

IMPACTO DEL DAÑO FOLIAR OCASIONADO POR HERBIVORÍA EN EL MANGLAR DE PIXVAE, GOLFO DE CHIRIQUÍ, PACÍFICO DE PANAMÁ.

IMPACT OF FOLIAR DAMAGE CAUSED BY HERBIVORY IN A MANGROVE FROM PIXVAE, CHIRIQUI GULF, PACIFIC OF PANAMA

Viterbo Rodríguez.

Universidad de Panamá. Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en el Parque Nacional Coiba (CCIMBIO-COIBA). Centro Regional Universitario de Veraguas, Panamá

<https://orcid.org/0000-0003-1592-4479>

Autor de correspondencia: viterbo.rodriguez@up.ac.pa

Elian Alexander Muñoz

Universidad de Panamá. Centro Regional Universitario de Veraguas, Panamá

elianmunoz122@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0006-9181-5054>

Recepción
2/01/2024

Aprobación
31/05/2024

DOI: <https://doi.org/10.48204/j.scientia.v34n2.a5328>

Resumen

Con la finalidad de determinar el daño foliar ocasionado por herbivoría en *Rhizophora mangle*, *Pelliciera rhizophorae*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, en el manglar de Pixvae, se realizaron en los meses de junio, agosto y septiembre de 2022 y enero y febrero de 2023, 6 giras con 5 días de duración, en donde se establecieron 5 cuadrantes de 50 x 20 m (1, 000 m²). Los cuadrantes 2 y 3 se ubicaron paralelos a la línea de costa y los cuadrantes 1, 4 y 5 hacia la parte más interna del manglar. Los vértices de cada cuadrante fueron georreferenciados. Cada cuadrante se delimitó con un hilo de fibra sintética y se inventariaron y determinaron, taxonómicamente, las

especies de mangle presentes. Para determinar el impacto del daño foliar por herbivoría, se cuantificó el porcentaje de área foliar removida en las hojas, en los distintos estratos del dosel y en cada individuo, se realizó un muestreo sistemático en los tres estratos del dosel: bajo, medio y alto. Se colectaron 3 ramas secundarias de los distintos estratos del dosel, de las cuales se eligieron al azar 50 hojas maduras por estrato, para un total de 150 hojas por individuo. Las hojas colectadas fueron fotografiadas y el porcentaje del área foliar removida, fue calculado con la aplicación BioLeaf. Las especies de mangle estudiadas presentaron diferencias significativas en los porcentajes de área foliar removida, (Kruskal-Wallis, $GL=3$, $p=0.0001$). También se encontraron, por cuadrantes, diferencias significativas en los promedios totales de área foliar removida (Kruskal-Wallis, $GL=4$, $p=0.0001$).

Palabras clave: BioLeaf, ecosistema, herbívora, insectos, manglar

Abstract

In order to determine foliar damage caused by herbivory in *Rhizophora mangle*, *Pelliciera rhizophorae*, *Laguncularia racemosa*, and *Avicennia germinans* in a mangrove system from Pixvae, six expeditions were conducted in the months of June, August, and September of 2022, and January and February of 2023, each lasting 5 days. During these expeditions, five quadrants of 50 x 20 m (1,000 m²) were established. Quadrants two and three were positioned parallel to the coastline, while quadrants 1, 4, and 5 were located towards the innermost part of the mangrove. The vertices of each quadrant were georeferenced, delineated with synthetic fiber thread, and taxonomically inventoried, where mangrove species were identified. To determine the percentage of consumed foliar area in different canopy strata and in each individual tree, a systematic sampling was conducted in the three canopy strata: lower, middle, and upper. Three secondary branches were collected from different canopy strata, from which 50 mature leaves were randomly selected for each stratum, totaling 150 leaves per individual. The collected leaves were photographed, and the percentage of consumed foliar area was calculated using the BioLeaf application. The studied mangrove species exhibited significant differences in the percentages of consumed foliar area by herbivores (Kruskal-Wallis, $GL=3$, $p=0.0001$). Significant differences in total average consumed foliar area were also found among quadrants (Kruskal-Wallis, $GL=4$, $p=0.0001$).

Keywords: BioLeaf, ecosystem, herbivory, insects, mangrove.

Introducción

Los manglares se establecen en zonas litorales tropicales que integran la transición de zonas marítimas a bosques húmedos y nos brindan protección contra inundaciones y erosiones costeras, y sirven a la vez para retener y almacenar contaminantes (Valle et al., 2011; Alfaro-Sibaja et al., 2015). La importancia de los manglares se debe a que constituyen uno de los ecosistemas más productivos por su alto rendimiento de biomasa que enriquece los ecosistemas estuarinos,

beneficiando a organismos que son el soporte de cadenas tróficas (Valle et al., 2011). Por lo que, algunas de sus funciones más importantes son brindar refugio y alimento, lo que impulsa el desarrollo de muchas especies de interés comercial, para la pesca artesanal, lo que refuerza, e impulsa aspectos socioeconómicos de las poblaciones aledañas (Vega et al., 2007; Díaz-Gaxiola, 2011, Silva et al., 2022). Los manglares se caracterizan por ser resilientes, ya que poseen una adaptabilidad a suelos con altas concentraciones de sales, pobres en oxígeno y frecuentemente inundados, todo esto sin alterar sus funciones y estructuras (Tomlinson, 2016; Valverde, 2016). Sin embargo, constantemente se ve amenazado por fenómenos naturales como altas escorrentías que provocan erosiones que acaban en la desembocadura de los estuarios, que sumado, a altas marejadas, junto con las actividades antropogénicas provocan la mortalidad de estadios larvarios de especies comerciales (Valverde, 2016; Díaz-Gaxiola, 2011).

Pixvae posee un manglar de tipo ribereño, con una extensión aproximada de 936,000 m², estructuralmente poco desarrollado (Castillero et al., 2023), con la capacidad de regenerarse de forma exitosa, gracias a su alta producción de semillas y propágulos, sin embargo, no escapa de amenazas asociadas a actividades antrópicas, como la deforestación, desechos de materia orgánica vertida de manera directa y retención de basura por las raíces de los árboles (Castillero, 2023; Alfaro-Sibaja et al., 2015; Valiela et al., 2013).

Estos ambientes forestales están repletos de especímenes, los cuales cada uno de ellos forman un elemento para conformar una compleja red de interacciones ecológicas, esto abre paso a la existencia de relaciones entre individuos, donde algunos se pueden ver beneficiados, perjudicados o sencillamente no son afectados (Hernández, 2017). Un ejemplo de estas es la herbivoría, que no es más que la interacción entre planta-herbívoro, que implica consumo de tejido vegetal como:

semillas, raíces, tallos, hojas, flores o frutos que aún se encuentran en el árbol (Silva et al., 2022).

Dentro de los manglares, los herbívoros desempeñan un papel muy importante en el ciclo de nutrientes y en la transferencia de energía a otros niveles tróficos, no obstante, la herbivoría puede perjudicar las capacidades de las plantas, los patrones de transferencia de nutrientes y de energía en las respectivas cadenas alimenticias, además de la diversidad de organismos dentro de las comunidades (Silva, 2014). Los mayores responsables de la actividad herbívora en manglares son los grupos de invertebrados de la clase Insecta, que dependen de las partes de las plantas para su crecimiento, desarrollo y reproducción, en relación a la función de la calidad de las hojas removidas, sin embargo, también existen crustáceos y gasterópodos que participan en la defoliación por herbivoría, los que causan daño a los propágulos y plántulas afectando gravemente la regeneración y distribución de las especies de manglar (Elster et al., 1999, Romero et al., 2006, Silva, 2014).

La magnitud de las afectaciones por herbivoría dependerá de la cantidad de tejidos consumidos (hojas, estructuras reproductivas y meristemas) (Dirzo, 1984; Coley et al., 1985). Estudios demuestran que la pérdida de cobertura foliar en los árboles por parte de los insectos herbívoros afecta el desempeño vegetativo y reproductivo, causando repercusiones ecológicas y evolutivas de las plantas, debido a la disminución de la disponibilidad de recursos. Estos, también, atacan a los órganos polinizadores lo que perjudica la calidad y cantidad del polen (Marquis, 1992; Murgas et al., 2010).

Sin embargo, algunos estudios demuestran que el impacto causado por los herbívoros es moderado (Schowalter et al., 1986, Tong et al. 2006, Romero, et al., 2006, Menezes y Peixoto, 2009) no obstante, existen casos de defoliación severa

causada por *Junonia evarete* (Lepidoptera), como el de la Ciénaga Grande de Santa Marta en la costa caribeña de Colombia, donde se tiene registro de que atacó gravemente al mangle *A. germinans*. Esta oruga cuenta con reportes de defoliación desde las costas de México hasta Brasil (Elster et al., 1999, Mehlig et al., 2005). Son muchas las amenazas que afrontan los bosques de manglar; y es por ello, que resalta la importancia de identificar los principales tipos de daños que causa la herbivoría; así como también, determinar los niveles de consumo entre las diferentes especies de mangle encontradas en el sitio de estudio; es relevante enfocarse en el punto de vista ecológico, ya que estas actividades de consumo herbívoro en altas concentraciones reduce las hojas de los árboles provocando pérdida de la productividad fotosintética, afecta el crecimiento y la diversidad en la composición de la comunidad ecológica (Silva, 2014). Razón por la cual se busca determinar, en este estudio, el impacto del daño foliar ocasionado por la herbivoría, en *Rhizophora mangle*, *Pelliciera rhizophorae*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, en el manglar de Pixvae, del golfo de Chiriquí, en el Pacífico panameño para determinar la salud ecológica o calidad ambiental del ecosistema.

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio

El manglar de Pixvae tiene un estimado de cobertura de mangle de 936, 000 m² y se encuentra ubicado entre las coordenadas UTM (17 P 436500 866500) - (17 P 437400 865000), se han identificado 5 de las 7 especies de mangle que se reportan para Panamá (ANAM-ARAP, 2013) las cuales son: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora*, *Conocarpus erectus*, *Pelliciera rhizophorae*, siendo este último el más dominante en esta área, encontrándose presente en sustratos consolidado (Castillero et al., 2023). Además, también, se reportan dos

especies asociadas al manglar, *Mora oleifera* (alcornoque) y *Acrostichum aureum* (helecho de manglar). El manglar está limitado en su parte frontal, hacia la bahía de Pixvae, por una formación arenosa (relinga) sobre la que se ubica el poblado y en su parte posterior, por áreas de cultivo y ganadería. Las fuentes de agua dulce la aportan los ríos De Mona y Pixvae y la única fuente de intercambio con el mar la constituye un pequeño canal en el extremo suroeste de la playa (Castillero et al., 2023).

El clima en la zona es tropical húmedo estacional de II orden, con un período seco muy marcado entre los meses de enero, febrero y marzo con < 60 mm de precipitación, clasificación que coincide con la caracterización (Aw) de Köppen. La temperatura media anual es de 27.1 °C, con un máximo en abril de 28 °C, y la mínima de 26.6 °C en enero (Rivera, 2022).

Diseño y procedimiento de muestreo

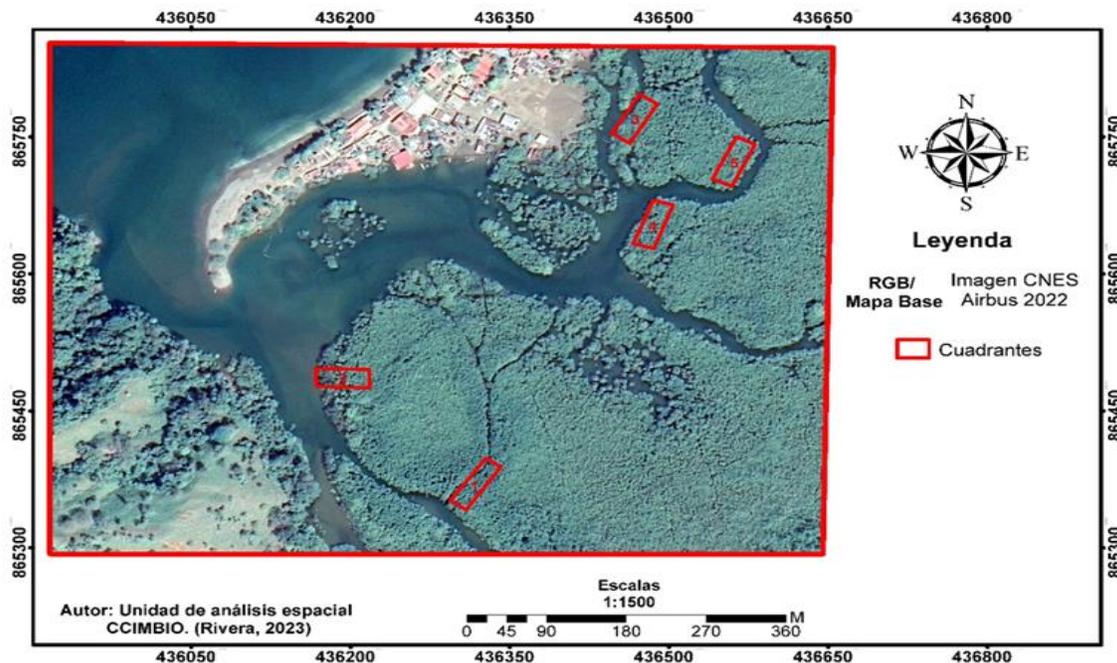
Entre los meses de junio, agosto y septiembre de 2022, además de enero y febrero de 2023, se realizaron giras con 5 días de duración, en donde se establecieron 5 unidades de muestreo de forma rectangular de 20 x 50 m (1,000 m²). Los cuadrantes dos y tres se ubicaron paralelos a la línea de costa y los cuadrantes 1, 4 y 5 hacia la parte más interna del manglar. Los vértices de cada cuadrante fueron georreferenciados con GPS (Figura 1).

Cada cuadrante se delimitó con hilo de fibra sintética y se inventariaron e identificaron taxonómicamente las especies de mangle presentes. Se muestrearon y analizaron, en total, 70 árboles, 32 de la especie *Pelliciera rhizophorae*, 12 de *Avicennia germinans*, 14 de *Laguncularia racemosa* y 12 de *Rhizophora mangle*. Se midió la altura de todos los árboles muestreados con un hipsómetro Forestry pro II marca Nikon, y la circunferencia a la altura del pecho para *Pelliciera rhizophorae*, *Avicennia germinans*, y *Laguncularia racemosa* y en el caso de *Rhizophora mangle*,

la medición se realizó 30 cm sobre la raíz aérea más alta (Kauffman et al., 2013). Posteriormente, este valor se transformó a diámetro (DAP) dividiéndolo por el valor de π (3.1416), como un estimador del tamaño.

Figura 1.

Cuadrantes utilizados para evaluar el área foliar removida en las especies de mangle R. mangle, P. rhizophorae, L. racemosa y A. germinans.



Fuente: Unidad de análisis espacial. (CCIMBIO).

Determinación de área foliar removida

Para determinar el impacto del daño foliar por herbivoría, se cuantificó el porcentaje de área foliar removida en las hojas, en los distintos estratos del dosel y en cada individuo, para tal fin, se realizó un muestreo sistemático en los tres estratos del dosel: bajo, medio y alto. Se colectaron 3 ramas secundarias de los distintos estratos del dosel, de las cuales se eligieron al azar 50 hojas maduras por estrato, para un total de 150 hojas por individuo. Las hojas colectadas fueron fotografiadas

y el porcentaje del área foliar removida fue calculado con la aplicación BioLeaf (Machado, et al., 2016, Ullah, et al., 2020).

Análisis estadísticos

Debido a que los datos obtenidos de porcentajes de área foliar removida no cumplieron con los supuestos de homogeneidad y de normalidad, los porcentajes fueron transformados al arcoseno (Zar, 2009). Una vez transformados, se realizó un análisis de Kruskal-Wallis y posteriormente, se usó la prueba de comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral, y la corrección de Bonferroni para ajustar el nivel de significancia para determinar diferencias entre grupos. También, se determinó el coeficiente de correlación de Pearson para asociar área foliar removida y las variables de crecimiento, altura y diámetro de los árboles analizados.

Resultados

Composición florística de los cuadrantes.

En 5 000 m², se identificaron e inventariaron cuatro especies de mangle: *Pelliciera rhizophorae* que representó el 96.6 %, *Avicennia germinans* el 0.78 %, *Laguncularia racemosa* el 14 % y *Rhizophora mangle* con el 1.48 %, lo que parece indicar que *Pelliciera rhizophorae* es la especie con mayor representatividad (Tabla 1).

Tabla 1.

Especies de mangle presentes en los cinco cuadrantes de 1000 m² analizados en el manglar de Pixvae. Datos tomados en los meses de junio, agosto y septiembre de 2022; enero y febrero de 2023.

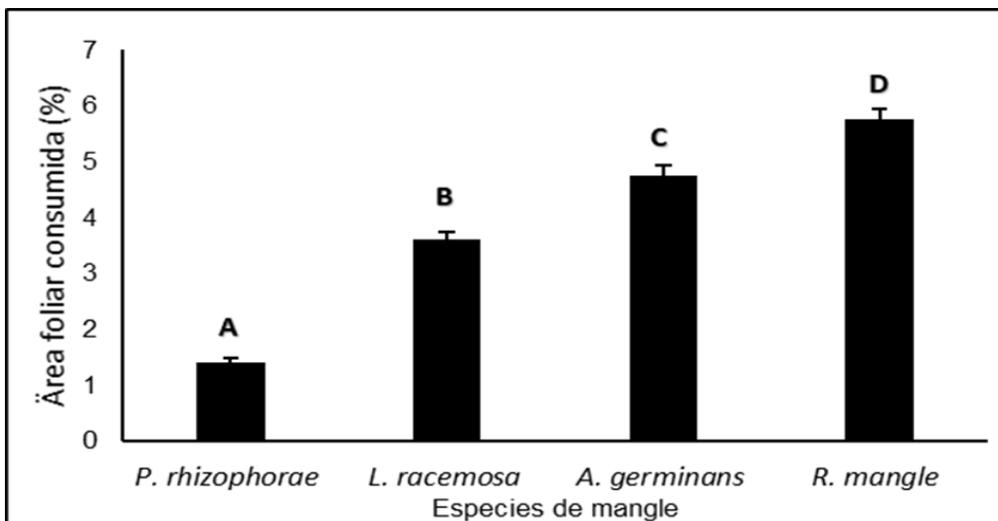
CUADRANTES	Especies de mangle			
	<i>P. rhizophorae</i>	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
C-1	572	0	5	1
C-2	1271	25	59	1
C-3	1672	10	5	36
C-4	1443	7	4	57
C-5	1223	8	0	0
TOTAL	6181 (96.6 %)	50 (0.78 %)	73 (1.14 %)	95 (1.48 %)

Comparación entre especies

En total, se analizaron 70 árboles con una altura promedio de 5.37 ± 1.70 m. y de 13.78 ± 5.77 cm. de DAP, distribuidos de la siguiente manera: 32 de la especie *Pelliciera rhizophorae*, 12 de *Avicennia germinans*, 14 de *Laguncularia racemosa* y 12 de *Rhizophora mangle*. Las especies de mangle estudiadas presentaron diferencias significativas en los porcentajes de área foliar consumida por herbívoros (Kruskal-Wallis, $GL=3$, $p=0.0001$), con los valores promedios de área foliar consumida más bajos en *Pelliciera rhizophorae* ($1.40 \% \pm 3.08$) y valores más altos en *Rhizophora mangle* ($5.75 \% \pm 4.72$); *Avicennia germinans* ($4.76 \% \pm 4.43$), y *Laguncularia racemosa* ($3.61 \% \pm 3.72$), (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.0083). (Figura 2).

Figura 2.

Variación en los niveles totales de área foliar removida en las especies de mangle *Pellíciera rhizophorae*, *Avicenia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.0083).

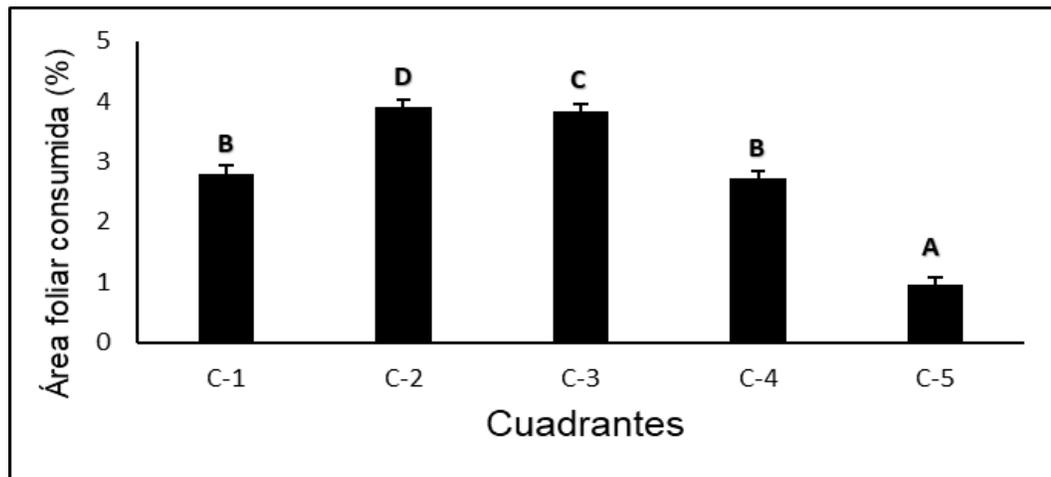


Comparación de área foliar removida entre cuadrantes

En los cinco cuadrantes estudiados, se encontraron diferencias significativas en los promedios totales de área foliar removida (Kruskal-Wallis, $GL=4$, $p=0.0001$), con los valores promedios más altos en los cuadrantes 2 y 3, de $3.9\% \pm 4.6$ y $3.8\% \pm 4.5$, respectivamente. (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.005). (Figura 3).

Figura 3.

Variación en los niveles totales de área foliar removida en los diferentes cuadrantes ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.005).

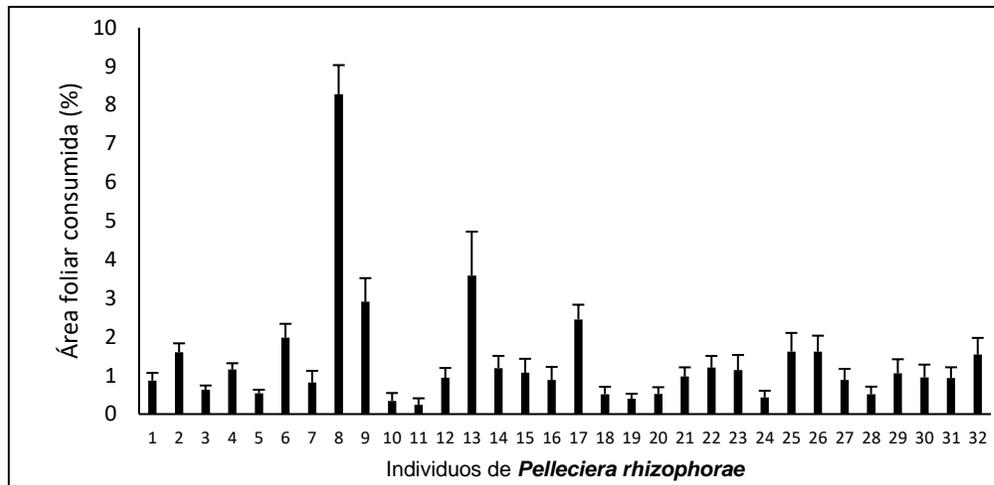


Patrones de herbivoría.

En relación con el porcentaje de área foliar removida, se encontraron diferencias significativas entre individuos de *Pelliciera rhizophorae* (Kruskal-Wallis, $GL=31$, $p=0.0001$), siendo el promedio de $1,40 \pm 3.08$ % de área foliar removida por hoja, en los 32 individuos de *P. rhizophorae* (Figura 4).

Figura 4.

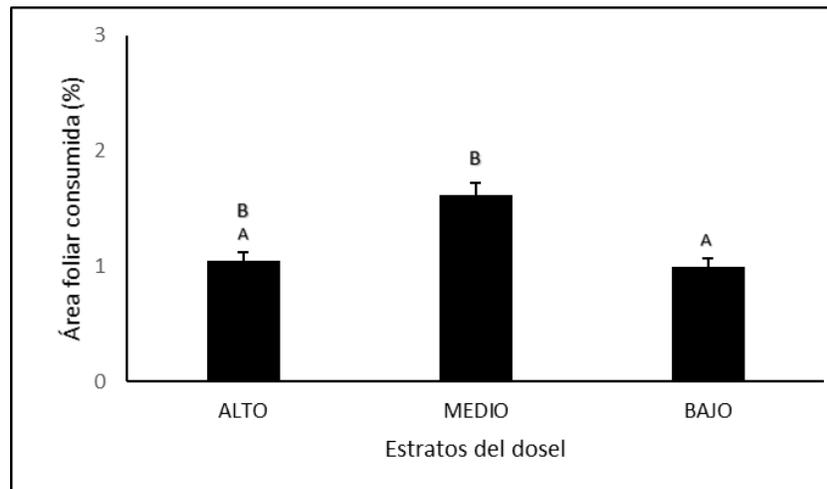
Variación individual en el porcentaje de área foliar removida en *Pelliciera rhizophorae*, ($\bar{x} \pm SEM$).



En los estratos del dosel de *Pelliciera rhizophorae*, se obtuvieron porcentajes de área foliar removida de 1.04 % \pm 3.1 para el estrato alto, de 1.62 % \pm 4.3 para el estrato medio y de 1.0 % \pm 2.8 para el estrato bajo. Se encontraron diferencias significativas en los niveles de consumo de área foliar por estrato (Kruskal-Wallis, $GL=2$, $p=0.0010$), siendo mayor en el estrato medio y menor en el estrato bajo. (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.004$, Bonferroni: 0.0167) (Figura 5).

Figura 5.

Variación en los porcentajes de área foliar removida en los estratos del dosel de *Pelliciera rhizophorae*, ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.004$, Bonferroni: 0.0167).



En *Avicennia germinans*, se encontraron diferencias significativas entre los individuos y el porcentaje de área foliar removida (Kruskal-Wallis, $GL=11$, $p=0.0001$), siendo el promedio de 3.65 ± 3.73 del área foliar removida por hoja, en los 12 individuos analizados (Figura 6). En los estratos del dosel *A. germinans* presentó porcentajes de área foliar removida de 3.49 ± 5.17 para el estrato alto, de 3.16 ± 4.41 para el estrato medio y de 4.25 ± 5.94 para el estrato bajo. Se encontraron diferencias significativas en los niveles de consumo de área foliar por estrato (Kruskal-Wallis, $GL=2$, $p=0.019$), siendo mayor en el estrato bajo. (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.008$, Bonferroni: 0.0167), (Figura 7).

Figura 6.

Variación individual en los niveles de área foliar removida en *Avicennia germinans*, ($\bar{x} \pm SEM$).

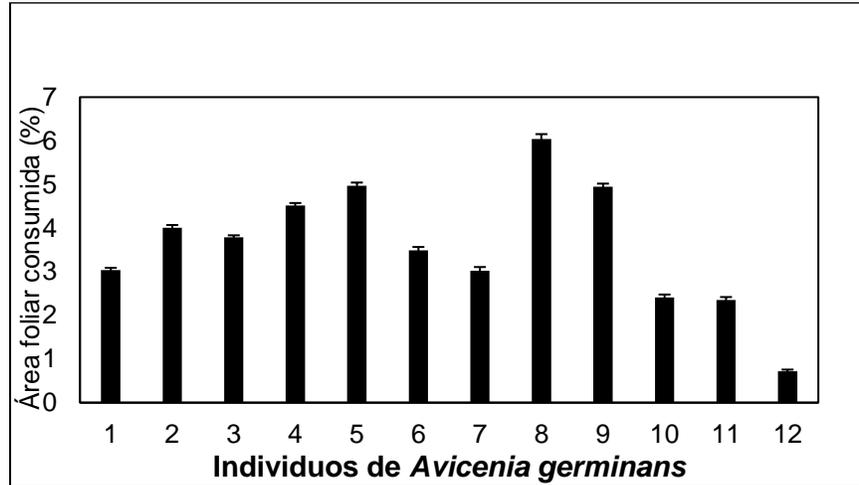
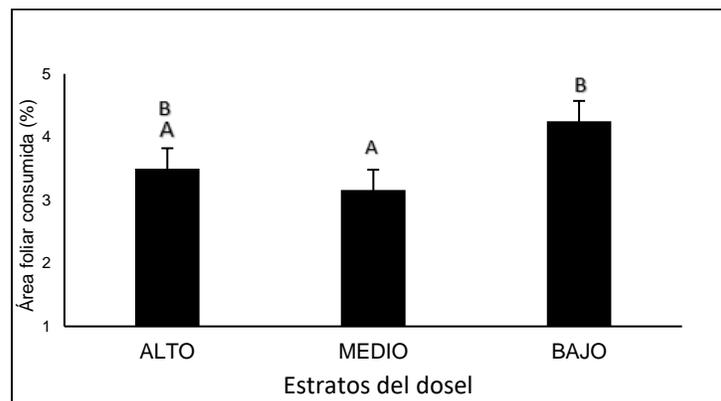


Figura 7.

Variación en los niveles de área foliar removida en los estrados del dosel de *Avicennia germinans*. ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.008$, Bonferroni: 0.0167).



En *Laguncularia racemosa*, se encontraron diferencias significativas entre los individuos y el porcentaje de área foliar removida (Kruskal-Wallis, $GL=13$, $p=0.0001$), siendo el promedio de 4.75 ± 4.43 % del área foliar removida por hoja, en los 14 individuos analizados (Figura 8). En los estratos del dosel *L. racemosa* presentó porcentajes de área foliar removida de 4.27 ± 5.79 para el estrato alto, de 3.98 ± 5.81 para el estrato medio y de 5.55 ± 6.93 para el estrato bajo. Se encontraron diferencias significativas en los niveles de consumo de área foliar por estrato (Kruskal-Wallis, $GL=2$, $p=0.0001$). Siendo mayor para el estrato bajo. (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.0167), (Figura 9).

Figura 8.

Variación individual en los niveles de área foliar removida en *Laguncularia racemosa*, ($\bar{x} \pm SEM$).

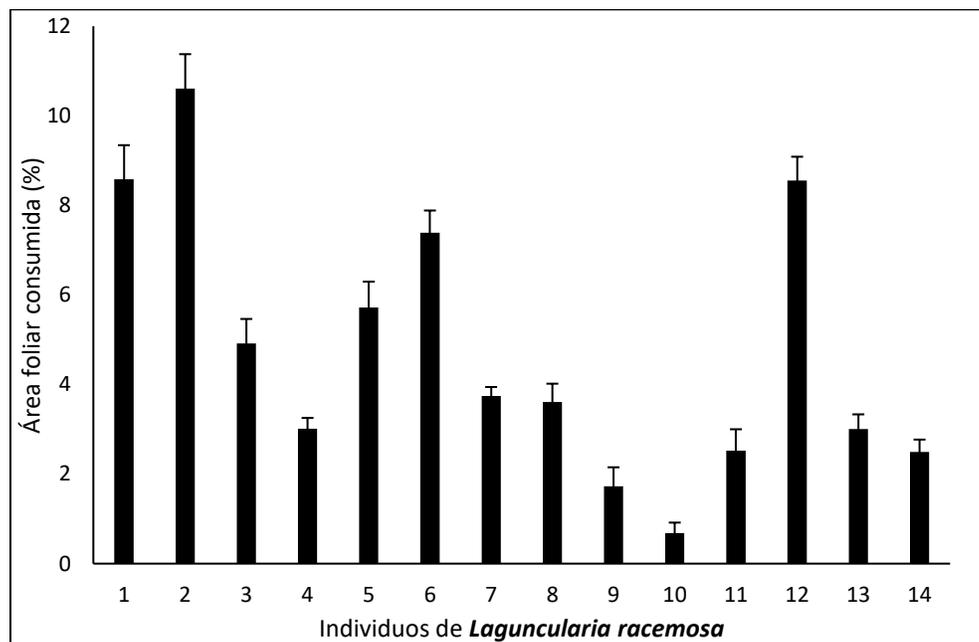
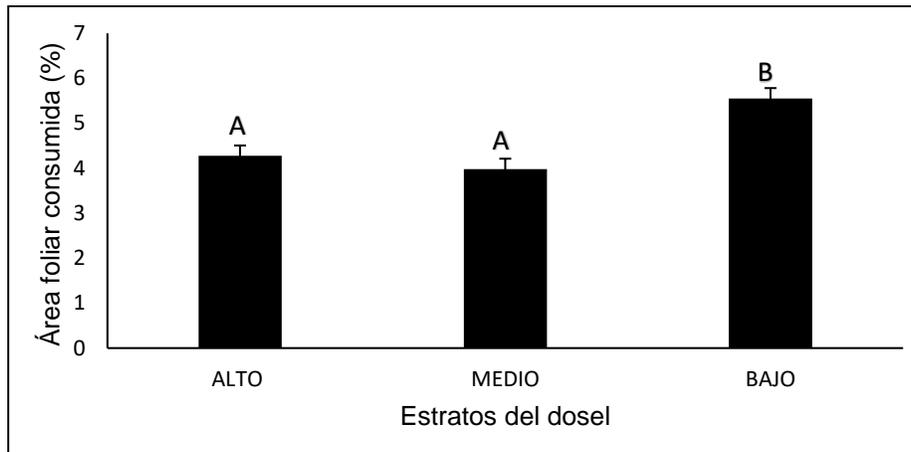


Figura 9.

Variación en los niveles de área foliar removida en los estrados del dosel de *Laguncularia racemosa*, ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.0167).



En *Rhizophora mangle*, se encontraron diferencias significativas entre los individuos y el porcentaje de área foliar removida (Kruskal-Wallis, $GL=11$, $p=0.0001$), siendo el promedio de 5.83 ± 4.74 % del área foliar removida por hoja, en los 12 individuos analizados (Figura 10). En los estratos del dosel *R. mangle*, presentó porcentajes de área foliar removida de 4.66 ± 5.91 para el estrato alto, de 6.13 ± 6.80 para el estrato medio y de 6.32 ± 7.40 para el estrato bajo. Se encontraron diferencias significativas en los niveles de área foliar removida por estrato (Kruskal-Wallis, $GL=2$, $p=0.0001$). Siendo mayor para los estratos medio y

bajo. (Comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn / Prueba bilateral, $p=0.0001$, Bonferroni= 0.0167), (Figura 11).

Figura 10.

*Variación individual en los niveles de área foliar removida por insectos folívoros en *Rhizophora mangle*, ($\bar{x} \pm SEM$).*

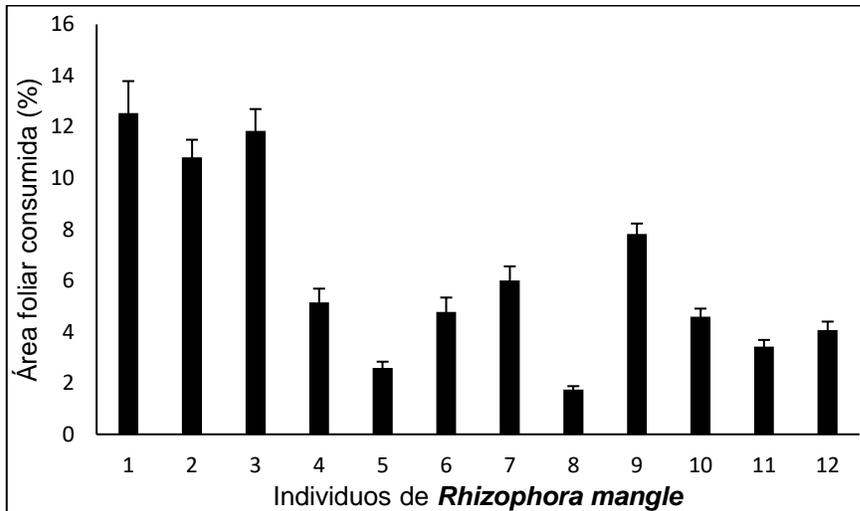
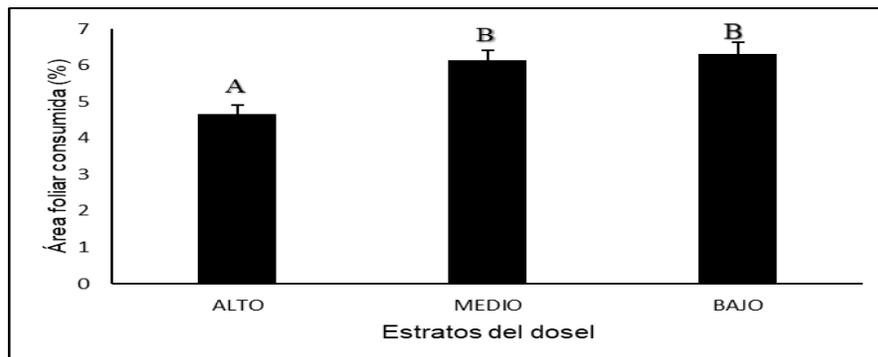


Figura 11.

*Variación en los niveles de área foliar removida en los estrados del dosel de *Rhizophora mangle*, ($\bar{x} \pm SEM$). Letras distintas indican las medias estadísticamente diferentes. (CM procedimiento de Dunn / Prueba bilateral: $p=0.0001$, Bonferroni: 0.0167).*



Correlación entre el promedio de área foliar removida y las variables de crecimiento.

El análisis de correlación de Pearson entre el promedio de área foliar removida en las especies de mangle estudiadas y las variables de crecimiento altura y diámetro del tallo, mostró que no existe correlación en las especies de *P. rhizophorae* ($r = -0.168$, $p = 0.358$ para la altura y de $r = 0.069$, $p = 0.708$ para el diámetro), *A. germinans* ($r = -0.411$, $p = 0.188$ para la altura y de $r = -0.216$, $p = 0.708$ para el diámetro) y *L. racemosa* ($r = -0.338$, $p = 0.237$ para la altura y de $r = -0.435$, $p = 0.120$ para el diámetro). Lo que asegura que en el momento del análisis el porcentaje de área foliar removida no afecta las variables de crecimiento en estas especies. Mientras que, en *R. mangle* existe correlación entre el promedio de área foliar removida y la variable de crecimiento altura ($r = -0.646$ $p = 0.023$), lo que asegura que en el momento del análisis el porcentaje de área foliar removida solamente afectó a la variable altura en *R. mangle*.

Discusión

Composición florística de los cuadrantes

Castillero et al., 2023, en el manglar de Pixvae, en un área de 4 200 m², identificaron cinco especies de mangle: *Pelliciera rhizophorae* que representó el 85 % de los individuos, *Avicennia germinans* 8 %, *Laguncularia racemosa* 4 %, *Rhizophora mangle* 2.93 %, adicionalmente fuera de los transectos utilizados, identificaron a *Conocarpus erectus*, y dos especies asociadas al manglar, *Mora oleifera* y *Acrostichum aureum*. De las especies de manglar identificadas determinaron que *P. rhizophorae* es la especie dominante. En el presente estudio, en 5 000 m², se identificaron cuatro especies de mangle: *P. rhizophorae* que representó el 96.6 % de los individuos, *A. germinans* el 0.78 %, *L. racemosa* el 14 % y *R. mangle* con el

1.48 %, lo que parece indicar que *P. rhizophorae* es la especie con mayor representatividad en el manglar de Pixvae.

Comparación entre especies

En el presente estudio, se obtuvieron valores promedios de área foliar removida más bajos en *Pelliciera rhizophorae* (1.40 %) y valores más altos en *Rhizophora mangle* (5.75 %); *Avicennia germinans* (4.76 %), y *Laguncularia racemosa* (3.61 %). Romero, et al., (2006) en un estudio en la costa pacífica colombiana, obtienen los niveles de consumo foliar más bajos en *P. rhizophorae* (2.1 %), y *Rhizophora sp.* (2.3 %) y valores más altos en *A. germinans* (4.9 %) y *L. racemosa* (4.7 %), resultados muy parecidos a los encontrados en este estudio.

Erickson, et al., (2003), en un estudio de la herbivoría del cangrejo de manglar (*Aratus pisonii*), en la bahía de Tampa, demostraron que existen mayores diferencias significativas en el porcentaje de hojas dañadas de *R. mangle*, en comparación que *A. germinans* y *L. racemosa*, lo que coincide con nuestro estudio. En Costa Rica, (Beever, et al., 1979), observaron daño foliar probablemente causados por *A. pisonii* en *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* excepto en *P. rhizophorae*, que en el presente estudio presentó el menor porcentaje de área foliar removida. Romero, et al., (2006) encontraron que las especies con hojas con mayor dureza como *Rhizophora sp.* y *P. rhizophorae* presentaron los porcentajes promedios de área foliar removida más bajos, mientras que las hojas con menos dureza tuvieron los porcentajes más altos como *L. racemosa* y *A. germinans*. Es probable que entre los factores responsables de las diferencias observadas en el área foliar removida entre las especies de mangle, sea la dureza y contenido químico de las hojas (Romero, et al., 2006; Coley, 1987).

En el presente estudio, el área foliar removida no sobrepasa el 10 %. Este porcentaje, aunque bajo, es comparable con lo encontrado por Romero, et al.,

(2006) en manglares de Costa Pacífica colombiana, con un promedio de área foliar removida inferior al 10 %, y Menezes y Peixoto (2009) en el manglar de la bahía de Sepetiba, Río de Janeiro con un porcentaje de área foliar por herbivoría de 8.8 %. Gómez-García et al., 2015 encontraron en *A. germinans*, en Tabasco, México, un daño foliar mínimo de 1 a 19 %. Citrón et al., (1978) plantean que en los sitios donde el manglar está tensionado, por factores abióticos, pueden presentar aumentos en el daño foliar y en relación a este planteamiento Menéndez et al., (2006), consideran que los niveles de daño foliar es una medida aceptable de la salud del manglar.

Los porcentajes de área foliar removida en el presente estudio no constituye una amenaza al manglar de Pixvae, considerando que el área foliar removida no supera el 10% (Schowalter et al., 1986, Tong et al., 2006), lo que indica que el manglar no presenta ninguna tensión por la herbivoría y tiene un estado aceptable de la salud ecológica o calidad ambiental (Camejo, et al., 2013), producto de la relación entre la calidad ambiental y la defensa de las plantas contra la herbivoría (Tong et al., 2006).

Comparación de área foliar removida entre cuadrantes.

Las especies de mangle *Pelliciera rhizophorae*, *Avicenia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, mostraron diferencias significativas en el porcentaje de área foliar removida en los diferentes cuadrantes, también se encontró, diferencias significativas entre los diferentes cuadrantes con el mayor porcentaje de área foliar removida en los cuadrantes dos y tres. Romero et al., (2006) demostraron que la condición del bosque, el grado de intervención y la zona del manglar donde se encuentran los árboles son los principales factores que determinan la tasa y el tipo de consumo que sufren las especies. Según, Tong et al., (2006), las diferencias en la intensidad de la herbivoría, dentro de un manglar,

se relaciona con la química y la calidad de las hojas, lo que explicaría las diferencias entre sitios en la susceptibilidad al ataque de herbívoros.

Patrones de herbivoría en los estratos del dosel.

En relación con el área foliar removida en los estratos del dosel, se encontró que hojas de los estratos medio y bajo, presentaron los mayores niveles de área foliar removida y menores niveles en el estrato alto. Herrera et al., (2007) estudiaron los patrones de herbivoría en *Avicennia germinans* y encontraron en el estrato superior mayores niveles de herbivoría y menores concentraciones de compuestos nutricionales. Según los autores, la calidad nutricional de la hoja no explica los niveles de consumo foliar en el estrato superior en *A. germinans*. El patrón general, encontrado por Lowman, (1985), muestra que las hojas expuestas al sol sufren un menor daño que las hojas de los estratos más bajos, posiblemente hojas de sombra son más apetecibles, por los herbívoros.

Área foliar removida y las variables de crecimiento (altura y diámetro del tallo)

El área foliar removida no estuvo correlacionada con las variables de crecimiento (altura y diámetro del tallo), durante el período de estudio en *Pelliciera rhizophorae*, *Avicennia germinans*, y *Laguncularia racemosa*, por lo que no se puede asegurar que el daño foliar ocasionado afecte las variables de crecimiento en estas especies, a excepción de *R. mangle* que fue la única especie que registró una relación perjudicial, ya que dio como resultado un coeficiente de correlación de $r = -0.646$ $p=0.023$ para altura, lo que indica que daño foliar provocado está limitando el crecimiento del tallo como lo indica (De la Cruz et al., 2002, Campos, 2001).

Conclusiones

El impacto del daño foliar ocasionado por herbivoría en las especies de mangle *Pelliciera rhizophorae*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y

Rhizophora mangle, en el manglar de Pixvae, no constituye una amenaza, considerando que el área foliar removida, no supera el 10%, lo que indica que el manglar no presenta ninguna tensión por la herbivoría, y tiene un estado aceptable de salud ecológica o calidad ambiental.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación de Panamá (SENACYT), a Conservación Internacional con el apoyo de la iniciativa Blue Action Fund y de manera muy especial, a la participación de profesores, estudiantes de tesis y, en general, a todo el grupo de trabajo del Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en el Parque Nacional Coiba, (CCIMBIO-COIBA), del Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá.

Referencias Bibliográficas

- Alfaro-Sibaja, L., Barquero-Salgado, D., Fonseca, A., Montoya-Solano, R. A., Morales-Cerdas, V., y Ramírez-Arce, D. (2015). Estructura y composición vegetal del manglar Palo Seco, Quepos, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, Vol. 7(2), 325-332.
<https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/26534>
- ANAM-ARAP. Autoridad Nacional del Ambiente y Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá. (2013). Manglares de Panamá: importancia, mejores prácticas y regulaciones vigentes. Panamá: Editora Novo Art, S.A. pág.72
- Beever, J. W., Dimberloff, D. y King, L. (1979). Herbivory and predation by the mangrove tree crab *Aratus pisonii*. *Oecología*. Vol.(43): 317-328.
<https://www.jstor.org/stable/4215967>

- Camejo, J. A., Cobián, D., Izquierdo, K., Linares, J. L., y Varela, R. (2013). Acercamiento al estado de salud del ecosistema de manglar de la franja norte en la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba. *ECOVIDA*. Vol.(4)2: 36 – 52.
<https://revistaecovida.upr.edu.cu/index.php/ecovida/article/view/57/102>.
- Campos-Chinchilla, E., (2001). Efectos de la concentración de taninos en la herbivoría de *junonia evarete* (Ord: lepidóptera: nymphalidae) durante el crecimiento de propágulos y plántulas de manglar en la ciénaga grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Santafé de Bogotá. Colombia.
<https://centrodocumentacion.invemmar.org.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=2856>.
- Castillero, R. G., Vega, A. J., Robles, Y. A. y Rivera, J. (2023). Caracterización geomorfológica, florística y estructural del manglar en la costa de Pixvae, golfo de Chiriquí, Pacífico de Panamá, *Revista Tecnociencia*, 25(1):209–229.
- Citrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J. y Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, Vol (10):2, 110-121. <https://doi.org/10.2307/2388013>.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., y Chapin, F. S. (1985). Resource availability and plant anti herbivore defense. *Sáciense*, 230(4728), 895-899.
<https://doi.org/10.1126/science.230.4728.895>.
- Coley, P.D. (1987). Patrones en las defensas de las plantas: ¿por qué los herbívoros prefieren ciertas especies? *Rev. Biol. Trop.* Vol. 35 (Supl. 1): 151-164. <https://collections.lib.utah.edu/details?id=703781>
- De la Cruz, A. R., Ocaña, G. L., y Trejo, H. H. (2002). Evaluación preliminar de los efectos de la inundación y la herbivoría sobre plántulas de mangle. *Universidad y Ciencia*, Vol. 36(18), 135-139.
<https://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=15403605>.

- Díaz-Gaxiola, J. M. (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. Ra Ximhai: *Revista científica de sociedad, cultura y desarrollo sostenible*, Vol. (7):3, 355-369.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46121063005>.
- Dirzo, R. (1984). Insect-plant interactions: some ecophysiological consequences of herbivory. In *Physiological ecology of plants of the wet tropics: Proceedings of an International Symposium Held in Oxatepec and Los Tuxtlas, Mexico*, (pp. 209-224). Springer Netherlands.
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-7299-5_15.
- Elster, C., Perdomo, L., Polanía, J., y Schnetter, M. L. (1999). Control of *Avicennia germinans* recruitment and survival by *Junonia evarete* larvae in a disturbed mangrove forest in Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 15(6), 791-805.
<https://doi.org/10.1017/S0266467499001182>.
- Erickson, A. A., Saltis, M., Bell, S.S. y Dawes C.J. (2003). Herbivore feeding preferences as measured by leaf damage and stomacal ingestion: a mangrove crab example. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 289: 123-138.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(03\)00039-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(03)00039-X).
- Gómez-García, E., Soto-Estrada, A., Sol-Sánchez, A., Pérez-Vázquez, A., Sánchez-Soto, S. y Octavio Ruíz-Rosado, O. (2015). Daño foliar ocasionado por la herbivoría en árboles de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) en Tabasco, México. *Fitosanidad*, Vol. 19(3):213-219.
<https://www.redalyc.org/pdf/2091/209150672003.pdf>
- Hernández-López, M. (2017). Herbivoría y estructura genética de *Rhizophora mangle* en la costa de Chiapas. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. México.
<https://hdl.handle.net/20.500.12753/440>

- Herrera, J., Maldonado-López, Y., Mendoza-Cuenca, L. F., y Cuevas-Reyes, P. (2007). Patrones de herbivoría en *Avicennia germinans*: Importancia de la defensa química y la calidad nutricional. *Revista Biológicas*. No. 9 (1): 72-80.
https://www.researchgate.net/publication/278026676_Patrones_de_herbivor%C3%ADa_en_Avicennia_germinans_Importancia_de_la_defensa_qu%C3%ADmica_y_la_calidad_nutricional#fullTextFileContent.
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., y Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Center for International Forestry Research. Bogor Barat 16115, Indonesia.
<https://doi.org/10.17528/cifor/004386>
- Lowman, M. D. (1985). Temporal and spatial variability in insect grazing of the canopies of five Australian rainforest tree species. *Australian Journal of Ecology* (10): 7-24. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1985.tb00859.x>
- Machado, B. B., Orue, J., M., Arruda, M. S., Santos, C. V., Goncalves, W. N., Rodrigues-Jr, J. F., Sarath, Silva, G. G., Pistori, H., Roel, A. R. (2016). BioLeaf: A professional mobile application to measure foliar damage caused by insect herbivory. *Journal computers and electronics in agriculture*. Vol. (129): 44-55 <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.09.007>
- Marquis, R. J. (1992). A Bite is a Bite is a Bite? Constraints on response to folivory in *Piper arieianum* (Piperaceae). *Ecology*, Vol. (73):1, 143-152.
<https://doi.org/10.2307/1938727>
- Mehlig, U., y de Menezes, M. P. (2005). Mass defoliation of the mangrove tree *Avicennia germinans* by the moth *Hyblaea puera* (Lepidoptera: Hyblaeidae) in Equatorial Brazil. *Ecotropica*, 11, 87-88.
- Menéndez, L., Guzmán, J. M., Capote-Fuentes, R. T., Rodríguez, L., González, A. V. y Gómez, R. (2006). Salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago Sabana Camagüey: patrones y tendencias a escala de paisaje. En L. Menéndez y J. M. Guzmán (Eds.), *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano: estudios y experiencias enfocados a su gestión* (pp. 276-283). Editorial La Academia, La Habana, Cuba.

- Menezes, L. F. T., y Peixoto, A. L. (2009). Leaf damage in a mangrove swamp at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, Vol. (32):4, 715-724. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000400010>
- Murgas, A. S., Barrios, H. E., y Luna, I. G. (2010). Herbivoría por insectos en cuatro especies de plantas maderables nativas en Sardinilla, provincia de Colón, Panamá. *Revista Tecnociencia*, Vol.(12):1, 65-75. <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/880/748>
- Rivera, J. (2022). Teoría y métodos para la práctica de la Geografía Física: Estudio de casos - Panamá. Colombia. Ed. Novo Art, S.A.
- Romero, I. C.; Cantera, J. R. y Peña, E. J., (2006). Consumo de hojas por herbívoros en manglares del estuario del Río Dagua, Costa Pacífica Colombiana. *Rev. Biol.* Vol. (54):4, 1205-1214. <https://www.scielo.sa.cr/img/en/iconPDFDocument.gif>
- Schowalter, T. D., Hargrove, W. W. y Crossley, D. A. (1986). Herbivory in forested ecosystems. *Annual Review of Entomology*. 31:177–196.
- Silva, R. J. R., y Maia, R. C. (2022). Herbivoria foliar em um bosque de mangue no Ceará, Brasil. *Ciencia Florestal*, 32(1), 122–140. <https://doi.org/10.5902/1980509843456>
- Silva, W. A. (2014). Danos foliares por herbivoría em florestas de mangue em três estuários do estado da Paraíba. Tesis de Maestría. Universidad Federal de Paraíba. Brazil. <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/7618>
- Tomlinson, P. B. (2016). The botany of mangroves. Cambridge University Press. Pp. 413. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139946575>
- Tong, Y.F., Lee, S.Y. y Morton, B. (2006). The Herbivore Assemblage, Herbivory and Leaf Chemistry of the Mangrove *Kandelia obovata* in Two Contrasting Forests in Hong Kong. *Wetlands Ecol Manage* 14, 39–52. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-2565-0>.
- Ullah, M. I., Arshad, M., Sajjad Ali, S., Abdullah, A., Khalid, S., Aatif, H. M., Zahid, S. M. A., Muhammad Afzal, M., y Molina-Ochoa, J. (2020). Using Smartphone Application to Estimate the Defoliation Caused by Insect Herbivory in Various Crops. *Pakistan J. Zool.*, vol. 52(3):1129-1135. <https://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/20180721120723>.

- Valiela, I., Giblin, A., Barth-Jensen, C., Harris, C., Stone, T., Fox, S., y Crusius, J. (2013). Nutrient gradients in Panamanian estuaries: effects of watershed deforestation, rainfall, upwelling, and within-estuary transformations. *Marine Ecology Progress Series*, 482, 1-15. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps10358>
- Valle, A. G., Osorno-Arango, A. M., y Gil-Agudelo, D. L. (2011). Estructura y regeneración del bosque de manglar de la ciénaga de Cholón, Isla Barú, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 40(1), 115-130. <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/105/101>
- Valverde-Sánchez, R., González-Gairaud, C., Piedra-Castro, L. M., y García-González, J. E. (2016). Vulnerabilidad y adaptabilidad al ascenso del nivel del mar humedales y poblaciones costeras: el manglar del Humedal Nacional Terraba-Sierpe de Osa, Costa Rica. *Revista En Torno a la Prevención*, No. (16) 7-16. <https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/21696/Vulnerabilidad%20y%20adaptabilidad.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Vega, A., Smith, O., y Morán, M. (2007). Diagnóstico del Estado Actual de los Manglares, su Manejo y su Relación con la Pesquería en Panamá: Análisis de la relación existente entre las poblaciones de fauna marina de importancia económica con las variables socioeconómicas y biofísicas del ecosistema del bosque de manglar, en la República de Panamá. Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe. pp.94
- Zar, J. H. (2009). *Biostatistical analysis*. ed. 5ta. New Jersey, USA