



## DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE ESCARABAJOS DESCORTEZADORES Y BARRENADORES EN UNA SELVA TROPICAL †

### [VERTICAL DISTRIBUTION OF BARK BEETLES AND BORERS IN A TROPICAL FOREST]

José del Carmen Gerónimo-Torres<sup>1</sup>, Samuel Oporto-Peregrino<sup>2</sup>,  
Miguel Alberto Magaña-Alejandro<sup>2</sup>, Liliana Ríos-Rodas<sup>2</sup>,  
Baltazar Sánchez-Díaz<sup>2</sup>, Rubén Monroy-Hernández<sup>1</sup>  
and César Orlando Pozo-Santiago<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Facultad Maya de Estudios Agropecuarios, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Catazajá-Palenque, Km 4, Catazajá, Chiapas, México. C.P. 29980. E-mail: biolcops@hotmail.com

<sup>2</sup>División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas, km 0.5 S/N, Entronque a Bosque de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México. C.P. 86150.

\* Corresponding author

#### SUMMARY

**Background.** In tropical ecosystems, a great diversity of bark beetles and borers can be recognized, however, this diversity could be underrepresented due to the fact that the studies have been carried out mostly below 2 m in height, which makes it necessary to study them more widely and effectively. **Objective.** To analyze the vertical distribution of Scolytinae, Platypodinae (Curculionidae) and Bostrichidae at the edge and interior of a tropical forest in Tabasco, Mexico. **Methodology.** The study was carried out in the high evergreen rainforest of the Sierra el Madrigal in the municipality of Teapa, Tabasco, Mexico. The capture of insects was carried out with flight interception traps baited with 70% ethanol at three different heights: 1.5, 6 and 12 m. **Results.** The diversity index (<sup>1</sup>D) showed that the greatest diversity at the edge and interior of the forest is at 1.5 m. However, the traps at the edge located 12 m high captured the greatest richness, and the maximum richness in the interior was recorded at 1.5 m. Stratification of species richness was presented at the edge and interior of the forest. Statistical differences in abundance were found between the evaluated heights: at the edge, these occurred in January, April, October and November; and in the interior, in April. According to the diversity estimation (<sup>1</sup>D), statistical differences were presented in the months of April and October at the edge of the vegetation, and in the interior in March, April and June. **Implications.** The results provide a broader picture of the vertical distribution of the insects studied here, which are important in the dynamics of forest ecosystems. **Conclusion.** The diversity and abundance of insects change over time, and that more detailed studies are lacking to know the degree of variations associated with environmental variables.

**Key words:** Edge; coleoptera; diversity; ecosystem; interior.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** En los ecosistemas tropicales se puede reconocer una gran diversidad de escarabajos barrenadores y descortezadores, sin embargo, esta diversidad podría estar siendo subrepresentada debido a que los estudios se han realizado mayormente por debajo de los 2 m de altura, lo que hace necesario estudiarlos de una forma más amplia y eficaz. **Objetivo.** Analizar la distribución vertical de Scolytinae, Platypodinae (Curculionidae) y Bostrichidae en el borde e interior de una selva tropical en Tabasco, México. **Metodología.** El estudio se realizó en la selva alta perennifolia de la Sierra el Madrigal en el municipio de Teapa, Tabasco, México. La captura de insectos se realizó con trampas de intercepción de vuelo, cebadas con etanol al 70% a tres diferentes alturas; 1.5, 6 y 12 m. **Resultados.** El índice de diversidad (<sup>1</sup>D), mostró que la mayor diversidad en el borde e interior de la selva se encuentra a 1.5 m. Sin embargo, en el borde las trampas ubicadas a 12 m de altura capturaron la mayor riqueza y en el interior la máxima riqueza fue registrada a 1.5 m. Se presentó estratificación de la riqueza de especies en el borde e interior de la selva. Se encontraron diferencias estadísticas de la abundancia entre las alturas evaluadas, en el borde estas se presentaron en enero, abril, octubre y noviembre, y en el interior en abril. De acuerdo con la estimación de la diversidad (<sup>1</sup>D), se presentaron diferencias estadísticas en el mes de abril y octubre en el borde de la vegetación, y en el interior en marzo, abril y junio. **Implicaciones.** Los resultados aportan un panorama más amplio de la distribución vertical de los insectos aquí estudiados, los cuales son importantes en la dinámica de los ecosistemas forestal.

† Submitted October 10, 2020 – Accepted March 10, 2021. This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.  
ISSN: 1870-0462.

**Conclusión.** La diversidad y abundancia de los insectos cambia a través del tiempo, y que faltan estudios más detallados para conocer el grado de las variaciones asociadas a variables ambientales.

**Palabras clave:** Borde; coleoptera; diversidad; ecosistema; interior.

## INTRODUCCIÓN

Los escolítidos, platipódidos y bostríquidos son escarabajos que pueden ser clasificados de acuerdo a su gremio alimenticio: aquellos que se alimentan de hongos o xilomicetófagos, los que se alimentan de la madera o xilófagos, los que consumen semillas o espermatófago, los que se alimentan de pequeños tallos o mielófago y los que consumen el floema o fleófago (Wood, 1982, Hulcr *et al.*, 2015, Sheehan, 2019). Estos coleópteros están 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 de plantaciones forestales y comportarse como plagas cuando aumentan sus poblaciones, alterando negativamente la estabilidad de los ecosistemas (Marques y Gil-Santana, 2008, Campos-Bolaños *et al.*, 2015).

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 a su disposición (Erbilgin y Raffa, 2003); entendiéndose como distribución vertical, la estratificación de los organismos a lo largo de un plano vertical, la cual se representa claramente en los ecosistemas tropicales haciendo observaciones y registros con respecto a la altura de los árboles, ya que los cambios en la temperatura, humedad relativa e iluminación regulan las condiciones que determinan la diversidad y distribución de los insectos como los coleópteros (Basset *et al.*, 2003, Gossner, 2009, Heepe *et al.*, 2016).

Algunos investigadores sugieren que los escolítidos no tienen preferencia por un estrato vertical en particular, mientras otros mencionan que varias especies de este grupo vuelan principalmente por debajo de los 2 m (Safranyik *et al.*, 2000, Ulyshen y Hanula, 2007, Reding *et al.*, 2010, Ulyshen *et al.*, 2012, Hardersen *et al.*, 2014, Ulyshen y Sheehan, 2017), donde la mayoría de los escarabajos xilomicetófagos se alimentan, mientras que los xilófagos pueden alimentarse directamente del xilema u otros tejidos (Wood, 1982, 2007). No obstante, en el caso de los platipódidos y bostríquidos se ha reportado que la mayor diversidad y abundancia se encuentra en el sotobosque (Rodríguez y Barrios, 2017, Vega-Badillo *et al.*, 2018). Así mismo, Lövei *et*

*al.* (2006) mencionan que la fragmentación de los ecosistemas puede modificar la composición y estructura de las comunidades de insectos. Por su parte, Dajoz (2001) sugiere que a menudo en los bordes de estos ecosistemas hay una mayor riqueza de especies, producto del ecotono derivado de las especies forestales y del medio abierto. Debido a lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo determinar la distribución vertical mensual de escarabajos barrenadores y descortezadores asociados al borde e interior en una selva tropical del sureste de México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de estudio

El estudio se realizó en la selva alta perennifolia de la Sierra el Madrigal (17°32'17.6" Norte 92°55'08.5" Oeste) en el municipio de Teapa, Tabasco, México, entre agosto de 2016 a julio de 2017. La sierra el Madrigal fisiográficamente pertenece a la provincia Sierras de Chiapas y Guatemala, con una superficie de 3 642 ha, el clima es cálido húmedo con lluvias todo el año, con una temperatura media anual que va de los 23 a los 26° C. En el borde de la selva, las especies vegetales asociadas al estrato bajo son *Piper auritum* Kunth, *Hamelia longipes* Standl, *Phytolacca rivinoides* Kunth y Bouche, *Passiflora coriácea* Juss, *Carica mexicana* A. DC., *Tectaria heracleifolia* (Willd) Underw, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Acacia* sp., *Calliandra* sp., *Heliconia* sp., *Urera caracasana* Griseb, *Bursera simaruba* Sarg. y *Louteridium mexicanum* Standl, entre otras; en el estrato alto se pueden identificar árboles principalmente de *Bursera simaruba* Sarg., *Cecropia obtusifolia* Bertol, *Heliocarpus donnell-smithii* Rose, *Cupania dentata* Moc. y Sessé, *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) Oken y *Spondias mombin* Jacq. En el interior, el estrato bajo presenta un gran número de especies vegetales en las que sobresale *Astrocaryum mexicanum* Liebm. ex Mart., *Chamaedorea* sp, *Alchornea latifolia* Sw., *Alibertia edulis* A. Rich. ex DC., *Calathea lútea* (Aubl.) E. Mey. ex Schult., *Chamaedorea ernesti augustii* H. Wendl, *Hibiscus esculentus* L.; en el estrato alto se encuentran árboles de más de 30 m de altura donde destaca *Brosimum alicastrum* Sw., *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith, *Ficus insipida* Willd, *Vatairea lundellii* (Standl.) Record, *Quararibea funebris* Vischer y *Gutteria anomala* R.E.Fr. (Salazar-Conde *et al.*, 2004). Mientras que el estrato medio del borde e interior de selva está compuesto por la mezcla de vegetación del estrato bajo y alto.

## Muestreo de coleópteros

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 intercepción cebadas con etanol al 70 % a tres diferentes alturas; 1.5, 6 y 12 m. Las trampas consistieron en una pantalla de plástico transparente, la cual fue cubierta en la parte superior por una tapa de plástico y en la parte inferior se adicionó un embudo en cuyo extremo se colocó un frasco para recolectar los insectos. El etanol fue colocado en un tubo de plástico de 15 mm que se encontraba dentro de la pantalla (Gerónimo-Torres *et al.*, 2021). La recolecta de los insectos se realizó quincenalmente durante un año. Los especímenes se conservaron en etanol al 70 % para su posterior determinación (Pérez-De la Cruz *et al.*, 2009a, 2009b).

## Determinación de los insectos

Se realizó mediante claves taxonómicas basadas en morfología externa (Fisher, 1950, Wood, 1982, 1986, Binda y Joly, 1991, Bahillode la Puebla *et al.*, 2007, Pérez-De la Cruz *et al.*, 2011) y comparaciones con material identificado y depositado en la Colección de Insectos de la Universidad de Tabasco (CIUT).

## Análisis de datos

Se realizaron curvas de rango-abundancia para representar de manera gráfica la abundancia de las especies dentro de la comunidad, esta calcula la proporción de individuos respecto al tamaño de la muestra, ordenando las especies de mayor a menor abundancia, a través de la expresión:  $p_i = n_i/N$ , donde “ $p_i$ ” es la abundancia proporcional de la especie  $i$ , “ $n_i$ ” es el número de individuos de la especie  $i$  y “ $N$ ” es el número total de individuos, posteriormente se calculó el logaritmo base 10 para cada valor de  $p_i$  (Feinsinger, 2004). 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, 2010, 2011, Moreno *et al.*, 2011). Para analizar la equidad de la comunidad entre los estratos se utilizó el índice de Pielou y para la similitud el índice de Sorensen (Magurran, 1989, Moreno, 2001). Con los datos de

los tres grupos de coleópteros (Scolytinae, Platypodinae y Bostrichidae) durante los meses de muestreo, se determinaron las diferencias estadísticas utilizando como variables de respuesta la diversidad ( $^1D$ ) y la abundancia, entre los niveles del factor estrato (1.5, 6, 12 m), con los cuales se generaron modelos lineales generalizados usando la familia quasipoisson después de determinar sobre dispersión para la familia poisson, posteriormente se realizaron análisis post-hoc de  $\chi^2$  para coeficientes estandarizados (Gerónimo-Torres *et al.*, 2021), 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 (Curculionidae) y cinco especies de cinco géneros a Bostrichidae (Tabla 1). Las trampas ubicadas a 12 m de altura capturaron la mayor riqueza con 50 especies, donde *Sampsonius dampfi* Schedl, 1940 y *Corthylocurus debilis* Wood, 1974 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 33 %. Las trampas ubicadas a 6 m capturaron la menor riqueza con 44 especies, donde *S. dampfi*, *Xyleborus volvulus* (F., 1775), *Teloplatypus excisus* (Chapuis, 1865) e *Hypothenemus eruditus* Westwood, 1836 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 50 %. Las recolectas a 1.5 m registraron la mayor abundancia con 2035 individuos y una riqueza de 47 especies, donde *X. volvulus* (F., 1775), *C. debilis*, *H. eruditus*, *T. excisus* y *Xyleborus affinis* Eichhoff, 1868 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 49 %. 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* sp. 2 e *Hypothenemus columbi* Hopkins, 1915a 6 m; y *Cnesinus squamosus* Wood, 1968, *Coptoborus catulus* (Blandford, 1898), *Hypothenemus crudiae* (Panzer, 1971) y *Monarthrum exornatum* (Schedl, 1939) a 12 m (Fig. 1).

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 (Curculionidae) y cuatro especies de cuatro géneros a Bostrichidae (Tabla 1). Las

**Tabla 1. Especies de Curculionidae y Bostrichidae capturados en el borde e interior de la selva tropical en el municipio de Teapa, Tabasco.**

Curculionidae	Abrev.	HA	Borde			Interior		
			1.5 m	6 m	12 m	1.5 m	6 m	12 m
<b>Scolytinae</b>								
<i>Ambrosiodmus hagedorni</i> (Iglesias, 1914)	<i>Aha</i>	X	0	1	1	0	1	0
<i>Ambrosiodmus</i> sp. 1	<i>Asp1</i>	X	3	0	0	1	1	0
<i>Ambrosiodmus</i> sp. 2	<i>Asp2</i>	X	1	0	1	0	0	0
<i>Amphicranus brevipennis</i> Blandford, 1905	<i>Abr</i>	Xm	1	1	3	0	1	0
<i>Amphicranus elegans</i> Eichhoff, 1869	<i>Ael</i>	Xm	0	0	0	0	0	1
<i>Cnesinus gracilis</i> Blandford, 1896	<i>Cgr</i>	M	1	0	0	0	1	1
<i>Cnesinus</i> sp. 1	<i>Csp1</i>	M	0	0	0	2	0	0
<i>Cnesinus</i> sp. 2	<i>Csp2</i>	M	0	1	0	0	0	0
<i>Cnesinus squamosus</i> Wood, 1968	<i>Csq</i>	M	0	0	5	0	0	1
<i>Coccotrypes carpophagus</i> (Hornung, 1842)	<i>Cca</i>	Es	0	0	0	0	0	7
<i>Coptoborus catulus</i> (Blandford, 1898)	<i>Ccat</i>	Xm	0	0	2	0	0	0
<i>Corthylocurus debilis</i> Wood, 1974	<i>Cde</i>	M	157	72	128	17	37	8
<i>Corthylus consimilis</i> Wood, 1974	<i>Cco</i>	Xm	92	1	2	23	33	17
<i>Corthylus flagellifer</i> Blandford, 1904	<i>Cfl</i>	Xm	0	1	4	3	9	0
<i>Corthylus minutissimus</i> Schedl, 1940	<i>Cmi</i>	Xm	0	16	26	0	1	3
<i>Corthylus papulans</i> Eichhoff, 1869	<i>Cpa</i>	Xm	32	35	21	5	4	32
<i>Cryptocarenum diadematus</i> Eggers, 1937	<i>Cdi</i>	M	53	79	59	15	55	36
<i>Cryptocarenum heveae</i> (Hagedorn, 1912)	<i>Che</i>	M	24	52	1	29	18	0
<i>Cryptocarenum lepidus</i> Wood, 1971	<i>Cle</i>	M	3	8	2	5	1	0
<i>Cryptocarenum seriatus</i> Eggers, 1933	<i>Cse</i>	M	62	15	52	19	13	7
<i>Dryocoetoides capucinus</i> (Eichhoff, 1869)	<i>Dca</i>	Xm	7	0	0	0	0	0
<i>Gnathotrupes bituberculatus</i> (Blandford, 1904)	<i>Gbi</i>	Xm	2	0	1	0	0	0
<i>Hypothenemus birmanus</i> (Eichhoff, 1878)	<i>Hbir</i>	Fl	69	12	7	16	9	38
<i>Hypothenemus columbi</i> Hopkins, 1915	<i>Hco</i>	M	0	1	0	0	1	0
<i>Hypothenemus crudiae</i> (Panzer, 1791)	<i>Hcr</i>	Fl	0	0	1	6	1	0
<i>Hypothenemus dolosus</i> Wood, 1974	<i>Hdo</i>	X	84	5	28	29	3	93
<i>Hypothenemus eruditus</i> Westwood, 1836	<i>Her</i>	Fl	138	113	21	66	41	46
<i>Hypothenemus hampei</i> (Ferrari, 1867)	<i>Hha</i>	Es	43	4	2	0	0	0
<i>Hypothenemus interstitialis</i> (Hopkins, 1915)	<i>Hin</i>	X	73	2	34	16	6	9
<i>Hypothenemus seriatus</i> (Eichhoff, 1872)	<i>Hse</i>	M	92	15	13	6	8	16
<i>Monarthrum exornatum</i> (Schedl, 1939)	<i>Mex</i>	Xm	0	0	1	12	2	0
<i>Monarthrum fimbriaticorne</i> (Blandford, 1905)	<i>Mfi</i>	Xm	0	0	0	7	0	0
<i>Monarthrum robustum</i> (Schedl, 1966)	<i>Mro</i>	Xm	0	0	0	4	1	0
<i>Monarthrum</i> sp. 1	<i>Msp1</i>	Xm	9	6	2	2	5	4
<i>Monarthrum</i> sp. 2	<i>Msp2</i>	Xm	0	0	0	3	0	0
<i>Phloeoborus</i> sp. 1	<i>Psp1</i>	X	0	0	0	0	0	1
<i>Phloeoborus</i> sp. 2	<i>Psp2</i>	X	0	0	0	0	1	0
<i>Pityophthorus</i> sp.	<i>Pisp1</i>	Fl	3	0	5	0	0	0
<i>Premnobius cavipennis</i> Eichhoff, 1878	<i>Pca</i>	Xm	2	0	2	0	0	3
<i>Sampsonius dampfi</i> Schedl, 1940	<i>Sda</i>	Xm	33	219	133	82	88	119
<i>Sampsonius mexicanus</i> Bright, 1991	<i>Sme</i>	Xm	25	21	0	6	4	0

Curculionidae	Abrev.	HA	Borde			Interior		
			1.5 m	6 m	12 m	1.5 m	6 m	12 m
<b>Scolytinae</b>								
<i>Stegomerus mexicanus</i> Wood, 1967	<i>Stme</i>	M	0	7	77	15	14	11
<i>Taurodemus sharpi lenis</i> (Wood, 1974)	<i>Tsh</i>	Xm	34	0	1	85	3	47
<i>Theoborus ricini</i> (Eggers, 1932)	<i>Tri</i>	Xm	0	1	2	0	0	2
<i>Xyleborinus gracilis</i> (Eichhoff, 1868)	<i>Xgr</i>	Xm	4	1	2	0	1	1
<i>Xyleborinus intersetosus</i> (Blandford, 1898)	<i>Xin</i>	Xm	5	0	0	7	1	0
<i>Xyleborus affinis</i> Eichhoff, 1868	<i>Xaf</i>	Xm	116	28	17	99	3	8
<i>Xyleborus bispinatus</i> Eichhoff, 1868	<i>Xbi</i>	Xm	9	4	3	22	8	0
<i>Xyleborus discretus</i> Eggers, 1933	<i>Xdi</i>	Xm	0	0	0	3	0	2
<i>Xyleborus ferrugineus</i> (Fabricius, 1801)	<i>Xfe</i>	Xm	3	26	1	4	13	1
<i>Xyleborus horridus</i> Eichhoff, 1869	<i>Xho</i>	Xm	17	9	1	3	1	3
<i>Xyleborus morulus</i> Blandford, 1898	<i>Xmo</i>	Xm	4	9	0	0	0	3
<i>Xyleborus posticus</i> Eichhoff, 1869	<i>Xpo</i>	Xm	36	8	23	255	31	17
<i>Xyleborus spinulosus</i> Blandford, 1898	<i>Xsp</i>	Xm	5	0	3	0	8	1
<i>Xyleborus volvulus</i> (F., 1775)	<i>Xvo</i>	Xm	468	142	48	227	82	49
<i>Xylosandrus curtulus</i> (Eichhoff, 1869)	<i>Xcu</i>	Xm	11	0	1	0	0	0
<i>Xylosandrus morigerus</i> (Blandford, 1897)	<i>Xmori</i>	Xm	49	1	0	42	7	0
<b>Platypodinae</b>								
<i>Euplatypus compositus</i> (Say, 1824)	<i>Eco</i>	Xm	0	6	1	7	1	0
<i>Euplatypus parallelus</i> (F., 1801)	<i>Epa</i>	Xm	52	33	0	55	9	3
<i>Euplatypus segnis</i> (Chapuis, 1865)	<i>Ese</i>	Xm	41	79	21	6	18	3
<i>Megaplatypus discicollis</i> (Chapuis, 1865)	<i>Mdi</i>	Xm	5	1	2	1	0	1
<i>Platypus obtusus</i> Chapuis, 1865	<i>Pob</i>	Xm	0	0	0	2	0	0
<i>Teloplatypus excisus</i> (Chapuis, 1865)	<i>Tex</i>	Xm	128	126	4	149	6	14
<i>Tesserocerus dewalquei</i> Chapuis, 1865	<i>Tde</i>	Xm	7	3	2	7	0	0
<i>Tesserocerus ericius</i> Blandford, 1896	<i>Ter</i>	Xm	6	2	2	3	0	6
<b>Bostrichidae</b>								
<i>Amphicerus tubularis</i> (Gorham, 1883)	<i>Atu</i>	X	0	1	3	0	0	0
<i>Melalgus plicatus</i> (LeConte, 1874)	<i>Mpl</i>	X	1	2	1	9	3	31
<i>Micrapate fusca</i> (Lesne, 1899)	<i>Mfu</i>	X	1	0	15	9	3	36
<i>Tetrapiocera longicornis</i> (Olivier, 1795)	<i>Tlo</i>	X	21	16	11	2	0	3
<i>Xylomeira tridens</i> (Fabricius, 1792)	<i>Xtr</i>	X	3	4	2	0	0	2
<b>Totales</b>			2035	1189	800	1386	557	686

HA= hábito de alimentación, de acuerdo a Wood (1982, 2007): Fl= fleófago; M= mielófago; Xm= xilomicetófago; X= xilófago; Es= espermátófono.

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 46 %. 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 *Cryptocarenus diadematus* Eggers, 1937 fueron las

especies que registraron mayor abundancia con el 40 %. Las recolectas a 12 m registraron la menor riqueza con 40 especies, donde *S. dampfi* *Hypothenemus dolosus* Wood, 1974 fueron las especies que registraron mayor abundancia con el 33 %. Se registraron especies que solo fueron capturadas a una sola altura como *Cnesinus* sp. 1, *Monarthrum fimbriaticorne* (Blandford, 1905), *Monarthrum* sp. 2, *Platypus obtusus* Chapuis, 1865 y *Tesserocerus*

**Tabla 2. Diversidad de insectos capturados en los sitios y alturas evaluadas.**

	Riqueza	Diversidad ( <sup>1</sup> D)	Equidad	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	40	14.84	0.78	46.99	50.21

**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	-	0.77	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*	-

*dewalquei* Chapuis, 1865a 1.5 m; *Ambrosiodmus hagedorni* (Iglesias, 1914), *Amphicranus brevipennis* Blandford, 1905, *H. columbi* y *Phloeoborus* sp. 2 a 6 m; y *Amphicranus elegans* Eichhoff, 1869, *C. squamosus*, *Coccotrypes carpophagus* (Hornung, 1842), *Phloeoborus* sp. 1, *Premnobius cavipennis* Eichhoff, 1878, *Theoborus ricini* (Eggers, 1932), *Xyleborus morulus* Blandford, 1898 y *Xylomeira tridens* (Fabricius, 1792) a 12 m (Fig.2).

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 de la trampa. 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. De acuerdo al índice de diversidad verdadera del orden 1 (<sup>1</sup>D) la máxima diversidad en el borde e interior de la selva se obtuvo a 1.5 m. No obstante, 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 mostraron que entre el borde e interior de la selva hay una similitud total de 0.84 al compartir 51 especies. Así mismo, se determinó que entre los estratos el máximo valor tanto en el borde como en el interior se registró entre 1.5 y 12 m de altura. En el borde, el valor más bajo de similitud se presentó entre 1.5 y 6 m, y en el interior se registró entre los 6 y 12 m.

Al observar los gremios alimenticios de las especies capturadas en las tres alturas dentro de la selva, se

pudo determinar que más de la mitad de las especies tienen una alimentación xilomicetófaga (1.5 m= 60 %; 6 m= 57 %; 12 m= 56 %), seguida de la xilófaga a 1.5 y 12 m (17 y 18 % respectivamente) y mielófaga a 6 m (20 %). En el caso del interior, nuevamente el gremio de los xilomicetófagos fue el más abundante (1.5 m= 62 %; 6 m= 57 %; 12 m= 58 %), seguida de la mielófaga a 1.5 y 6 m (18 y 20 % respectivamente), sin embargo, a los 12 m los gremios más abundantes después del xilomicetófago fue el mielófago y xilófago (18 %) (Fig. 3).

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 (<sup>1</sup>D) se presentan en abril y octubre, y para el interior estas diferencias se registraron en marzo, abril y junio (Tabla 5).

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 75 y 81 % respectivamente. En el interior de la selva a 1.5 m de altura se obtuvo el 100 y 96 % de completitud del muestreo. Sin embargo, a 6 y 12 m la completitud estuvo por debajo del 70 y 81 % (Tabla 3).

**Tabla 4. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el borde, entre cada altura del muestreo.**

	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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 R E	Abundancia GLM X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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
O C T	Abundancia GLM X <sup>2</sup> =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

	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
U B R E	Diversidad			
	GLM $X^2=2.462$ ; $p<0.001^*$	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	Abundancia			
	GLM $X^2=46.560$ ; $p<0.001^*$	1.454; 0.321; 4.529; <0.001*	1.753; 0.363; 4.82; <0.001*	-0.299; 0.443; -0.675; 0.774
M B R E	Diversidad			
	GLM $X^2=1.369$ ; $p=0.055$	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	Abundancia			
	GLM $X^2=133.370$ ; $p=0.088$	0.864; 0.523; 1.652; 0.221	1.024; 0.554; 1.848; 0.152	-0.160; 0.647; -0.247; 0.967
M B R E	Diversidad			
	GLM $X^2=2.479$ ; $p=0.451$	-0.061; 0.203; -0.302; 0.951	0.198; 0.217; 0.912; 0.632	-0.260; 0.215; -1.211; 0.446

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio sobre la riqueza y abundancia de barrenadores y descortezadores entre las alturas de vuelo evaluadas, concuerda con lo registrado por Gerónimo-Torres *et al.* (2021), quienes reportan diferencias entre la riqueza y abundancia en los estratos verticales del borde e interior de un manglar. Si bien las selvas y los manglares difieren notablemente en la estructura y diversidad vegetal, en ambos disminuye la radiación solar a medida que se acerca al suelo, lo que produce una gran diversidad de microhábitats que pueden ser utilizados por estos insectos. Así mismo, Gruppe *et al.* (2008) y Aikens *et al.* (2013) concluyen que la estratificación vertical de los artrópodos en número y composición de especies puede variar entre el borde y el interior de los ecosistemas, debido a la distribución de recursos alimenticios específicos para cada especie y a las condiciones microclimáticas, por lo cual, resulta coherente que las especies no se distribuyan de igual manera en el borde e interior de la selva, ya que el interior les brinda protección contra viento, altas temperaturas y mayor estructura vegetal, en comparación con el borde donde las condiciones ambientales son más cálidas y secas.

Al igual que en nuestros resultados, Gerónimo-Torres *et al.* (2021) describen que la mayor abundancia de coleópteros barrenadores y descortezadores se encuentra a 1.5 m de altura, dicho efecto puede deberse a una mayor presencia de troncos y ramas muertas en este estrato, las cuales son necesarias para el desarrollo y alimentación de las especies, en especial aquellas que tienen una alimentación xilomicetófa. Sin embargo, dichos autores mencionan

que la mayor riqueza fue registrada a los 6 m, lo cual difiere con nuestros datos. Lo anterior puede ser producto de la diferencia en la dinámica de los ecosistemas, ya que un manglar puede estar sometido a cambios en los niveles del agua, ya sea en el transcurso del día o por tiempos prolongados (Rico-Gray y Palacios-Ríos, 1996), lo que proporcionaría condiciones adversas para algunas especies de coleópteros con requerimientos específicos que no son proporcionados por el estrato bajo del manglar, sino por su estrato más inmediato (6 m).

Müller y Goßner (2010) al realizar estudios en bosques latifoliados, de robles, rodales y piceas, y Bouget *et al.* (2011) en bosques caducifolios, encontraron una mayor riqueza de coleópteros saproxílicos en el sotobosque en comparación con el dosel. Así mismo, Vodka *et al.* (2009) utilizando troncos trampa para capturar insectos de la familia Buprestidae y Cerambycidae, encontraron que la riqueza de escarabajos también fue mayor en el sotobosque. Otro parámetro que influye en la diversidad y estructura de diversos escarabajos saproxílicos con relación al estrato vertical elegido es el diámetro de la madera (Brin *et al.*, 2011, Lassaue *et al.*, 2012, Brunet y Isacson, 2009a), variable que puede ser objeto de estudio en investigaciones futuras, ya que muchas especies de escarabajos tienen preferencias por diámetros pequeños como el de las ramas, sin embargo, los diámetros más grandes como la base de los troncos proporcionan mayor número de hábitats para más especies.

Por otro lado, pudimos determinar que el gremio alimenticio más abundante en nuestro sitio de estudio fue el xilomicetófago, coincidiendo con lo registrado

**Tabla 5. Modelo lineal generalizado de la abundancia y diversidad de insectos en el Interior, entre cada altura del muestreo.**

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 X <sup>2</sup> = 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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 O	Abundancia GLM X <sup>2</sup> =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
	Diversidad GLM X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> = 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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> = 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 X <sup>2</sup> =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 X <sup>2</sup> =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	Abundancia GLM X <sup>2</sup> =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

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
U B R E	Diversidad GLM $X^2=5.741$ ; 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
	Abundancia GLM $X^2=254.280$ ; 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 $X^2=6.717$ ; 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 $X^2=266.280$ ; 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 $X^2=3.179$ ; 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

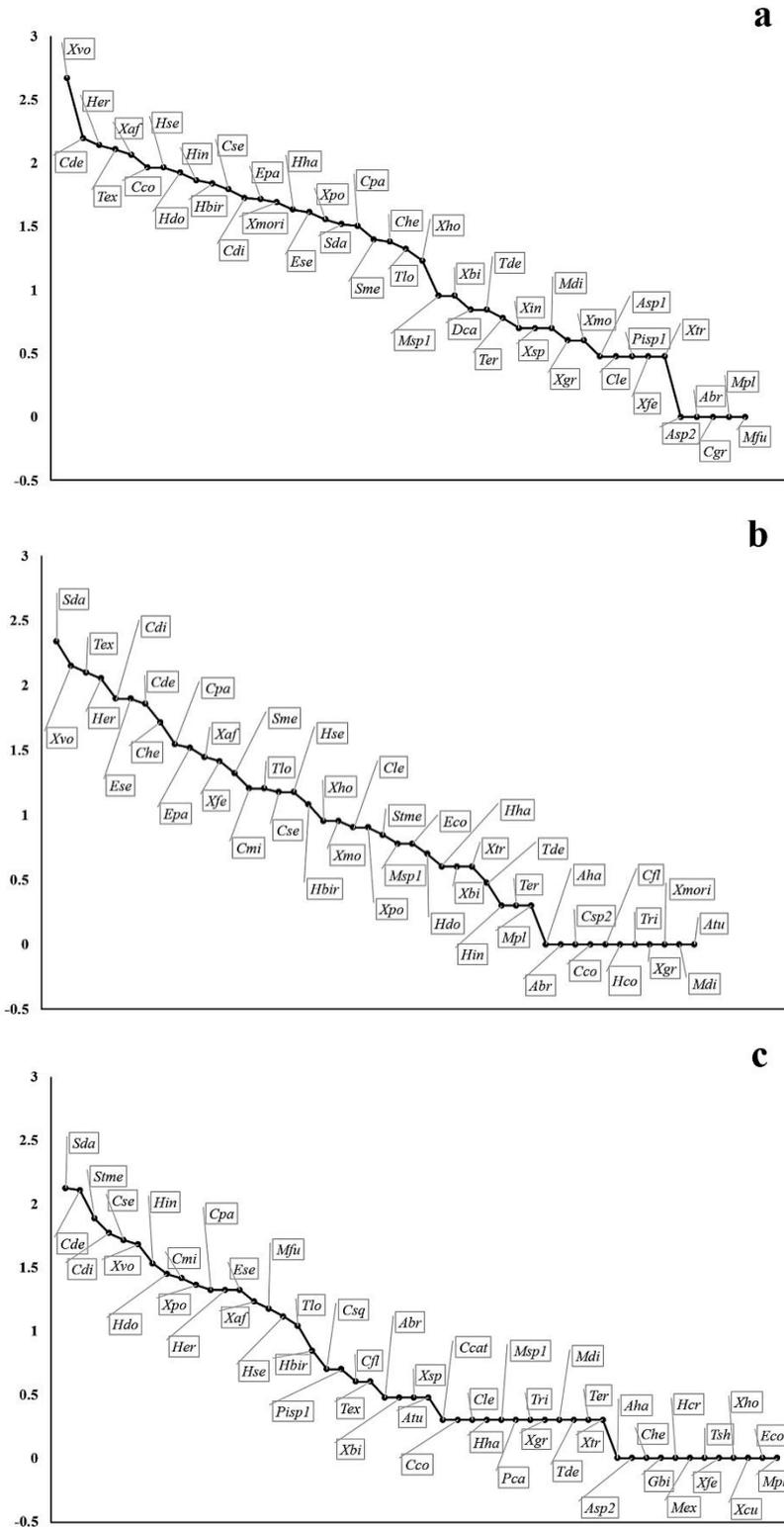
por Lázaro-Dzul *et al.* (2020) en huertos de aguacate en Michoacán, México. Si bien, la selva aquí estudiada es un ecosistema natural y los huertos de aguacate son agroecosistemas con fines de aprovechamiento, ambos se pueden considerar ecosistemas tropicales, a los cuales se encuentra asociada un mayor número de especies xilomicetófagas como se ha reportado en diversos trabajos de estas regiones (Browne, 1961, Atkinson y Equihua-Martínez, 1986, Pérez-De la Cruz *et al.*, 2009b, 2011, 2015, 2016). Así como lo descrito por Procházka *et al.* (2018) en dos ecosistemas de la República Checa, donde al evaluar la distribución vertical de los escolítidos concluyeron que las especies xilomicetófagas se encuentran en mayor abundancia entre 1.5 y 14 m de altura, rango de estratificación que puede variar de un sitio a otro, ya que depende de la altura de los árboles y la cobertura del dosel, atributos que influyen en la regulación de la temperatura y humedad. Los escarabajos xilomicetófagos requieren mayores contenidos de humedad (Maeto y Fukuyama, 2003, Hulcr *et al.*, 2008), lo que podría explicar que estos presenten variaciones poblacionales y estructurales de la comunidad según la estacionalidad y el estrato vertical, propiciando una mayor riqueza y abundancia en el sotobosque, tal como lo sugieren Ulyshen *et al.* (2012). 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 Gerónimo-Torres *et al.* (2021) en un manglar y por Peres-Filho *et al.* (2012) en un bosque tropical semidecíduo 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 los 10 m con relación al suelo.

Safranyik *et al.* (2000) mencionan que los escolítidos no muestran preferencia por un estrato en particular, sin embargo, Gerónimo-Torres *et al.*, (2021) sugieren que existe preferencia en las alturas de vuelo de algunas especies, lo cual concuerda con nuestros resultados al capturar especies en solo uno de los estratos evaluados, que no fueron capturadas en otro estrato. Wermelinger *et al.* (2007) describen la existencia de una ligera preferencia por un estrato en particular por parte de los escolítidos, a pesar de que estos presentan una distribución homogénea entre los estratos. Los resultados obtenidos en la presente investigación están influenciados por una mejor estratificación vegetal dentro de la selva, en la cual se observa un mayor número de especies capturadas en un estrato en particular, 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 (Florenet *et al.*, 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 (Forsse y Solbreck, 1985,

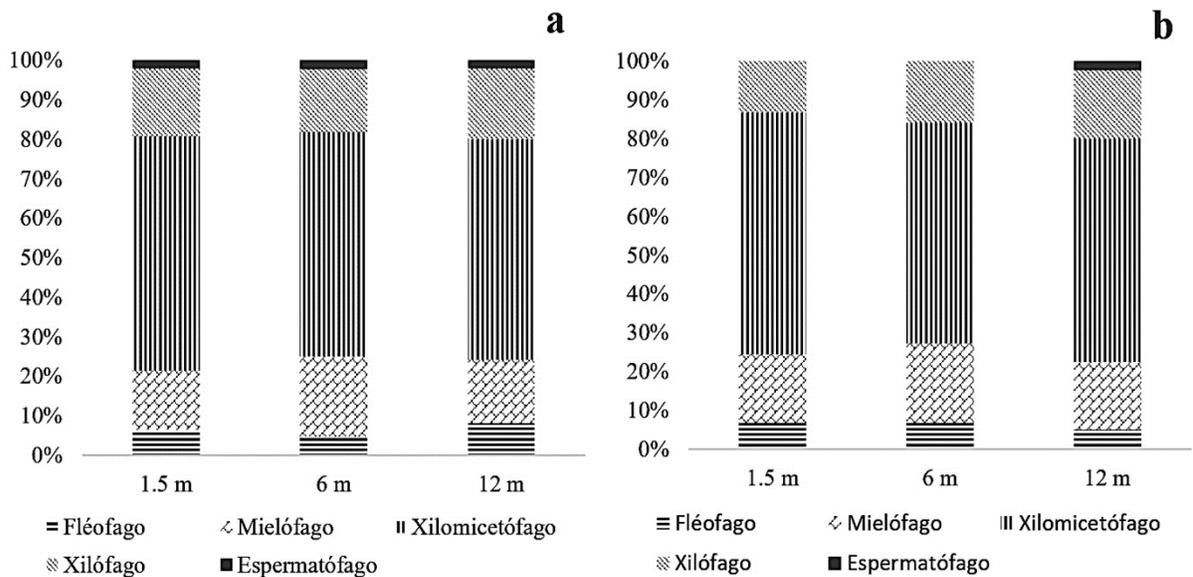
Duelli *et al.*, 1986, Byers *et al.*, 1989), especies que, si bien no se encuentran distribuidas en nuestro sitio de estudio, pueden ayudar a comprender de manera

general el comportamiento de algunas especies del grupo.



**Figura 1.** Curvas de rango-abundancia de las especies capturadas en cada estrato del borde de la selva. a) 1.5 m, b) 6 m, c) 12 m. Las abreviaciones y el nombre completo de las especies se encuentran en la tabla 1.





**Figura 3.** Proporciones de gremios alimenticios de las especies capturadas en cada estrato. a) Borde, b) Interior.

En cuanto a la similitud de la riqueza de especies entre los estratos evaluados, se determinó que entre el estrato bajo (1.5 m) y alto (12 m) se presentan los máximos valores, resultados que difieren a lo registrado en el bosque de manglar por Gerónimo-Torres *et al.* (2021), donde reportaron que en el borde del manglar el estrato bajo presentó una similitud de 0.86 con el estrato medio (6 m) y alto, y para el interior, el estrato medio obtuvo 0.86 de similitud con el estrato bajo y alto. Posiblemente, estas diferencias tan marcadas es el resultado de evaluar dos ecosistemas altamente contrastantes como son las selvas y los manglares.

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 Gerónimo-Torres *et al.*, (2021) y lo reportado por Rodríguez y Barrios (2017) para platipódidos en un bosque tropical en Panamá, donde describe diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de estos insectos entre el sotobosque y el dosel en los meses de febrero, mayo y octubre. Las diferencias descritas en nuestros resultados y lo reportado por Gerónimo-Torres *et al.*, (2021) y Rodríguez y Barrios (2017) se le atribuye a 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, no solo entre épocas del año si no también en el transcurso del día.

## CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo aportan más información sobre la distribución vertical de los insectos barrenadores y descortezadores aquí estudiados, los cuales son de suma importancia en el área forestal. Aunque los valores de diversidad fueron similares entre las alturas evaluadas, se confirmó la presencia de diversas especies asociados a estratos particulares y se determinó que el gremio alimenticio dominante en el interior de la selva fue el xilomicetófago, con el 60, 57 y 56 % de la abundancia a 1.5, 6 y 12 m respectivamente; así como en el borde, con el 62, 57 y 58 % a 1.5, 6 y 12 m. Además, se demostró que la mayor abundancia de estos organismos se encuentra en los estratos inferiores y se corroboró que tanto la diversidad y abundancia de los insectos cambia a través del tiempo, y que aún hacen falta estudios que incluyan varios años y sean más detallados, para conocer el grado de las variaciones asociadas a variables ambientales como la temperatura, humedad, radiación solar, velocidad del viento, fenología vegetal, entre otras. Así como, los cambios en el borde de los ecosistemas atribuidos a la degradación producida por actividades antropogénicas. Es importante continuar con los estudios ecológicos de estos insectos, cubriendo preferentemente el mayor número de gradientes verticales desde el sotobosque al dosel, para comprender mejor la interacción de los insectos con sus hospederos y la distribución de las especies en un plano vertical.

**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 Jesús Manuel García Uribe y Edgar Francisco Pérez Torres por su valioso aporte en la realización del presente estudio. A los revisores anónimos que tan amablemente aportaron en el enriquecimiento del documento con sus comentarios y sugerencias.

**Financiamiento.** Los autores financiaron esta investigación con recursos propios.

**Conflicto de interés.** Los autores no tienen conflicto de interés que declarar.

**Cumplimiento de estándares de ética.** Los autores declaramos haber cumplido con el estándar ético.

**Disponibilidad de datos.** Los datos están disponibles con el autor (César Orlando Pozo-Santiago-biolcops@hotmail.com) previa solicitud razonable.

**REFERENCIAS**

- Abreu, R.L.S., Fonseca, C.R.V., Marques, E.N. 1997. Análise das principais espécies de Scolytidae coletadas em floresta primária no estado do Amazonas. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil. 26: págs. 527-535. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0301-80591997000300016>
- Aikens, K.R., Timms, L.L., Buddle, C.M. 2013. Vertical heterogeneity in predation pressure in a temperate forest canopy. PeerJ. 1: e138. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.138>
- Atkinson, T.H., Equihua-Martinez, 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: págs. 414-423. DOI: <https://doi.org/10.1093/aesa/79.3.414>
- Bahillo de la Puebla, P., López-Colón, J.I., Baena, M. 2007. Los Bostrichidae Latreille, 1802 de la fauna ibero-baleár (Coleoptera). Heteropterus Revista de Entomología. 7: págs. 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.
- Binda, F., Joly, L.J. 1991. Los Bostrichidae (Coleoptera) de Venezuela. Boletín de Entomología Venezolana. 62: págs. 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: págs. 211-220. DOI: <https://doi.org/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: págs. 653-669. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9364-5>
- Browne, F.G. 1961. The biology of Malayan Scolytidae and Platypodidae. Malaysia. Editorial Kuala Lumpur.
- Brunet, J., Isacson, G. 2009a. Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. Journal of Insect Conservation. 13: págs. 515-528. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9200-3>
- Byers, J.A. 1989. Chemical ecology of bark beetles. Experientia. 45: págs. 271-283. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01951813>
- Campos-Bolaños, R., Atkinson, T.H., Cibrian-Tovar, D., Méndez-Montiel, T. 2015. Primer registro de *Scolytus schevyrewi* Semenov 1902 (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) en México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.). 31: págs. 146-148.
- Dajoz, R. 2001. Entomología Forestal: los insectos y el bosque. Madrid, España. Editorial Mundi-Prensa.
- Duelli, P., Studer, M., Näf, W. 1986. Der Borkenkäferflug außerhalb des Waldes. Journal of Applied Entomology. 102: págs. 139-148. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1986.tb00904.x>
- Erbilgin, N., Raffa, K.F. 2003. Spatial analysis of forest gaps resulting from bark beetle colonization of red pines experiencing belowground herbivory and infection. Forest Ecology and Management. 177: págs. 145-153. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00317-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00317-1)
- Feinsinger, P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad.

- Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. Editorial FAN.
- Fisher, W.S. 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.
- Flechtmann, C.A.H., Gaspareto, C.L., Teixeira, E. 1997. Altura de voo de Bostrichidae (Coleoptera) em *Pinus caribaea* v. *hondurensis* em Agudos, SP. Revista do Instituto Florestal. 9: págs. 19-26.
- Floren, A., Müller, T., Dittrich, M., Weiss, M., Linsenmair, K.E. 2014. The influence of tree species, stratum and forest management on beetle assemblages responding to deadwood enrichment. *Forest Ecology and Management*. 323: págs. 57-64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.028>
- Forsse, E., Solbreck, C.H. 1985. Migration in the bark beetle *Ips typographus* L.: duration, timing and height of flight. *Journal of Applied Entomology*. 100: págs. 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 'rcomdr', version 2.0-2. En R Commander. [Revisada en: 20 Jun 2019]. <http://www.r-project.org>
- Gerónimo-Torres, J.C., Pérez-De La Cruz, M., De La Cruz-Pérez, A., Arias-Rodríguez, L., Burelo-Ramos, C.M. 2021. Diversidad y distribución vertical de escarabajos barrenadores (Coleoptera: Bostrichidae, Curculionidae: Scolytinae, Platypodinae) en un manglar en Tabasco, México. *Caldasia*. 43: págs. 172-185. DOI: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.84499>
- Gossner, M.M. 2009. Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *European Journal of Entomology*. 106: págs. 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*. Germany: Bioform Entomology. Pp. 383-405.
- 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. *Bulletin of Insectology*. 67: págs. 87-97.
- Heepe, L., Wolff, J.O., Gorb, S.N. 2016. Influence of ambient humidity on the attachment ability of ladybird beetles (*Coccinella septempunctata*). *Beilstein Journal of Nanotechnology*. 7: págs. 1322-1329. DOI: <https://doi.org/10.3762/bjnano.7.123>
- Hulcr, J., Atkinson, T.H., Cognato, A.I., Jordal, B.J., McKenna, D.D. 2015. Morphology, Taxonomy, and Phylogenetics of Bark Beetles. In: Vega, F.E., Hofstetter, R.W. Eds. *Bark Beetle Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. United States: Elsevier. pp. 41-84.
- Hulcr, J., Beaver, R.A., Puranasakul, W., Dole, S.A., 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: págs. 1461-1470. DOI: <https://doi.org/10.1603/0046-225X-37.6.1461>
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113: págs. 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: págs. 2427-2439. DOI: <https://doi.org/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: págs. 204-212. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.001>
- Lázaro-Dzul, M.O., Equihua-Martínez, A., Romero-Nápoles, J., González-Hernández, H., Alvarado-Rosales, D., Macías-Sámamo, J. E., Castañeda-Vildózola, Á., Atkinson, T.H. 2020. Diversity of Scolytinae (Coleoptera: Curculionidae) at Three Sites in the Central Avocado-Producing Region of Michoacán, Mexico. *The Coleopterists Bulletin*. 74: págs. 454-462. DOI: <https://doi.org/10.1649/0010-065X-74.2.454>
- Lövei, G.L., 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: págs.

- 283-289. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2005.00221.x>
- Maeto, K., Fukuyama, K. 2003. Vertical stratification of ambrosia beetle assemblage in a lowland forest at Pasoh, peninsular Malaysia. In: Okuda, T., Manokaran, N., Matsumoto, Y., Niiyama, K., Thomas, S.C., Ashton, P.S. Eds. Ecology of a lowland rain forest in Southeast Asia. Tokyo, Japan: Springer. pp. 325-336.
- Magurran, A.E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Barcelona, España. Editorial Veda.
- Marqués, O.M., Gil-Santana, H.R. 2008. Bostrichidae (Insecta: Coleoptera) em um Agroecosistema Cacaueiro da Região Sul do Estado da Bahia. *Magistra*, Cruz das Almas-BA. 20: págs. 301-304.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, España. M&T-Manuales y Tesis SEA.
- Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E., Pavón, N.P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: págs. 1249-1261. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- 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: págs. 2979-3001.
- Müller, J., Goßner, M.M. 2010. Three-dimensional partitioning of diversity informs state-wide strategies for the conservation of saproxylic beetles. *Biological Conservation*. 143: págs. 625-633.
- Peres-Filho, O., Barbosa, J.I., De Souza, M.D., Dorval, A. 2012. Altura de voo de bostríquídeos (Coleoptera: Bostrichidae) coletados em Floresta Tropical Semidecídua, Mato Grosso. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 32: págs. 101-107. DOI: <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.69.101>
- 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. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80: págs. 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: págs. 14-29.
- Pérez-De la Cruz, M., Hernández-May, M.A., 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: págs. 335-342.
- Pérez-De la Cruz, M., Valdez-Carrasco, J.M., 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 Zoológica Mexicana* (n.s.) 27: págs. 129-143. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271740>
- Pérez-De la Cruz, M., Zavaleta-Bastar, P. G., 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: págs. 201-211.
- Procházka, J., Cizek, L., Schlaghamerský, J. 2018. Vertical stratification of scolytine beetles in temperate forests. *Insect Conservation and Diversity*. DOI: <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: págs. 85-90.
- 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 Mexicana*. 34:53-61. Doi: <https://doi.org/10.21829/abm34.1996.950>
- Rodríguez, O.R., Barrios, H. 2017. Diversidad, distribución vertical y temporal de los escarabajos ambrosiales Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) en la isla barro colorado, Panamá. *Scientia*. 27: págs. 69-85.

- Safranyik, L., Linton, D.A., Shore, T.L. 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: págs. 799-810. <https://doi.org/doi:10.4039/ent132799-6>
- Salazar-Conde, E.C., 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: págs. 7-23.
- Sane, S.P. 2003. The aerodynamics of insect flight. *Journal of Experimental Biology*. 206: págs. 4191-4208.
- Sheehan, T.N., Ulyshen, M.D, Horn, S., Hoebeke, E.R. 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: págs. 327-341. DOI: <https://doi.org/10.1093/jee/toz271>
- 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*. Nuremberg, Germany. Bioform Entomology. Pp. 49-59.
- Tuomisto, H. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*. 164: págs. 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: págs. 903-911. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2128-4>
- Ulyshen, M.D., Barrington, W.T., Hoebeke, E.R., Herms, D.A. 2012. Vertically stratified ash- limb beetle fauna in northern Ohio. *Psyche: A Journal of Entomology*. 2012: Págs. 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1155/2012/215891>
- Ulyshen, M.D., Hanula, J.L. 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: págs. 260-278.
- Ulyshen, M.D., Sheehan, T.N. 2017. Trap height considerations for detecting two economically important forest beetle guilds in southeastern US forests. *Journal of Pesticide Science*. 92: págs. 253-265. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10340-017-0883-7>
- 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: págs. 836-846. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2215>
- 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: págs. 553-562.
- Vulinec, K., Mellow, D.J., Vasconcellos-Da, C.R. 2007. Arboreal foraging height in a common neotropical dung beetle, *Canthon subhyalinus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae). *Coleopta Bull.* 61: págs. 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: págs. 67-82.
- Wermelinger, B., Flückiger, P.F., Obrist, M.K., Duelli, P. 2007. Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology*. 113: págs. 104-114.
- Wood, S.L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist*. 6: págs. 1-1359.
- Wood, S.L. 1986. A reclassification of the genera of Scolytidae (Coleoptera). *Great Basin Naturalist*. 10: págs. 1-126.
- Wood, S.L. 2007. *Bark and Ambrosia Beetles of South America* (Coleoptera: Scolytidae). Monte L. Bean Science Museum, Provo, Utah.