

# 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<sup>1\*</sup>, Manuel Pérez-de La Cruz<sup>1</sup>, Aracely de La Cruz-Pérez<sup>1</sup>, Lenin Arias-Rodríguez<sup>1</sup>, Carlos Manuel Burelo-Ramos<sup>1</sup>

- Recibido: 20/ene/2020
- Aceptado: 22/sep/2020
- Publicación en línea: 23/sep/2020

**Citación:** Gerónimo-Torres JC, Pérez-De La Cruz M, De La Cruz-Pérez A, Arias-Rodríguez L, Burelo-Ramos CM. 2021. Diversidad y distribución vertical de escarabajos barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) en un manglar en Tabasco, México. *Caldasia* 43(1):172-185. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.84499>.

### ABSTRACT

Diversity, and for the first time, the vertical distribution of borer insects (Scolytinae, Platypodinae, and Bostrichidae) are described as associated with the edge and inside of a mangrove. To determine the diversity in these sites, insects were captured with interception traps baited with 70 % ethyl alcohol and using ultraviolet light as an attractant. To analyze the vertical distribution, traps baited with ethyl alcohol were placed at 1.5 m, 6 m, and 12 m in height. According to the diversity index ('D'), the border was 1.36 more diverse than the inside with 15.82 and 11.67 respectively. 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. At the edge, ten of the twelve months presented statistically significant differences in their abundance and for the inside, these differences were presented in eight of the twelve months. Regarding diversity ('D'), at the edge, these statistical differences occur in April, May, July, and August, while in the inside in June, November, and December. The differences described may be related to the variability in the environmental conditions of the mangrove, which produces changes in the structure and composition of the insect communities.

**Keywords.** Beetles, borers, distribution, diversity, vertical

<sup>1</sup> División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5. C.P. 86039, Tabasco, México. [jc.geronimo89@hotmail.com](mailto:jc.geronimo89@hotmail.com)\*, [perezmandoc@hotmail.com](mailto:perezmandoc@hotmail.com), [arace\\_lycp@hotmail.com](mailto:arace_lycp@hotmail.com), [leninariasrodriguez@hotmail.com](mailto:leninariasrodriguez@hotmail.com), [burelocm@hotmail.com](mailto:burelocm@hotmail.com).

\* Autor de correspondencia



## RESUMEN

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 estos espacios, se capturaron insectos con trampas de intercepción cebadas con alcohol etílico al 70 % y mediante una luz ultravioleta como atrayente. Con la finalidad de analizar la distribución vertical, se colocaron trampas cebadas con alcohol etílico a 1,5 m, 6 m y 12 m de altura. De acuerdo con el índice de diversidad ( $^{\circ}D$ ) el borde fue 1,36 más diverso que el interior con 15,82 y 11,67 respectivamente. 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. En el borde, diez de los doce meses presentaron diferencias significativas en su abundancia y para el interior estas diferencias se presentaron en ocho de los doce meses. En cuanto a la diversidad ( $^{\circ}D$ ), en el borde estas diferencias estadísticas se presentaron en abril, mayo, julio y agosto, mientras que en el interior en junio, noviembre y diciembre. Tales diferencias pueden estar relacionadas con 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

## 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 2012), desde barrenadores, defoliadores y detritívoros, hasta 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 2000, 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, Ortiz-Reyes *et al.* 2018), mismos que juegan un papel fundamental en el ciclo de los nutrientes, ya que están relacionados con la descomposición de materia orgánica 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), entre los cuales sobresalen los escolítidos,

platipódidos y bostríquidos, que en su gran mayoría son especies secundarias, que 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 y capaces de causar la muerte de árboles sanos y vigorosos (Ng y Sivasothi 2002, López-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, de agosto de 2016 a julio de 2017. En este trabajo se hizo una caracterización cualitativa y general de la vegetación resultando en lo siguiente: 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 promedio de 1,3 m<sup>2</sup>/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 es muy abundante *L. racemosa*, con algunas especies vegetales acompañantes 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 trampas de luz ultravioleta. Se seleccionaron seis puntos de muestreo; tres ubicados en el borde del manglar, separados a 50 m 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 1,5 m, 6 m y 12 m de altura. Las trampas de alcohol utilizadas consistieron en un embudo de plástico, en cuyo extremo inferior hay 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 al 70 % como material atrayente. La recolección de los insectos atraídos en cada una de las trampas se realizó quincenalmente durante todo el año. Las trampas de luz ultravioleta fueron similares a las de alcohol, el material atrayente fue sustituido por una fuente de luz ultravioleta proporcionada por una lámpara STEREN modelo: SEG-045 de 6 watts, las cuales fueron colocadas una vez al mes a una altura de 1,5 m 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 las claves taxonómicas de Fisher (1950), Wood (1982, 1986), Binda y Joly (1991), Bahillo *et al.* (2007), Pérez-De la Cruz *et al.* (2011) y se hicieron comparaciones con material depositado en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

### Análisis de datos

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). Para comparar la diversidad de insectos

del borde y del interior del manglar se tomaron en cuenta los tipos de trampas, utilizando el programa EstimateS 9.1.0, donde se calculó el índice de diversidad verdadera de orden 1 (<sup>1</sup>D) (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010, 2011, Moreno *et al.* 2011). La riqueza y abundancia de los insectos recolectados mensualmente por las trampas de alcohol en cada una de las alturas se compararon gráficamente con la precipitación, temperatura y humedad promedio del área de estudio. La información meteorológica proviene de la estación de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (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 de las trampas de alcohol con los cuales se calculó el índice de diversidad de orden 1 (<sup>1</sup>D), (Jost 2006, 2007, Tuomisto 2010, 2011, Moreno *et al.* 2011). Posteriormente, se compararon los valores de diversidad y la abundancia mensual registrada, mediante modelos lineales generalizados y un análisis post-hoc  $\chi^2$  para coeficientes estandarizados (Saldaña-Vázquez *et al.* 2010), usando el software R versión 3.0.2 (The R Core Team c2018) y el paquete Rcmdr versión 2.0-2 (Fox *et al.* c2013). Finalmente, Para analizar la equitatividad de la comunidad entre las alturas se utilizó el índice de Pielou y para la similitud el índice de Sorensen (Magurran 1989, 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 quince géneros, en tanto que de Platypodinae se recolectaron seis especies de cuatro géneros y de Bostrichidae cuatro especies de cuatro géneros. Los géneros con mayor riqueza de especies fueron *Hypothenemus* con ocho y *Xyleborus* con siete. La especie que registró mayor abundancia fue *Xyleborus volvulus* (Fabricius, 1775) con 1265 individuos, representando el 23,02 % de la recolección total. Para las capturas con trampas de alcohol, se registraron 5168 especímenes pertenecientes a 42 especies de 21 géneros: La subfamilia Scolytinae presentó los mayores registros con 32 especies de trece géneros, seguidos de Platypodinae con seis especies de cuatro géneros y de Bostrichidae con cuatro especies de cuatro géneros. En las trampas de luz se capturaron 328 especímenes pertenecientes a 19 especies de diez géneros, de las cuales quince 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.

El estimador de riqueza Chao 1 muestra que la completitud del muestreo en el borde fue de 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. El borde tiene una diversidad mayor (°D), de 15,82, frente al interior con 11,67. En el borde del manglar con las trampas de alcohol se recolectaron 2915 individuos, pertenecientes a 37 especies de 19 géneros, de los cuales 29 especies de doce géneros son Scolytinae, cinco especies de cuatro géneros son Platypodinae y tres especies de tres géneros son 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, 1872) e *Hypothenemus eruditus* Westwood, 1836 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* e *H. seriatus*

tuvieron la mayor abundancia con 37,55 % de los individuos. Las trampas ubicadas a 12 m capturaron menor riqueza con 26 especies, donde *X. volvulus* e *H. eruditus* registraron mayor abundancia con 29,53 %.

En el interior del manglar se recolectaron 1596 individuos, pertenecientes a 31 especies de 16 géneros, de los cuales 23 especies de diez 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 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 que registraron mayor abundancia con el 32,43 %. Las recolecciones 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* registraron mayor abundancia con el 37,47 % (Tabla 1).

**Tabla 1.** Abundancia de las especies de escarabajos capturados en trampas a diferentes alturas 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
<b>Scolytinae</b>								
<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

(Continúa)

**Tabla 1.** Abundancia de las especies de escarabajos capturados en trampas a diferentes alturas 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
<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
<b>Platypodinae</b>								
<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
<b>Bostrichidae</b>								
<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
<b>Totales</b>	1684	920	482	149	1231	499	352	179

m= metros de altura, y UV= Luz ultra violeta.

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 86 % de las especies registradas a 1,5 m se comparten a 6 y 12 m. En el interior, 86 % de las especies registradas a 6 m se comparten a 1,5 y 12 m (Tabla 3).

**Tabla 2.** Diversidad de escarabajos capturados a diferentes alturas en el borde e interior de manglar en 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

La abundancia de la comunidad de escarabajos en el borde presentó notables diferencias durante el año de estudio, obteniendo su máximo pico en junio en las trampas ubicadas a 1,5 m de altura. En las capturas 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. 1). 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 se registró en julio (Fig. 2). Al contrastar las fluctuaciones de las comunidades con las variables

**Tabla 3.** Especies compartidas (diagonal inferior izquierda) y valores de similitud entre sitios y alturas de captura (diagonal superior derecha) de un manglar de Tabasco, México.

	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	-

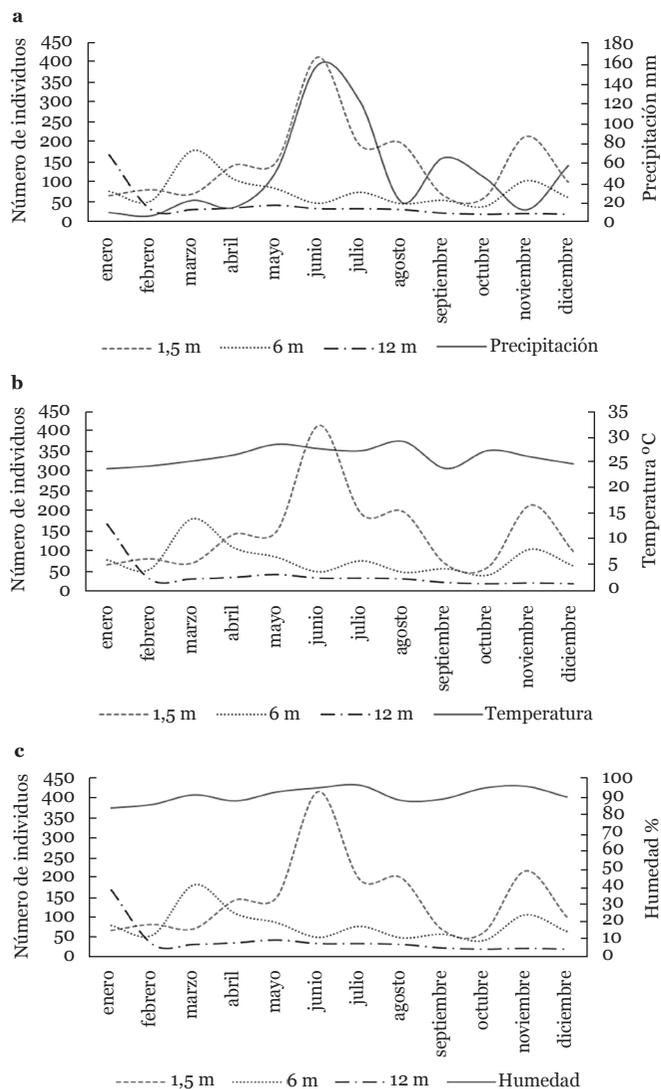
ambientales, se puede observar que el máximo pico reportado en el borde a 1,5 m y el mínimo valor de abundancia a la misma altura en el interior coincide con el promedio de precipitación (158,20 mm) más elevado durante el estudio (Fig. 1a y 2a).

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 presentaron en ocho de los doce meses. Se presentaron diferencias estadísticas en la diversidad 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).

## 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 otros manglares de Tabasco, así como, lo reportado en estudios en otros ecosistemas del estado (Pérez-De la Cruz et al. 2009b, 2015, 2016). Estos géneros tienen una amplia distribución y presentan mayor riqueza de especies en las regiones tropicales, ya que poseen una alta tasa reproductiva (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 México y en 122 especies hospederas (Wood 1982), siendo *Erythrina americana* Miller la más importante, 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 (Cibrián-Tovar et al. 1995), lo que ha hecho de interés forestal. La diferencia de la diversidad encontrada entre el borde y el interior del manglar está influenciada por una mayor variedad de plantas hospederas en el borde, donde se tiene 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 (Menéndez et al. 2007).

La fluctuación de la comunidad de barrenadores mostró comportamientos diferentes entre el borde e interior del



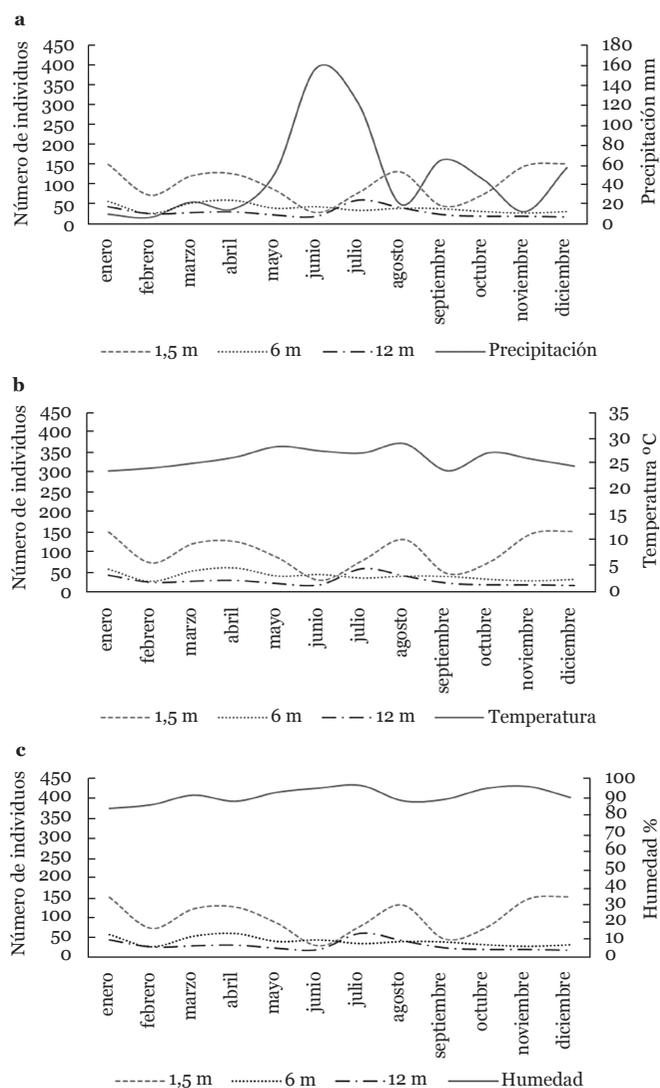
**Figura 1.** Fluctuación de la abundancia de escarabajos capturados en trampas a diferentes alturas y variables climáticas en el borde de un manglar de Tabasco, México. **a.** precipitación; **b.** Temperatura; **c.** humedad

manglar, principalmente en las capturas a 1,5 m de altura, registrando el mes de junio como el de mayor abundancia en el borde, datos que difieren de lo reportado por Pérez-De La Cruz *et al.* (2009b, 2015) quienes mencionaron que las mejores condiciones para el aumento de la abundancia de estos barrenadores es a inicio y final de año, lo cual coincide con nuestro estudio en el interior del manglar. Dorval y Peres Filho (2001) reportaron 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) mencionaron que altos niveles de precipitación pueden afectar la dinámica poblacional de estos escarabajos al impedir la dispersión de los adultos a un nuevo hospedero. Sin embargo, en nuestro estudio, el aumento de la abundancia de barrenadores en el borde del manglar se presentó en el mes que se registró

la precipitación mayor, esto podría atribuirse a la estructura del manglar, el cual presenta árboles de mayor talla y altura en el borde, lo que puede brindarles protección.

Los resultados de abundancia de barrenadores a las tres alturas de vuelo fueron similares a los registrados por Aikens *et al.* (2013) en un bosque templado, quienes reportaron que el sotobosque contiene un mayor número de insectos, destacándose grupos como Curculionidae, Chrysomelidae, Scirtidae, Lampyridae y Coccinellidae. Del mismo modo, Vega-Badillo *et al.* (2018) en un bosque tropical subcaducifolio muestran a las familias Curculionidae y Bostrichidae como las más abundantes en el sotobosque.

Por otro lado, la mayor diversidad en nuestro estudio se registró a 6 m de altura, lo que difiere de lo descrito por varios autores en ecosistemas tropicales y templados, los



**Figura 2.** Fluctuación de la abundancia de escarabajos capturados en trampas a diferentes alturas y variables climáticas en el interior de un manglar de Tabasco, México. **a.** precipitación; **b.** Temperatura; **c.** humedad

**Tabla 4.** Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos capturados en el borde, entre alturas de recolección en un manglar de Tabasco, México.

	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 s t 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
	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*

(Continúa)

**Tabla 4.** Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos capturados en el borde, entre alturas de recolección en un manglar de Tabasco, México.

	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
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

(\*) Indica diferencias estadísticamente significativas.

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. Para el caso del borde, *Corthylus flagellifer* Blandford, 1904 y *Tesserocerus dewalquei* Chapuis, 1865 solo se capturaron a 1,5 m; *Hypothenemus areccea* (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. areccea* e *Hypothenemus columbi* Hopkins, 1915 a 1,5 m; *Cryptocarenus 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 ha reportado alta abundancia de *Xyleborus affinis* Eichhoff, 1868 y de *Premnobius cavipennis* Eichhoff, 1878 por debajo de los 2 m, así como la preferencia de los géneros *Ips* y *Dendroctonus* a alturas no mayores a 10 m y *Cryptocarenus heveae* (Hagedorn, 1912) por encima de este valor (Gara y Vité 1962, Forsse y Solbreck 1985, Duelli et al. 1986, Byers 1989, Abreu et al. 1997).

Las diferencias estadísticas durante el año de muestreo entre las tres alturas del borde e interior del manglar, son producto de la variabilidad registrada en la composición y número de individuos a través del tiempo, ya que como mencionan diversos autores, los cambios estacionales tienen implicaciones significativas en dicha distribución al

**Tabla 5.** Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos capturados en el Interior, entre alturas de recolecta en un manglar de Tabasco, México.

	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

(Continúa)

**Tabla 5.** Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos capturados en el Interior, entre alturas de recolecta en un manglar de Tabasco, México.

	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
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*

(\*) Indica diferencias estadísticamente significativas.

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, Vega-Badillo *et al.* 2018). 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 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 (Jiménez

y Delgado-Sánchez 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.

El presente estudio proporciona un mayor entendimiento de los insectos barrenadores en uno de los ecosistemas más importantes y productivos del planeta. Se describe y analiza la distribución vertical de estos coleópteros con una clara diferencia entre el borde e interior del manglar y entre los estratos a lo largo de los meses de muestreo. Sin embargo, se recomienda continuar con muestreos por tiempos prolongados y estudios más detallados, en especial de aquellas especies abundantes, para conocer cómo interactúan con sus hospederos, con la finalidad de mantener la viabilidad y salud del ecosistema.

## LITERATURA CITADA

- Abreu RLS, Fonseca CRV, Marques EN. 1997. Análise das principais espécies de Scolytidae coletadas em floresta primária no estado do Amazonas. *An. Soc. Entomol. 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: <https://doi.org/10.7717/peerj.138>
- 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 annotated checklist of species. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 79(3):414-423. doi: <https://doi.org/10.1093/aesa/79.3.414>
- Bahillo de la Puebla P, López-Colón JI, Baena M. 2007. Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna ibero-baleár (Coleoptera). *Rev. Entomol.* 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. *Rev. Biol. Trop.* 56(4):2055-2067. doi: <https://doi.org/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 Zool. Mex.* 28(3):540-549. doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2012.283857>
- Basset Y, Kitching R, Miller S, Novotny V. 2003. *Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Binda F, Joly LJ. 1991. Los Bostrichidae (Coleoptera) de Venezuela. *Bol. Entomol. Venez.* 62:83-133.
- Byers JA. 1989. Chemical ecology of bark beetles. *Experientia.* 45(3):271-283. doi: <https://doi.org/10.1007/BF01951813>
- Cannicci S, Burrows D, Fratini S, Smith III TJ, Offenberger J, Dahdouh-Guebas F. 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquat. Bot.* 89(2):186-200. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.01.009>
- 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, Méndez-Montiel JT, Campos-Bolaños R, Yates III HO, Flores-Lara J. 1995. *Insectos forestales de México.* México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Dial RJ, Ellwood MDF, Turner EC, Foster WA. 2006. Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean Lowland Tropical Rain Forest. *Biotropica.* 38(5):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. *Ciênc. Florest.* 11(2):171-182. doi: <https://doi.org/10.5902/198050981665>
- Duelli PD, Studer M, Näf W. 1986. Der Borkenkäferflug außerhalb des Waldes. *J. Appl. Entomol.* 102(1-5):139-148. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1986.tb00904.x>
- Erbilgin N, Raffa KF. 2003. Spatial analysis of forest gaps resulting from bark beetle colonization of red pines experiencing belowground herbivory and infection. *Forest Ecol. Manage.* 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. *Biodivers. Conserv.* 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. Washington D. C.: United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication.
- Forsse E, Solbreck CH. 1985. Migration in the bark beetle *Ips typographus* L.: duration, timing and height of flight. *J. Appl. Entomol.* 100(1-5):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. c2013. Package 'rcomdr', version 2.0-2. En R Commander. [Revisada en: 20 Jun 2019]. <http://www.r-project.org>

## PARTICIPACIÓN DE 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.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

## 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.

- Gara RI, Vité JP. 1962. Studies on the flight patterns of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) in second growth Ponderosa Pine forests. *Contrib. Boyce Thompson Inst. Plant Res.* 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. *Rev. Chil. Entomol.* 45(1):37–49.
- 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. *Rev. Colomb. Entomol.* 41(2):257–261.
- Gossner MM. 2009. Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *Euro. J. Entomol.* 106(2):241–252. doi: <https://doi.org/10.14411/eje.2009.032>
- Heepe L, Wolff JO, Gorb SN. 2016. Influence of ambient humidity on the attachment ability of ladybird beetles (*Coccinella septempunctata*). *Beilstein J. Nanotechnol.* 7(1):1322–1329. doi: <https://doi.org/10.3762/bjnano.7.123>
- Hogarth PJ. 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses* (Second edition). Oxford, RU: Oxford University Press.
- Jiménez JA, Delgado-Sánchez P. 1992. Efectos de la salinidad en la concentración de taninos hidrosolubles en *Pelliciera rhizophorae* y en *Rhizophora racemosa*. *Brenesia.* 38:115–122.
- Jones DT, Eggleton P. 2000. Sampling termite assemblages in tropical forests: testing a rapid biodiversity assessment protocol. *J. Appl. Ecol.* 37(1):191–203. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00464.x>
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos.* 113(2):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(10):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. *Biol. Rev.* 87(1):34–51. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00183.x>
- López-Romero S, Romón-Ochoa P, Iturrondobetia-Bilbao JC, Goldarazena-Lafuente A. 2007. Los escolítidos de las coníferas del País Vasco. Guía práctica para su identificación y control. España: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Magurran AE. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Barcelona, España: Ediciones Vedral.
- Marini L, Lindelöw A, Jönsson AM, Wulff S, Schroeder LM. 2013. Population dynamics of the spruce bark beetle: a long-term study. *Oikos.* 122(12):1768–1776. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00431.x>
- Menéndez R, González-Megías A, Collingham Y, Fox R, Roy DB, Ohlemüller R, Thomas CD. 2007. Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology.* 88(3):605–611. doi: <https://doi.org/10.1890/06-0539>
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mex. Biodiv.* 82(4):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, Meynecke JO, Pawlik J, Penrose HM, Sasekumar A, Somerfield PJ. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquat. Bot.* 89(2):155–185. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>
- Ng PKL, Sivasothi N. 2002. *A Guide to the Mangroves of Singapore* 1. Raffles Museum of Biodiversity Research, second ed. Singapore: National University of Singapore & Singapore Science Centre.
- Novotny V, Basset Y. 2005. Host specificity of insect herbivores in tropical forests. *Proc. R. Soc. B.* 272(1568):1083–1090. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3023>
- Ortiz-Reyes A, Robles-López K, Urrego-Giraldo LE, Romero-Tabarez M. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Rev. Cienc.* 22(2):111–127.
- Pérez-De la Cruz M, Equihua-Martínez A, 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. *Rev. Mex. Biodiv.* 80(3):779–791. doi: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2009.003.173>
- Pérez-De la Cruz M, Equihua-Martínez A, Romero-Nápoles J, Valdez-Carrasco J, 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. *Rev. Biol. Trop.* 64(1):335–342. doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i1.15931>
- Pérez-De la Cruz M, Valdez-Carrasco JM, Romero-Nápoles J, Equihua-Martínez A, 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 Zool. Mex.* 27(1):129–143. doi: <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.
- R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing. R versión 3.0.2. En *The R Project for Statistical Computing*. [Revisada en: 20 Jun 2019]. <http://www.r-project.org/>

- 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 Bot. Mex.* 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(1):71–77. doi: <https://doi.org/10.2307/2388904>
- Rodríguez OR, 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, Vázquez-Balderas B, Valderrama-Landeros L, Velázquez-Salazar S, Cruz-López MI, Ressler R, Uribe-Martínez 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. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- 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>
- 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. *Biodivers. Conserv.* 19:2111–2124. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9829-6>
- Schowalter TD. 2000. Insects as regulators of ecosystem development. En: Coleman DC, Hendrix PF, editores. *Invertebrates as webmasters in ecosystems*. Georgia, USA: CABI Publishing. p. 99–114.
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger B, Meier F, Bigler C. 2013. A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations by the European spruce bark beetle. *Eco-geography*. 36(11):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. Commentary: 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. *Rev. Mex. Biodiv.* 89(3):836–846. doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2215>
- Vulinec K, Mellow DJ, Vasconcellos da Fonseca CR. 2007. Arboreal foraging height in a common neotropical dung beetle, *Canthon subhyalinus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae). *Coleopt. Bull.* 61(1):75–81. doi: <https://doi.org/10.1649/915.1>
- Whitham TG, Mopper S. 1985. Chronic herbivory: impacts on architecture and sex expression of pinyon pine. *Science*. 228(4703):1089–1091. doi: <https://doi.org/10.1126/science.228.4703.1089>
- Wood SL. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Nat.* 6:1–1359.
- Wood SL. 1986. A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Nat.* 10:1–126.