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) de dos áreas de conservación en Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(1):335-342. doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i1.15931>
- Pérez-De la Cruz M, Valdez CJM, Romero-Nápoles J, Equihua MA, Sánchez-Soto S, De la Cruz -Pérez A. 2011.** Fluctuación poblacional, plantas huéspedes, distribución y clave para la identificación de Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados al agroecosistema cacao en Tabasco. México. *Acta zoológica mexicana (Nueva serie)*, 27(1):129-143. doi: [10.21829/azm.2011.271740](https://doi.org/10.21829/azm.2011.271740)
- Pérez-De La Cruz M, Zavaleta-Bastar PG, De La Cruz-Pérez A. 2015.** Aproximación al Conocimiento de la diversidad de Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a selvas de Tabasco, México. *Entomotropica*. 30(20): 201-211.
- Rico-Gray V, Palacios-Ríos M. 1996.** Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. *Acta botánica Mexicana*, 34:53-61. doi: <https://doi.org/10.21829/abm34.1996.950>
- Rodgers HL, Brakke MP, Ewel JJ. 1995.** Shoot damage effects on starch reserves of *Cedrela odorata*. *Biotropica*. 27:71-77. doi: [10.2307 / 2388904](https://doi.org/10.2307/2388904)
- Rodríguez R, Barrios H. 2017.** Diversidad, distribución vertical y temporal de los escarabajos ambrosiales Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) en la isla barro colorado, Panamá. *Scientia*. 27(2):69-85.
- Rodríguez-Zúñiga MT, Troche-Souza C, Vázquez-Lule AD, Márquez-Mendoza JD, VázquezBalderas B, Valderrama-Landeros L, Velázquez-Salazar S, Cruz-López MI, Ressler R, UribeMartínez A, Cerdeira-Estrada S, Acosta-Velázquez J, Díaz-Gallegos J, Jiménez-Rosenberg R, Fueyo-Mac Donald L, Galindo-Leal C. 2013.** Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. doi: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.111178>
- Roisin Y, Dejean A, Corbara B, Orivel J, Samaniego M, Leponce M. 2006.** Vertical stratification of the termite assemblage in a neotropical rainforest. *Oecologia*. 149:301-311. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0449-5>

- Romero SL, Ochoa PR, Bilbao JCI, Lafuente AG. 2007.** Los escolítidos de las coníferas del País Vasco. Guía práctica para su identificación y control. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. España.
- Saldaña-Vázquez RA, Sosa VJ, Hernández-Montero JR, López-Barrera F. 2010.** Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 19:2111-2124. doi: 10.1007/s10531-010-9829-6
- Schowalter TD. 2000a.** Insects as regulators of ecosystem development. In: Coleman, DC and Hendrix, PF (eds), *Invertebrates as webmasters in ecosystems*. CABI Publishing, 99–114 pp.
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger A. 2013.** A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations by the European spruce bark beetle. *Ecography*. 36:1208-1217. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00177.x>
- Tuomisto H. 2010.** A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*. 164:853-860. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0>
- Tuomisto H. 2011.** Commentar y: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia*. 167:903-911. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2128-4>
- Vega-Badillo V, Zaragoza-Caballero S, Moreno C, Trejo I. 2018.** Distribución vertical de Coleoptera (Insecta) en un bosque tropical subcaducifolio en Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(3):836-846. doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2215>
- Whitham TG, Mopper S. 1985.** Chronic herbivory: impacts on architecture and sex expression of pinyon pine. *Science*. 228:1089–1091. doi: 10.1126/ciencia.228.4703.1089
- Wood SL. 1982.** The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist Memoirs*. 6:1-1327.
- Wood SL. 1986.** A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Naturalist Memoirs*. 10:1-126.

Conclusiones

El presente estudio es el primero en analizar la diversidad y distribución vertical de coleópteros barrenadores en México, donde se describe la comunidad asociada al borde e interior de una selva y un manglar del estado de Tabasco, en el cual se capturaron un total de 14 048 individuos, de los cuales 8 552 corresponden a selva y 5 496 a manglar. La selva fue el ecosistema con la mayor riqueza registrada con 73 especies, donde se determinó el interior de la selva como el sitio más diversificado con 69 especies, contrastando con el borde donde se registraron 60 especies. Por su parte, en el manglar se registró una riqueza de 45 especies, donde se determinó al borde como el sitio con mayor riqueza con 40 especies y el interior con 32.

Las diferencias encontradas en los valores de riqueza y abundancia entre la selva y el manglar, se debe a una mayor diversidad vegetal presente en la selva. En estos dos ecosistemas se posiciona la subfamilia Scolytinae como la más diversa y abundante. Así mismo, la mayor riqueza de especies registrada por los géneros *Xyleborus* e *Hypothenemus* se debe a que estos grupos presentan un mayor número de especies en las regiones tropicales, las cuales son de amplia distribución y una prominente tasa reproductiva. De acuerdo a los índices de diversidad, el interior de la selva fue más diverso que el borde, lo que difiere de los datos obtenidos en el manglar, donde el mayor valor de diversidad se obtuvo en el borde, estas diferencias están influenciadas por la diversidad del entorno y recursos alimenticios disponibles en cada ecosistema. La fluctuación de la comunidad de barrenadores presentó diferentes comportamientos en la abundancia, registrando mayor variabilidad en el borde de ambos ecosistemas. Factores ambientales como el viento, radiación solar y precipitación pueden influir directa o indirectamente en el número de individuos de la comunidad, diversos autores colocan a la precipitación como el factor más importante, el cual imposibilita el vuelo y colonización de nuevos hospederos por parte de estos insectos.

En cuanto a los valores de diversidad en cada uno de los estratos verticales, tanto en el borde e interior de la selva se obtuvo la máxima diversidad a 1.5 m, lo que difiere a lo registrado en el manglar donde ésta se registró a 6 m. Sin embargo, la mayor abundancia tanto en el borde e interior de ambos ecosistemas se presentó a 1.5 m. Las capturas de especies con registros en solo uno de los estratos evaluados en selva y manglar respectivamente, están influenciadas por la edad y tamaño de los árboles hospederos, en los cuales eligen el estrato vertical que les brinde la temperatura y humedad adecuada para su desarrollo. Las diferencias estadísticas en cuanto a la diversidad y abundancia entre los meses

de estudio en ambos ecosistemas, es resultado de la variabilidad de condiciones ambientales a través del gradiente vertical, siendo manglar el ecosistema con mayores diferencias estadísticas entre los estratos evaluados durante el muestreo.

Con base en los registros obtenidos, se corroboró que las trampas de luz UV son un método de captura complementario para obtener la mayor riqueza de especies, con la cual se capturaron especies que no fueron registradas con las trampas cebadas con alcohol etílico. Se identificaron las diferencias en la composición de especies a través de los gradientes verticales, la cual varía de acuerdo a la época del año y las variables climáticas presentes en los sitios de estudio. Sin embargo, es importante continuar con los estudios ecológicos de estos insectos por tiempos prolongados para conocer la tendencia estacional y la dinámica de la comunidad a través de los gradientes verticales, así como comprender la interacción de estos insectos en la salud de los ecosistemas, generando información para el desarrollo e implementación de programas de manejo fitosanitario, con la finalidad de matener la viabilidad y salud de los mismos.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.