



# MANGLARES DE AMÉRICA

# MANGLARES DE AMÉRICA

---

## Recopilado

Natalia Molina Moreira, Ph.D  
Ing. Francisco Galvis Cárdenas, MSc  
**Escuela de Ciencias Ambientales**  
**Facultad de Ingeniería**  
**Universidad Espiritu Santo**

MANGLARES DE AMÉRICA

**Recopiladora**

Natalia Molina Moreira, Ph.D  
Ing. Francisco Galvis Cárdenas, MSc  
Escuela de Ciencias Ambientales  
Facultad de Ingeniería  
Universidad Espíritu Santo

Primera edición: octubre 2019

© Ediciones Grupo Compás 2019

ISBN: 978-9978-25-142-3

**Diseño de portada y diagramación:** Grupo Compás

**Fotografía:** Paul Medranda. Investigador Asociado al Proyecto Manglares del Ecuador-UEES y Conservación Internacional-Ecuador

**Traductora:** Camille DeSisto

Becaria Fulbrighth e Investigadora Asociada al Proyecto manglares del Ecuador-UEES

Este texto ha sido sometido a un proceso de evaluación por pares externos con base en la normativa del editorial.

Quedan rigurosamente prohibidas, bajo las sanciones en las leyes, la producción o almacenamiento total o parcial de la presente publicación, incluyendo el diseño de la portada, así como la transmisión de la misma por cualquiera de sus medios, tanto si es electrónico, como químico, mecánico, óptico, de grabación o bien de fotocopia, sin la autorización de los titulares del copyright.

Guayaquil-Ecuador 2019



## **Agradecimiento**

Expresamos nuestro agradecimiento a la Cooperación Técnica Alemana GIZ, por su valiosa contribución técnica y económica en el 1er Congreso Manglares de América, que hizo posible la activa participación de los usuarios ancestrales del manglar. De igual manera a todos los co-organizadores: Conservación Internacional-Ecuador, Instituto Nacional de Pesca, World Wild Foundation (WWF), Ministerio del Ambiente del Ecuador-Subsecretaría de Gestión Marino Costera, Aves y Conservación, Geoges C. Ltda., Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL) y Universidad Técnica de Manabí (UTM), quienes brindaron su apoyo incondicional en recursos y en tiempo, para hacer posible el 1er Congreso Manglares de América, con la participación de conferencistas Magistrales, científicos, profesores, técnicos, estudiantes y la significativa presencia de los usuarios ancestrales del manglar. Nuestra gratitud a ustedes por ser parte de este evento sin precedentes en el país, que contribuye a la conservación de los manglares del Ecuador y América.

**Comité organizador UEES**

## AUTORES

---

---

### **BIODIVERSIDAD**

Benjamín Castillo Elías  
Herlinda Gervacio Jiménez  
Barboza Flora  
Villarreal Angel  
Querales Yisliu  
Xavier Cornejo  
Gladys Torres  
Arceo-Carranza Daniel.  
Hernández-Mendoza Lesli Cecilia.  
Flores-Rivero Marco A.  
Chiappa-Carrara X.  
Váldez Iuit Jhonny Omar  
Gabriela García-Martínez  
Daniel Arceo-Carranza  
Claudia Teutli-Hernández  
Marco A. Flores  
Miguel Gutierrez Estrada  
Alex González Vargas  
David Araujo Mejía  
Cristian Sánchez Beltrán  
Kerry Díaz Fuenmayor

### **BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Jesús D. Quiñones-Llopiz  
Concepción Rodríguez-Fourquet  
Nicole Díaz Padín  
Yuleika Martínez Castillo  
Piero Gardinali  
Natalia Soares Quinete  
Vanessa Acosta  
Giovanna La Manna

Roger Velásquez  
José imery  
Ana María Santana  
Yanis Cruz  
Myriam Arias de López  
Natalia Molina-Moreira

### **MANEJO DE RECURSOS Y MANEJO DE DESECHOS**

Fausto López-Rodríguez  
Ángel Benítez  
Irma Jurrius  
Herlinda Gervacio Jiménez  
Benjamín Castillo Elías  
Fernando Severiano Galeana  
José Angel Vences Martínez  
Perla Karina De la cruz Mézquita  
José Padilla-Vega  
Tovilla, Hernández, C.  
Salas, Roblero, R.L.

### **RESTAURACIÓN**

Jenny Alexandra Rodríguez Rodríguez  
Lucía Victoria Licero Villanueva  
Julian David Beltrán Pedraza  
Sergio Daniel Martínez  
Wilmer O. Rivera-De Jesús  
Leonardo Moroyoqui Rojo  
Gabriela Ruíz Ruelas  
Francisco Javier Flores Verdugo  
Juan Carlos García Maldonado

## Prólogo

Más del 50% de la población humana, vive en las costas tropicales de planeta. Desde el asentamiento de culturas milenarias, estos ambientes han sido presionados y modificados. Quizá nuestro origen marino, nos atrae a vivir entre “el manglar y el coral” por la incalculable riqueza de sus recursos, la increíble biodiversidad y el bienestar que brindan la belleza de sus cálidos paisajes. El manglar es uno de esos ecosistemas marino costeros, que alberga especies con sorprendentes adaptaciones, para vivir entre el agua salada y el agua dulce, donde se abrazan la tierra con el mar, en una amplia variación de factores físicos y químicos, que hacen posible la más compleja red de alimenticia.

Aunque nada parece suficiente, para describir la insondable maravilla de los manglares en este libro se han seleccionado trabajos de investigación, sobre su biodiversidad, la biología de algunos organismos y la ecología de este mágico ecosistema, algunos de los esfuerzos realizados para el manejo de sus recursos y la conservación de su cobertura vegetal, a través de la restauración con las especies que conforman su estructura arbórea.

Muchas estrategias de conservación se han implementado a nivel mundial y se continúa desarrollando nuevos métodos, para fortalecer la sinergia entre la academia y los saberes ancestrales. Una de ellas es la “Alianza global para los manglares”, esta iniciativa reúne a los actores clave (expertos técnicos, organizaciones de la sociedad civil, gobiernos, comunidades locales, empresas y agencias de financiamiento) con el propósito de incrementar la superficie de cobertura del manglar en un 30% en todo el planeta hasta el 2030, utilizando métodos como la ecología forense para la restauración de manglares. Otra estrategia es la iniciativa internacional de “Carbono azul”, que busca promover el potencial de los ecosistemas marino-costeros (en particular, de los manglares, marismas y pastos marinos) para brindar respuestas de mitigación y adaptación al cambio climático.

Como país anfitrión del 1er Congreso Manglares de América, queremos compartir la estrategia de “Acuerdos para el uso sustentable y custodia del manglar” que hemos implementado en

Ecuador desde hace 20 años, a través del Decreto Ejecutivo 1102, un "instrumento jurídico" que ha permitido conservar los manglares, por el manejo descentralizado y la asignación de derechos de uso territorial. Esta estrategia ha generado importantes evidencias de la sostenibilidad del manejo de los recursos del manglar. 79,194.3 hectáreas, que corresponde al 50% de la extensión total de manglares del Ecuador, están concesionadas a usuarios ancestrales de 71 agrupaciones con más de 6,700 familias.

Si bien el compromiso de las autoridades es decisivo para fortalecer su conservación, es fundamental el rol de las universidades, que a través de proyectos de investigación y de vinculación, pueden influir y contribuir a largo plazo al desarrollo de las poblaciones costeras, a la seguridad alimentaria del planeta y a la estabilidad de los ecosistemas.

La UEES dentro de su portafolio de proyectos de investigación, está ejecutando el proyecto "Manglares del Ecuador: un estudio integrado entre la academia y los saberes ancestrales 2019-2021" y como uno de los puntos más significativos de este proyecto programamos el 1er Congreso Manglares de América, que esperamos se mantenga en el tiempo y sea un espacio para crear una red que fortalezca la sinergia entre la academia y los saberes ancestrales de las comunidades, con este fin el congreso se diseñó con siete Simposios: 1) Biodiversidad, 2) Manejo de recursos y gestión de desechos, 3) Acuicultura sostenible, 4) Etnobiología y saberes ancestrales, 5) Cambio climático- biorremediación y restauración, 6) Áreas protegidas y áreas concesionadas, y; 7) Conservación de manglares en ciudades, turismo, comunicación, arquitectura y educación, que consideramos comprende los aspectos más relevantes para la conservación de los manglares. Este libro está dividido en cuatro secciones, que abarca las temáticas abordadas en los simposios: Biodiversidad, Biología y Ecología, Restauración, Manejo de recursos y Manejo de desechos.

Esperamos que el conocimiento de los Manglares de América, a través de estos trabajos de investigación, sean las partes de una cadena de valores, que vincule a los países de América, para trabajar con los mismos métodos y nos permita enriquecernos al



## Manglares de América

compartir las experiencias de éxitos en cada país, para replicarlas, ahorrar esfuerzos y recursos en nuevos proyectos. Este evento de gran impacto, sin precedentes en nuestro país, quiere dejar abierto este espacio de convergencia, para trabajar juntos por nuestros Manglares de América.

**Natalia Molina Moreira, Ph.D**  
Escuela de Ciencias Ambientales  
Facultad de Ingeniería  
Universidad Espiritu Santo

# Índice

---

---

## **BIODIVERSIDAD**

Diversidad Florística y Maderable de una Zona de Manglar en la laguna de Nuxco, Guerrero, México	1-17
Características estructurales y composición florística del manglar Capitán Chico, estado Zulia, Venezuela	18-31
Plantas de los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur (Colombia, Ecuador, Perú)	32-41
Floraciones algales y variables ambientales en la calidad del agua del área de manglares-urbanos del Estero Salado-Guayaquil en mayo-agosto 2018	42-54
Análisis trófico de peces estuarinos en un manglar en restauración en el sureste mexicano	55-65
Estructura de la comunidad íctica de un ecosistema de manglar en proceso de restauración en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México	66-78
Diversidad de artrópodos terrestres asociados a un ecosistema de manglar en estado conservado y en proceso de restauración dentro de la Ciénega de Progreso, Yucatán	79-89
Arañas asociadas a los bosques de manglar en el brazo Calancala y el Riito, delta del Rio Ranchería, Caribe Colombiano	90-97

## **BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Dinámica y estructura de la población del cangrejo terrestre <i>Cardisoma guanhumi</i> (Latreille, 1825) en la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico	98-110
---	--------

Cuantificación de los ftalatos en los sedimentos de la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico	111-120
Cuantificación de Atributos estructurales y caída de hojarasca de <i>Avicennia germinans</i> en el manglar de Tumilco, Tuxpan, Veracruz	121-135
Descomposición de la hojarasca del mangle rojo ( <i>Rhizophora mangle</i> ) en un sector del Caribe Venezolano	136-148
Biología y comportamiento de <i>Coccotrypes rhizophorae</i> (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) en propágulos del género <i>Rhizophora</i>	149-160

## **MANEJO DE RECURSOS Y MANEJO DE DESECHOS**

Efectividad de Manejo de Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar en la provincia de El Oro	161-175
Impactos antropogénicos en los Manglares de la laguna de Nuxco, Guerrero, México	176-196
Estructura Sociogeográfica y Análisis de las Especies Registradas en el Área Natural Protegida Pantanos De Centla	197-207
Patrones de consumo y demanda de leña en dos comunidades de la Costa de Chiapas	208-232

## **RESTAURACIÓN**

Montículos de restauración: Experimento piloto para la siembra del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia	233-244
Humedales Urbanos en el contexto de Cambio Climático: Prácticas efectivas para su rehabilitación, el caso de la Ciénaga las Cucharillas en Puerto Rico	245-261
Restauración Hidrológica de Manglares en el Sistema Marismas Nacionales Sinaloa (Noroeste de México)	262-272

<b>CONFERENCIAS MAGISTRALES</b>	273
---------------------------------	-----



# BIODIVERSIDAD

# Diversidad Florística y Maderable de una Zona de Manglar en la laguna de Nuxco, Guerrero, México

Benjamín Castillo Elías

Docente-Investigador del Instituto de Investigación Científica  
Humanística Social y Posgrado de la Universidad Autónoma de  
Guerrero, Chilpancingo, Guerrero, México, correo electrónico  
bcastillo@uagro.mx , ORCID <https://orcid.org/0000-0003-1487-53530>

\* Autor de correspondencia

Herlinda Gervacio Jiménez

Docente-Investigadora de la Universidad Autónoma de Guerrero,  
Acapulco, Guerrero, México, correo electrónico  
lindagervacio@uagro.mx , ORCID <https://orcid.org/0000-0003-3037-9528>

**Cita:** Castillo, B., Gervacio, H. (2019). Diversidad Florística y Maderable de una Zona de Manglar en la laguna de Nuxco. Guerrero, México. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

**RESUMEN**

El objetivo fue determinar la importancia ecológica y forestal del manglar anexo con la comunidad de Nuxco, Municipio de Tecpan de Galeana, Guerrero, a partir de su densidad, abundancia relativa, diversidad y volumen maderable. Se eligió una muestra de 1 hectárea de una superficie forestal total de 20 hectáreas, delimitando 10 unidades de muestreo (10x10 m<sup>2</sup>) con una intensidad de muestreo del 4%. El volumen maderable de los ejemplares del manglar fue obtenido a partir de su diámetro a la altura de pecho. Se identificaron seis especies de flora con un total de 741 individuos presentando las mayores frecuencias las especies de *Laguncularia racemosa* L., *Conocarpus erectus* L. y *Avicennia germinans* L., respectivamente. Se obtuvo un volumen total de 19.35 m<sup>3</sup> rollo total árbol, siendo *L. racemosa* la que presentó el mayor volumen de 11.20 m<sup>3</sup> rollo total árbol. Con esta investigación se logró conocer la composición estructural de las especies de flora en el área de estudio, determinando la importancia ecológica del manglar representada por *L. racemosa* a través del volumen maderable, asociándolo como alternativa de conservación en el área de estudio y de aprovechamiento sustentable mediante la propuesta de un programa de manejo forestal.

**Palabras Clave:** Conservación, volumen maderable, diversidad, humedales

**ABSTRACT**

The objective was to determine the ecological and forestry importance of the mangrove forest that is attached to the community of Nuxco, at Tecpan de Galeana municipality, Guerrero State, through its density, relative abundance, diversity and timber volume. A sample of 1 acre was chosen from a total forest area of 20 acres, delimiting 10 sampling units (10x10 m<sup>2</sup>), with a sampling intensity of 4%. The timber volume of mangrove specimens was obtained from their

diameter at breast height. Six species of flora were individuals, presenting the highest frequencies the species of *Laguncularia racemosa* L., *Conocarpus erectus* L. and *Avicennia germinans* L., respectively. A total volume of 19.35 m<sup>3</sup> total tree roll was obtained, with *L. racemosa* (the white mangrove) having the largest volume (11.20 m<sup>3</sup> total tree roll). This research was able to identify the structural composition of the flora species in the study area, determining the ecological importance of the mangrove represented by *L. racemosa* through the timber volume, and associating it as an alternative for conservation and sustainable use in the study area through the proposal of a forest management program.

**key words:** Conservation, timber volume, diversity, wetlands

## 1. Introducción

En México, los manglares son extensos y se presentan tanto en los litorales del Océano Pacífico y Golfo de California (Chiapas hasta Sonora), como del lado del Atlántico en el Golfo de México y Mar Caribe, son de gran importancia en los humedales, tanto por su extensión, su diversidad, su composición y estructura, como por los valores ecológicos, beneficios ambientales y socioeconómicos que representan (Oviedo y Labrada, 2006).

En estos ecosistemas, la flora silvestre presenta comunidades asociadas cuya composición depende de factores ambientales, condiciones edáficas, acción antrópica y de la capacidad de interrelacionarse entre sí para compartir un espacio, en este sentido, existen metodologías que permiten conocer su composición florística y el funcionamiento biológico de estos ecosistemas, contribuyendo en la elaboración de programas de conservación y protección (Bautista et al., 2004).

Los manglares son un recurso forestal de gran importancia en los humedales, tanto por su extensión, su diversidad, su

composición y estructura maderable, como por los valores ecológicos, beneficios ambientales y socioeconómicos que representan (Castillo, 2010).

En el estado de Guerrero existen escasos estudios de composición florística de manglares que indican áreas de distribución de bosques de manglar y descripción de las especies, por lo que en el presente trabajo se presentan datos de la composición estructural de la vegetación de la zona de manglar del área de estudio mediante un muestreo ecológico de manglares.

El objetivo planteado en el estudio fue conocer la importancia ecológica y forestal del manglar que se encuentra adjunto con la comunidad de Nuxco, Municipio de Tecpan de Galeana, Guerrero, a través de la obtención de su densidad y abundancia relativa, diversidad y volumen maderable.

## **2. Materiales y métodos**

### **Descripción del área de estudio**

El área de estudio se ubica entre las coordenadas geográficas 17° 11' y 17° 14' N y 100° 46' y 100° 49' W, con una superficie aproximada de 200,000 m<sup>2</sup> (20 ha); presenta un clima tropical subhúmedo, del tipo Aw'' (w)i con lluvias en verano, sequías en invierno y temperatura mayor a 20°C (Rzedowski, 2006); se encuentra en la región hidrológica N° 19: Costa Grande formada por la cuenca del río Atoyac; cuenca del río de la Sabana y la cuenca del río Papagayo; con suelos de tipo Chernozem (INEGI, 2005); se ubica a 20 km al suroeste de la cabecera Municipal de Tecpan de Galeana, Guerrero. La fauna está compuesta por diferentes especies entre las que destacan: paloma de ala blanca (*Zenaida asiática*), zanate mexicano (*Cassidix mexicanus*), zopilote (*Coragyps atratus*), iguana verde (*Iguana iguana*), boa (*Boa constrictor*), tlacuache (*Didelphis virginiana*), mapache (*Procyon lotor*), entre otras (Araujo, 2003).



## Muestreo

### Composición estructural de las especies de flora

De julio a diciembre del 2018, se realizó un estudio de composición estructural de la vegetación en la zona de manglar, determinando las características fisiográficas de la zona de humedal se estableció una ficha de registro; previo al trabajo de campo, se ubicó la zona de muestreo en gabinete sobre cartografía escala 1:50,000 e imágenes aéreas; se obtuvo una superficie forestal total de 20 ha (200,000 m<sup>2</sup>) y de acuerdo con Mora de Pinto (2003); Ortiz y Carrera (2002) se eligió un tamaño de muestra que correspondió a 1 ha. (10,000m<sup>2</sup>) delimitando con listones de plástico (Figura 1: a y b) al azar 10 unidades o cuadrantes de muestreo de 10x10 metros (100 m<sup>2</sup>) (Bautista et al., 2004; Ramos et al., 2004; Castillo et al., 2018) arrojando una intensidad de muestreo del 4%.



Figura 1. Delimitación de unidades de muestreo: a) Selección del sitio, b) Colocación de listones.

Para conocer la composición estructural de la vegetación, se midieron los indicadores ecológicos siguientes:

#### Densidad relativa (ind/ha)

Se estimó contabilizando el número de individuos para cada una de las especies perennes que se encontraron en cada unidad de muestreo. La abundancia relativa por sitio se obtuvo multiplicando la frecuencia por las hectáreas que

ocupa la extensión total del área muestreada del humedal que fue de 21 ha. (Consultoría Técnica, 2003; Ramos et al, 2004). Para conocer la abundancia y densidad relativa de cada especie se aplicó la fórmula:

$$DR = \frac{Ni}{Nt} \times 100$$

Donde:

DR = Densidad Relativa

Ni = No. De individuos de una especie por hectárea (ha) o frecuencia.

Nt = No. Total de individuos.

### **Abundancia relativa**

Se obtuvo multiplicando la frecuencia de individuos por las hectáreas que ocupa la extensión total del área muestreada del humedal que fue de 20 ha (Krebs, 1989).

### **Diversidad**

La diversidad se calculó mediante el índice de Shannon-Wiener H' (Krebs, 1985 y 1989; Zar, 1997; Seaby & Henderson, 2006). Se estimó la diversidad para las unidades de muestreo. Este índice (o función) se consideró para medir la cantidad de información presente en un sistema binario y se refiere al número de especies o taxa diferentes que conforman una comunidad, analizando conjuntamente sus distribuciones de abundancias mediante la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') basado en la abundancia proporcional.

Donde:

(0-1)= Rango de diversidad (0=baja diversidad; 1=mayor diversidad).

$p_i$  = abundancia proporcional de la  $i$ -ésima especie

$p_i = N_i/N$  (abundancia de la especie  $i$ -ésima entre abundancia total de todas las especies).

### **Afinidad entre unidades de muestreo**

Se realizó un análisis de conglomerados mediante la matriz de similitud de Bray & Curtis y el vecino más distante a partir de la similitud entre la unión de las unidades de muestreo transformando los datos de abundancia por especie con raíz cuarta ( $f$ ) (Field et al., 1982), la clasificación se realizó empleando el promedio simple como estrategia de unión.

Para obtener el índice de diversidad y afinidad entre unidades de muestreo los datos obtenidos del muestreo de la vegetación de manglar, se analizaron con el programa estadístico de Biodiversity Professional v.2 (McAleece et al., 1997).

### **Volumen maderable**

El volumen de cada uno de los ejemplares arbóreos del manglar fue obtenido a partir de su diámetro o circunferencia a la altura de pecho (DAP) a 1.30 m de altura aproximadamente (CONAP-INAB, 2004; González y Cuadra, 2004; Valdez, 2004; Menéndez et al., 2006; Castillo et al., 2018) (Figura 2). La estimación del volumen ( $m^3$ ) por árbol en cada estación de muestreo fue mediante la ecuación:

$$V = (D^2) (\pi/4) (\text{coeficiente m\u00f3rfico}) (h) (VU) (N) = m^3 \text{ rta}$$

Donde:

V= Volumen ( $m^3$ )

D2= Di\u00e1metro (m) "DAP"

## Manglares de América

$\pi = 3.1416$  constante

Coefficiente Mórfo natural=0.5

h= Altura promedio

VU= Volumen unitario

N= No. de individuos por sitio

rta= rollo total árbol

Para obtener la estimación del volumen maderable (m<sup>3</sup> rta) del área total de la zona de humedal se realizaron los cálculos mediante la ecuación:

$$\text{Volumen Total} = \frac{\text{Volumen Área de conteo} \times \text{Área Total de Estudio}}{\text{Área de Conteo}} = \text{m}^3 \text{ rta}$$

$$VT = \frac{(VAC) (AT)}{AC} = \text{m}^3 \text{ rta}$$

Donde:

VT= Volumen Total

VAC= Volumen área de conteo

AT= Área Total

AC= Área de conteo

rta= rollo total árbol

Teniendo:

- Área de conteo en cada estación de muestreo= 100 m<sup>2</sup>
- Total área de conteo= 10,000 m<sup>2</sup>
- Área total de estudio= 200,000 m<sup>2</sup>



Figura 2. Registro de datos dasométricos: a) Medición del DAP, b) Toma de datos.

### 3. Resultados

#### Composición estructural de la zona de manglar en el área de estudio

Se identificaron en total nueve especies de flora encontradas en el área de muestreo asociadas al ecosistema de manglar, con un total de 759 individuos presentando las mayores frecuencias las especies de *L. racemosa*, *C. erectus* y *A. germinans*, respectivamente (Figura 3).

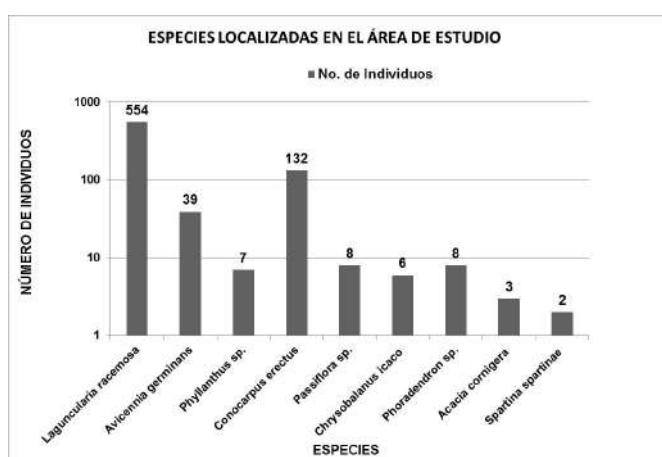


Figura 3. Especies de flora encontradas en el área de muestreo

#### Densidad relativa

De acuerdo con la superficie muestreada (10, 000 m<sup>2</sup>), las mayores densidades relativas se presentan en especies

## Manglares de América

arbóreas con mayor representatividad en el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) con una densidad de 72.99 ind/ha seguido por *Conocarpus erectus* y *Avicennia germinans* con una densidad de 17.39 y 5.13 ind/ha respectivamente, siendo las especies de vegetación representativas del ecosistema de manglar y consecutivamente las especies *Passiflora* sp.; *Phoradendron* sp.; *Phyllanthus* sp.; *Chrysobalanus icaco*; *Acacia cornigera* y *Spartina spartina* respectivamente que son especies de vegetación secundaria derivadas de selva mediana subperennifolia (Tabla 1).

Tabla 1. Densidad relativa, Abundancia Relativa y Frecuencia de especies de flora

<b>Especies Dominantes</b>	<b>Frecuencia (Individuos/ha)</b>	<b>Abundancia Relativa (20 ha)</b>	<b>Densidad relativa</b>
<i>Laguncularia racemosa</i>	554	11,080	72.99
<i>Avicennia germinans</i>	39	780	5.13
<i>Phyllanthus</i> sp.	7	140	0.92
<i>Conocarpus erectus</i>	132	2,640	17.39
<i>Passiflora</i> sp.	8	160	1.05
<i>Chrysobalanus icaco</i>	6	120	0.79
<i>Phoradendron</i> sp.	8	160	1.05
<i>Acacia cornigera</i>	3	60	0.39
<i>Spartina spartinae</i> (Trin.) Merr.	2	40	0.26
<b>Total</b>	759	15,180	

### Diversidad

Los valores para la diversidad mostraron una gran similitud entre las unidades de muestreo. Los valores de Shannon-Wiener ( $H'$ ) fueron para UM5=1.247 y para UM1=1.055 el valor de  $H'$  fue mucho mayor y esta diferencia puede ser atribuible en parte, al número de especies encontradas, seguidas por

las unidades de muestreo UM9, UM4 y UM10 presentaron los valores 0.9165, 0.8717 y 0.7038, respectivamente. En cuanto a las unidades de muestreo UM3, UM6, presentaron valores 0.4478 y 0.1788, respectivamente, mostraron menor diversidad, y en cuanto a las unidades de muestreo UM2, UM7 y UM8 presentaron nula diversidad con un valor de 0.0 (Tabla 2).

Tabla 2. Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

Unidad de muestreo	UM-1	UM-2	UM-3	UM-4	UM-5	UM-6	UM-7	UM-8	UM-9	UM-10
Índice Shannon H'	1.055	0.0	0.4478	0.8717	1.247	0.1788	0.0	0.0	0.9165	0.7038

#### Afinidad entre unidades de muestreo

La similitud de estos grupos se representa gráficamente en la Figura 4 a través del dendrograma de similitud de Bray-Curtis, donde se aprecia la ramificación de las unidades de muestreo y la similitud entre la abundancia y densidad de los individuos, observando el agrupamiento de unidades muestrales de acuerdo a su similaridad en cuanto a composición de especies vegetales y población de cada una, eliminando cualquier criterio subjetivo acerca de la catalogación de una formación vegetal basada solamente en inspecciones visuales o características físicas del área de muestreo.

## Manglares de América

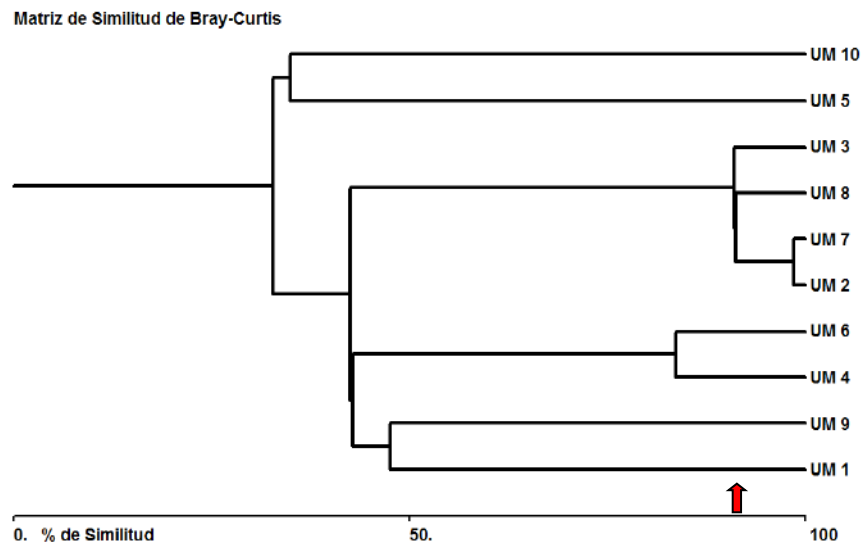


Figura 4. Dendrograma del análisis de similitud de Bray-Curtis para agrupar a las unidades de muestreo en pares de acuerdo a su afinidad (La flecha en rojo indica el 90% de similitud).

### Volumen maderable

Se identificaron en total seis especies de flora de calidad maderable encontradas en el área de muestreo asociadas al ecosistema de manglar, con un total de 741 individuos presentando las mayores frecuencias las especies de *L. racemosa*, *C. erectus* y *A. germinans*, respectivamente (Figura 5).



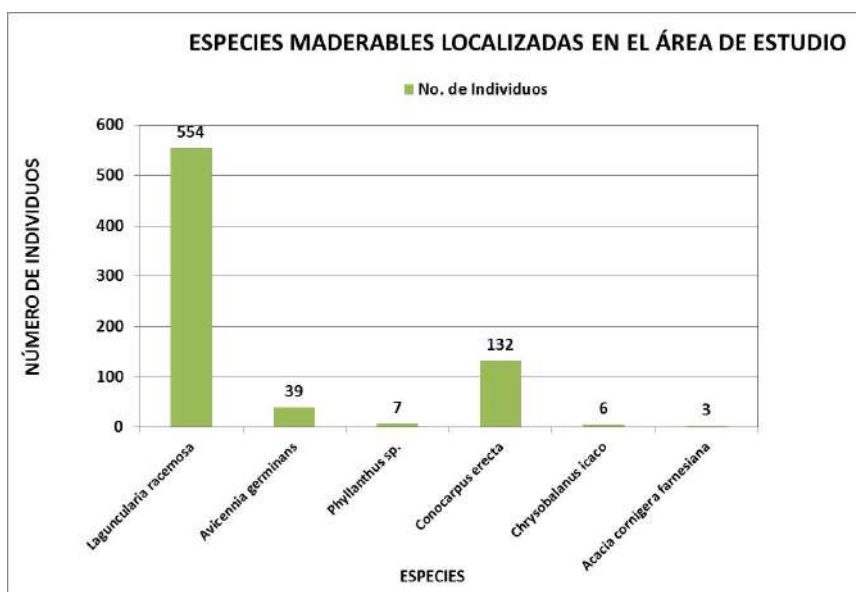


Figura 5. Especies maderables de flora encontradas en el área de muestreo

Se obtuvo el volumen sólo de las especies maderables, arrojando en total un volumen de 19.3558 m<sup>3</sup> rta, siendo la especie de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) la que presentó el mayor volumen de 11.2031m<sup>3</sup> rta. Por tanto, se obtuvo la estimación del volumen total de especies maderables de 387.116 m<sup>3</sup> rta para el área total de la zona de humedal.

$$\text{Volumen Total} = \frac{\text{Volumen Área de conteo} \times \text{Área Total de Estudio}}{\text{Área de Conteo}} = \text{m}^3 \text{ rta}$$

$$VT = \frac{(19.3558) (200,000)}{(10,000)} = 387.116 \text{ m}^3 \text{ rta}$$

#### 4. Discusión

Referente a la composición estructural de la zona de manglar de estudio, esta fue contrario al estudio de Ramírez-García y Segura-Zamorano (1994) quienes reportaron seis especies de vegetación como componentes florísticos de una zona de manglar de la laguna de Panzacoala, Chiapas siendo: *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus*, *Pachira aquatica*,

*Cynometra oazacana* y *Paullinia pinnata*. Siendo similar al reporte de Castillo et al. (2018) quienes reportan la presencia de 10 especies de vegetación con representatividad de *L. racemosa* y *C. erectus*, respectivamente.

Las densidades relativas calculadas, son similares al estudio de Castillo et al. (2018) quien reportó para *L. racemosa* un densidad de 24 ind/ha para una comunidad de vegetación de una zona de manglar de la laguna de Coyuca, Guerrero.

Los resultados de diversidad son similares con lo reportado por Foroughbakhch et al. (2004) para el Golfo de México señalando valores máximos de Índice de diversidad de Shannon de hasta 0.510 para el estrato arbóreo de manglar en los sitios de estudio. Contrario a Castillo et al. (2018), reportando índices de diversidad bajos de entre 0.3 a 0.5.

Los datos obtenidos de volumen maderable son similares a lo reportado por Oviedo et al. (2006) y Castillo et al. (2018) que mencionan que el mangle blanco presenta gran importancia maderable debido al volumen estimado, seguida de otras especies maderables. Contrario a lo citado por Menéndez et al. (2006) quienes reportan una dominancia de la especie de mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) presentando variaciones en cuanto a la altura de dosel y la densidad de árboles, dependiendo de las condiciones de inundación, salinidad, sustrato y composición florística de la zona de estudio.

Con relación a la investigación realizada por Valdez (2004) en zonas de manglar del Ejido de San Blas, Nayarit, reportó volúmenes de madera de *Laguncularia racemosa* de 26595,8 m<sup>3</sup> contra 11.2031 m<sup>3</sup> del presente estudio.

## **5. Conclusiones**

Con esta investigación se logró conocer y documentar la composición estructural de las especies de flora en el área de estudio, determinando la importancia ecológica y maderable de la vegetación de manglar representada por la especie de mangle blanco (*L. racemosa*), asociándolo desde el punto de vista económico-social como alternativa de aprovechamiento sustentable y de conservación entre los habitantes de la localidad anexa al sitio de estudio.

Con la caracterización de la composición la composición estructural de la vegetación de manglar en el área de estudio a

través de los indicadores ecológicos, se determinó la importancia ecológica que tiene ese ecosistema por su dinámica de comunidad vegetal representada por la especie de mangle blanco (*L. racemosa*); siendo importante conocer su importancia ecológica asociándolo como alternativa de aprovechamiento sustentable entre las localidades anexas al sitio de estudio mediante la propuesta de un plan de conservación y protección para este ecosistema costero.

Asimismo, al identificar los beneficios ecológicos en calidad paisajística que otorga este ecosistema de manglar en la zona de estudio, es necesario implementar un programa de ecoturismo para generar alternativas de beneficio socioeconómico y de conservación, integrando el proceso de educación ambiental entre los habitantes del lugar, siendo prioridad la protección y conservación de este recurso natural, asociándolo como alternativa de aprovechamiento regional sustentable entre las localidades anexas al sitio de estudio.

### **Referencias bibliográficas**

Araujo, V. E. (2003). Fauna silvestre del estado de Guerrero, Guerrero. Cultural Siglo XXI, México.

Bautista, Z. F., Delfín, G. H., Palacio P. J. L. y Delgado C. M. C. (2004). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Universidad Nacional Autónoma de México - Universidad Autónoma de Yucatán-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Instituto Nacional de Ecología. UNAM-UAY-CONACYT-INE (editores). México, D.F. 507 pp.

Bray, J. R. y Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27:325-349.

Castillo Elías, B., Gervacio Jiménez, H., & Bedolla Solano, R. (2018). Estructura forestal de una zona de manglar en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 9(45).

<https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.140>

Consultoría Técnica, S. C. (2003). Programa de Rescate, Protección y Reforestación del Mangle. (SEMARNAT No. PSIA-C25/90-2). Administración Portuaria Integral de Manzanillo, S.A. de C.V. Informe técnico. Puerto Interior de San Pedrito, Manzanillo, Col. 52 pp.

## Manglares de América

Field, J. G., Clarke, K. y Warwick, R. (1982). A Practical Strategy for Analysing Multispecies Distributions Patterns. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 8: 37-52.

Foroughbakhch, P.R., A. E. Céspedes C., M. A. Alvarado V., A. Núñez G. y M. H. Badii. (2004). Aspectos Ecológicos de los Manglares y su potencial como fitorremediadores en el Golfo de México. *Ciencia Universidad Autónoma de Nuevo León*. Monterrey, México. Vol VII (2) 203:208.

González, Y. y Cuadra, C. M. (2004). Estandarización de Unidades de Medidas y Cálculo de Volúmenes de Madera. Instituto Nacional Forestal. Gobierno de Nicaragua. Departamento de Monitoreo y Seguimiento Forestal, Departamento de Ordenación Forestal Nicaragua. 22 pp.

INEGI. (2005). II Censo de Población y Vivienda, estadísticas censales a escalas geoelectorales, resultados por localidad. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Biblioteca digital. (En línea) <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2005/Default.aspx> 02/04/2013

Krebs, C. J. (1985). *Ecología de Poblaciones*. Ed. Harla. México, D.F. 753 pp.

Krebs, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper and Row Publications. Nueva York. p. 654 pp.

McAleece, N., Lamshead, P. J. D., Paterson, G. L. J. and Gage, J. D. (1997). *BioDiversity Pro*, ver. 2. The Natural Museum and The Scottish Association for Marine Science, London and Oban.

Menéndez, L., Guzmán, J. M., Capote-Fuentes, R. T., Gómez, R. y Sotillo, A. (2006). Estructura de los bosques de mangle en Cuba. p. 70 -89. En: L. Menéndez C. y J. M. Guzmán (Editores) *Ecosistemas de manglar en el archipiélago cubano Estudios y experiencias enfocados a su gestión*. Editorial Academia. 465 pp. La Habana. UNESCO. MAB. IES.

Mora de Pinto, E. M. (2003). Algunas consideraciones sobre muestreo. *Revista Geográfica Venezolana*. Vol. 41 (1):30-46

Ortíz, E. y Carrera, F. (2002). Muestreo en Inventarios Forestales. p. 101-120. En: L. Orozco y C. Brumér (Editores). *Inventarios Forestales para Bosques latifoliados en América Central*. Corredor Biológico

Mesoamericano. CATIE-Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 265 p. ISBN 9977-57-384-0.

Oviedo, P. R. y Labrada, M. (2006). Los manglares en el humedal Ciénaga de Zapata. Matanzas. Cuba. p. 293-301. En: L. Menéndez C. y J. M. Guzmán (Editores) Ecosistemas de manglar en el archipiélago cubano Estudios y experiencias enfocados a su gestión. Editorial Academia. 465pp. La Habana. UNESCO. MAB. IES.

Ramírez-García, P. y Segura-Zamorano, D. (1994). Ordenación de la Vegetación de Manglar de La Laguna Panzacola, Chiapas. Serie: Grandes Temas de la Hidrobiología: Los Sistemas Litorales. Universidad Autónoma Metropolitana- Ixtapalapa (UAM-I), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) -Instituto de Biología (2):105-113

Ramos, D. F. J., Quiroz, F. A. de J., Ramírez, G. A. J. P. y Lot, H. A. (2004). Manual de hidrobotánica. Muestreo y análisis de la vegetación acuática. México, D.F. Editorial AGT Editor, S.A. 158 pp.

Rzedowski, J. (2006). La Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (editor). México, D.F. 504 pp.

Seaby, R. M. y Henderson, P. A. (2006). Species Diversity and Richness version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.

Valdez, H. J. I. (2004). Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. Madera y Bosques. Número especial: 2:93-104

Zar, J. H. (1997). Biostatistical Analysis. 3 Edition. Pentice-Hall, Nueva Jersey. 663 pp.

# Características estructurales y composición florística del manglar Capitán Chico, estado Zulia, Venezuela

Barboza Flora<sup>1</sup>  
Villarreal Angel<sup>2</sup>  
Querales Yisliu<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias,  
Departamento de Biología

<sup>2</sup>Universidad Nacional Experimental Rafael María Baralt,  
Departamento de Botánica

**Cita:** Barboza, F., Villarreal, A., Querales, Y., (2019) Características estructurales y composición florística del manglar Capitán Chico, estado Zulia, Venezuela Martha Molina Moreira [Comp.] Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Para evaluar los atributos estructurales y florísticos del bosque de manglar Capitán Chico, se establecieron ocho parcelas, en tres rodales: rodal mono-específico de *Rhizophora mangle* (RRM) 5 parcelas de 400 m<sup>2</sup>, rodal mixto (RMX) 2 parcelas, rodal mono-específico de *Avicennia germinans* (RAG) 1 parcela, donde se determinó la densidad, área basal, diámetros, altura del dosel y composición florística. Los resultados obtenidos fueron los siguientes: Rodal RRM, densidad 31 ind/0.1ha, área basal 4,62 m<sup>2</sup>/0.1ha, diámetro promedio 36,72 cm, altura promedio 23,4 m; Rodal RMX, densidad 106.6 ind/0.1ha, área basal 1,20 m<sup>2</sup>/0.1ha, diámetro promedio 9,0 cm, altura promedio 7,0 m; Rodal RAG densidad 222,5 ind/0.1ha, área basal 1,65 m<sup>2</sup>/0.1ha, diámetro promedio 6,8 cm, altura promedio 4,5 m. Se diferenciaron en el manglar tres ambientes a los que se encuentra asociada una determinada composición de especies, estas son: el manglar, la berma arenosa y zonas de relleno. El inventario florístico realizado permitió reconocer un total de 30 especies distribuidas en 20 familias y 28 géneros. Considerando la fuerte presión urbana a la que está sometido el ecosistema mantiene un notable desarrollo estructural, sin embargo, se deben proponer planes de conservación que mitiguen la pérdida de cobertura o salubridad de este ecosistema tan importante.

**Palabras Clave:** Estructura, manglar, zonación, composición florística.

## ABSTRACT

To evaluate the structural and floristic attributes of the mangrove forest Captain Chico, eight parcels were established by combining a preferential and systematic sampling in three discernable stands: five plots of 400 m<sup>2</sup> in a mono-specific stand of *Rhizophora mangle* (RRM), two plots in mixed stand (RMX), and one mono-specific stand of *Avicennia germinans* (RAG). We evaluated structural attributes such as density, basal area, diameter, canopy height and species composition. The results were as follows: RRM Rodal, 31 ind/0.1ha density, basal area m<sup>2</sup>/0.1ha 4.62, average diameter 36.72 cm, average height 23.4 m; Rodal RMX, density ind/0.1ha 106.6, 1.20 m<sup>2</sup>/0.1ha basal area, mean diameter 9.0 cm, average height 7.0 m; Rodal 222.5 RAG ind/0.1ha density, basal area m<sup>2</sup>/0.1ha 1.65, average diameter 6 8 cm, average height 4.5 m. Three mangrove environments, each associated a particular

species composition, were identified: the mangrove forest, sandy berm, and fill areas. The floristic inventory identified a total of 30 species in 20 families and 28 genera. Considering the strong urban pressure of being put on the ecosystem, it has a remarkable structural development. However, conservation plans to mitigate the loss of coverage and decreased health of this important ecosystem ought to be developed.

**key words:** structure, mangrove, zonation, floristic composition

## 1. Introducción

En años recientes el estudio de los manglares del estado Zulia se ha incrementado, diversos trabajos se han enfocado en la distribución de los humedales costeros en el sistema del lago de Maracaibo, incluidos los manglares (Medina y Barboza, 2000; Medina y Barboza 2003 y Medina y Barboza 2006), estos estudios han sido reveladores no solo en la distribución y ubicación espacial de estos ecosistemas, si no también, al comportamiento y priorización de muchos de ellos como áreas de protección, conservación y manejo (Medina y Barboza, 2006).

La fuerte presión humana ejercida durante años y las actuales perspectivas del cambio climático se traducen en un mayor deterioro de estos ecosistemas y en el compromiso de orientar estudios que profundicen en el conocimiento y funcionamiento de los mismos y de esta manera optar por medidas de mitigación adecuadas.

En la actualidad se busca complementar la información existente con estudios que incluyen la productividad, la descomposición de hojarasca, fenología, identificación de perturbaciones locales y, como en este caso, con el desarrollo estructural y la composición florística de los manglares que integran el sistema de Maracaibo variables estrechamente relacionadas con los factores de salinidad, los procesos hidrológicos y la disponibilidad de nutrientes (Lugo y Snedaker, 1974). Con base en lo antes expuesto el objetivo de la presente investigación es el de caracterizar florística y estructuralmente al manglar Capitán Chico, estado Zulia-Venezuela.



## 2. Materiales y métodos

El manglar Capitán Chico comprende una superficie de 130 ha, se encuentra ubicado en la costa occidental del estrecho del Lago de Maracaibo bajo la jurisdicción de la parroquia Coquivacoa del municipio Maracaibo estado Zulia, constituye la estribación sureste del parque Las Peonías, de la cual se encuentra separada por áreas urbanas, turístico-recreativas y portuarias, las cuales a su vez, lo rodean (Medina y Barboza, 2000) (Figura 1).

De acuerdo al mapa de zonas de vida de Venezuela el área de estudio se ubica dentro de la formación Bosque Muy Seco Tropical (BMST), con una temperatura media entre 23 y 29 °C y un promedio anual de precipitación que varía entre 600 a 900 mm (Ewel y Madrí, 1968).

El manglar Capitán Chico, de acuerdo a lo descrito por Medina y Barboza, (2003 y 2006), posee las características de un manglar estuarino donde las salinidades se ubican por debajo de las 35‰ con amplias variaciones estacionales asociadas con la escorrentía superficial, las precipitaciones y las corrientes del Lago. Los manglares de este sector pueden alcanzar un buen desarrollo estructural, sin embargo, el creciente desarrollo urbanístico como resultado de la construcción de viviendas durante las últimas décadas, unido a la contaminación petrolera y la tala, determinan profundos cambios en el desarrollo de los manglares de este sector.

Debido a su ubicación, representa un importante reservorio de biodiversidad y posible corredor biológico en la franja costera. Esta ubicación también lo hace susceptible a diversas actividades antrópicas como por ejemplo, la reducción o interrupción del caudal de agua dulce hacia el manglar, la contaminación por aguas servidas y la utilización de áreas de manglar como depósitos de basura (Medina y Barboza, 2000) y muy recientemente por derrames de hidrocarburos ocurridos en las adyacencias.

### **Variables estructurales y florísticas.**

Mediante visitas previas se reconoció el área de estudio, se realizaron anotaciones generales lo que permitió la identificación de tres rodales que difieren en la dominancia de especies y fisionomía. En mayo de 2006 se realizó la medición de los atributos estructurales del rodal de *Rhizophora mangle* y en enero de 2009 en el resto de los rodales (figura 1), una vez establecidas las

parcelas se consideró la siguiente información 1) Densidad: Número de individuos relacionados a la superficie de cada unidad de muestreo o parcela. 2) Área Basal: La estimación del área basal se realizó a partir de la medida del fuste a 1.3 m de los individuos presentes en cada parcela con diámetros mayores o iguales a 2.5 cm y en algunos casos, sobre la altura de la última ramificación de las raíces fulcreas según la metodología propuesta por Schaeffer y Cintrón (1986) y según la fórmula:  $AB = \pi \cdot D^2 / 40000$ , donde AB= Área basal,  $\pi = 3,1416$ , D= diámetro, 40000= factor de conversión para expresar los resultados en m<sup>2</sup>. Los árboles muertos también fueron registrados en alguna de las parcelas. 3) Altura: Se registró la altura de los individuos arbóreos presentes en las parcelas con el empleo de una vara telescópica graduada y en algunos casos se realizaron mediciones directas de individuos caídos para ser tomados como referencia. 4) Composición florística: Se registraron e identificaron todas las especies presentes y relacionadas a tres ambientes: el manglar propiamente dicho, la berma arenosa y zonas de relleno. Se colectó material botánico representativo, es decir, estructuras reproductivas y/o suficiente material vegetativo para su posterior manejo e identificación. Las muestras colectadas fueron trasladadas al Herbario del Museo de Biología de La Universidad del Zulia (HMBLUZ), procesadas e intercaladas en la colección de herbario.

#### **Estaciones de muestreo.**

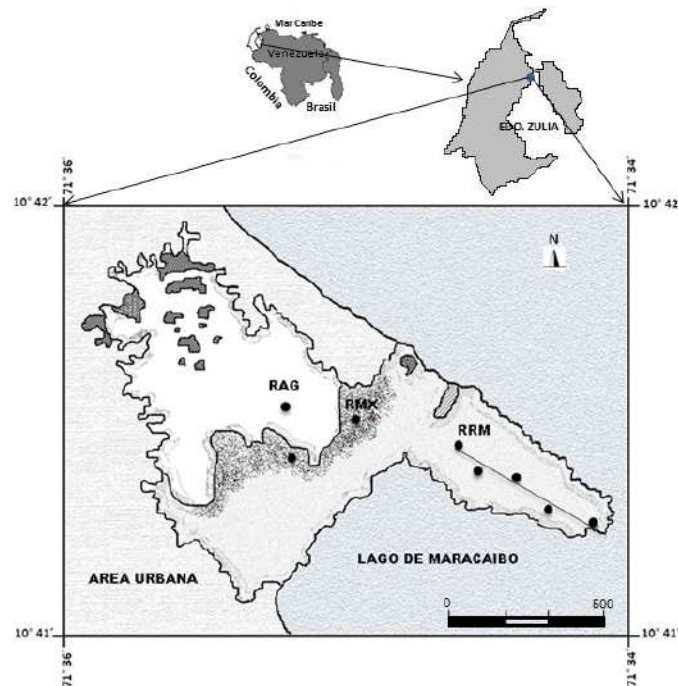
Los rodales de estudio fueron denominados de la siguiente manera:

Rodal monoespecífico de *Avicennia germinans* (RAG): Porción noroeste del manglar dominado exclusivamente por mangle negro, en este rodal se estableció de manera preferencial una parcela de 400m<sup>2</sup> (Matteucci y Colma, 1982).

Rodal mixto (RMX): Ocupa la porción media del manglar caracterizado por la presencia de las especies *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, en este rodal se establecieron de manera preferencial dos parcelas, la primera de 400 m<sup>2</sup> y la segunda de 800 m<sup>2</sup>.

Rodal monoespecífico de *Rhizophora mangle* (RRM): Representa la franja del extremo sur del manglar dominada por mangle rojo, en esta unidad se establecieron sistemáticamente en un transecto de 300 m a lo largo de la porción más representativa del monoespecífico de *R. mangle* cinco parcelas de 400 m<sup>2</sup> (40 x 10

m), separadas una de otra por una distancia de 50 m. El área total muestreada fue de 0.2 ha = 2000 m<sup>2</sup>, En la porción periférica de la línea de costa (berma arenosa) se encuentran presentes especies vegetales asociadas al manglar (Figura 1).



**Figura 1.-** Área de estudio, Manglar Capitán Chico: RRM =Rodal mono específico de *Rhizophora mangle*, RMX= Rodal mixto, RAG= Rodal mono específico de *Avicennia germinans*, ■= Espejos de agua □= Zonas de relleno.

### 3. Resultados

Las características estructurales por rodales del manglar Capitán Chico se encuentran resumidas en la Tabla 1. En RAG, la densidad fue de 222,5 ind/0.1ha, el diámetro promedio de 6.8 cm con rangos entre 2,5 a 36,3 cm, el área basal de 1.65 m<sup>2</sup>/0.1ha, la altura promedio de 4.5 m con rangos entre 2 a 16 m, los individuos muertos se evaluaron a partir de un tamaño de muestra de 400 m<sup>2</sup> los valores estructurales fueron en cada caso menor a los de los individuos vivos con excepción del diámetro promedio, cuyo rango osciló entre 6.4 y 38.2 cm, fisionómicamente representa un bosque bajo mediodenso a ralo con tres estratos. En el RMX, la densidad fue de 106.6 ind/0.1ha, el área basal de 1.20 m<sup>2</sup>/0.1ha, el diámetro promedio de 9,0 cm con rangos entre 2,5 a 32,1 cm, la

## Manglares de América

altura promedio de 4.5 m con rangos entre 1 a 27 m, el mayor reporte de individuos muertos corresponde a este rodal. Fisionómicamente representa un bosque bajo a medio mediodenso con tres a cuatro estratos. De acuerdo a los resultados, la estructura de este rodal es aportada casi en un 80% por individuos de *A. germinans*. En RRM la densidad varió de 6 a 19 individuos por parcela, contabilizándose un total de 62 individuos de *R. mangle* en un espacio total de 2000 m<sup>2</sup>, con promedio de 12,4 Individuos por parcela y 31 ind/0.1ha. El área basal fue de 4.64 m<sup>2</sup>/0.1ha, el diámetro promedio de 36.7 cm con intervalos entre 19,5 a 55 cm, la altura promedio fue de 23.4 m con intervalos entre 15 a 25 m, fisionómicamente representa un bosque alto denso.

Tabla 1. Características estructurales del manglar Capitán Chico.

RODAL		Densidad	DAP	Área Basal	Altura (m)
		ind/0,1ha	promedio (cm)	m <sup>2</sup> /0,1ha	
<b>RAG</b>	vivos	222.5	6,8 (5,9±)	1,65	4,5 (2,8±)
(muestra 400 m <sup>2</sup> )	muertos	7.5	17.5 (17.9±)	0.31	*
<b>RMX</b>	vivos	106.6	9.0 (6.8±)	1,20	7.0 (4.9±)
(muestra 800 m <sup>2</sup> )	muertos	16.3	9.21 (4.3±)	0.13	*
<b>RRM</b>	vivos	31,0	36,7 (7,7±)	4,64	23,4 (2,2±)
(muestra 2000 m <sup>2</sup> )	muertos	4	*	*	*

### Características diamétricas.

En la Figura 2, se representa la frecuencia de tallos por categorías diamétricas, obtenidos en los tres rodales de estudio. En el caso del rodal de *A. germinans* la distribución diamétrica de troncos se caracterizó por una alta densidad de individuos con categorías diamétricas bajas, por otro lado el rodal de *R. mangle* mostró un comportamiento opuesto donde la mayor frecuencia de individuos corresponde a diámetros elevados entre 25 y 40 cm, por su parte el rodal mixto mostró una tendencia muy parecida al de *A. germinans* pero en este caso con menor densidad de individuos en las categorías de 2 a 5 y de 5 a 10 cm, en RMX tanto *R. mangle* como *L. racemosa* presentan categorías diamétricas entre 2.5 a 10 cm, mientras que *A. germinans* reporta posee individuos con diámetros en varias clases diamétricas (Figura 3), el mayor aporte

diamétrico en RMX corresponde a individuos de *A. germinans*. En todos los casos los rodales mostraron poca representatividad de individuos con categorías diamétricas entre los 16 a 25 cm.

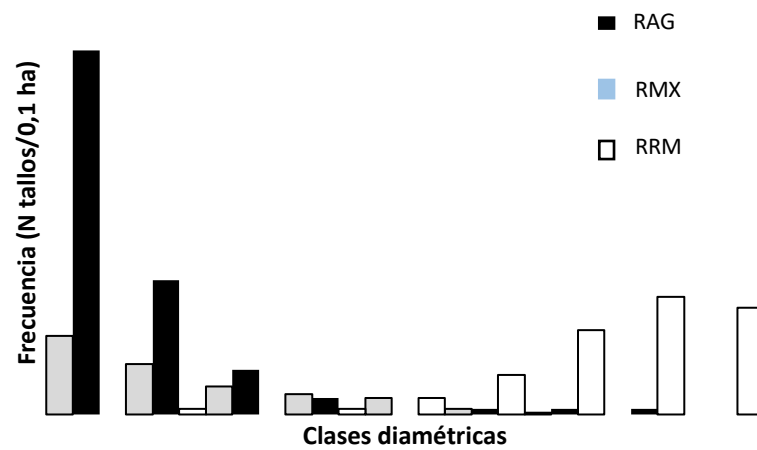


Figura 2. Distribución de clases diamétricas DAP (cm) en los tres rodales de estudio.

## Manglares de América

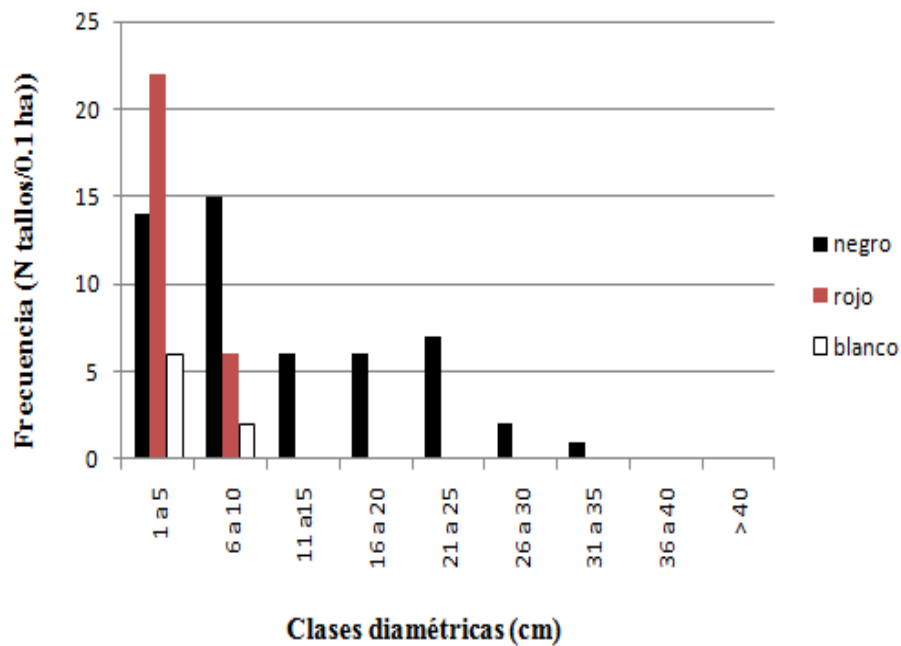


Figura 3. Distribución de clases diamétricas DAP (cm) en RMX. Inventario florístico.

El inventario florístico realizado permitió reconocer un total de 30 especies distribuidas en 20 familias y 28 géneros. En la tabla 2, se presenta el listado de especies con su respectiva familia y nombre común (Schnee.1984). De las formas de vida, 12 fueron arboles, 2 arbustos, 16 hierbas y 1 liana herbácea. Con respecto la distribución de especies y sus ambientes, tenemos a 5 especies en el manglar, 7 especies en berma arenosa y 18 en lo que constituye el área de relleno (Tabla 1).

Tabla 2. Listado de especies del manglar Capitán Chico y sus ambientes asociados.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	HAB	AMBIENTE
Aizoaceae	<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	Hierba de vidrio	H	3
	<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	Tostón	H	3
Amaryllidaceae	<i>Crinum erubescens</i>	Lirio	H	1
Amaranthaceae	<i>Blutaparon vermiculare</i> (L.)	Bicho	H	3
Annonaceae	<i>Annona glabra</i> L.	Guanában o bobo	A	2
Apocynaceae	<i>Rhabdadenia biflora</i> (Jacq.).	Bejuco del diablo	LH	3
Asclepiadaceae	<i>Calotropis procera</i> (Aiton).	Algodón de seda	Ar	3
Bataceae	<i>Batis maritima</i> L.	Vidrio	H	3
Boraginaceae	<i>Heliotropium curassavicum</i> L.	Rabo de alacrán de playa	H	3
Caesalpiniaceae	<i>Peltophorum pterocarpum</i>	San Francisco	A	3
Chenopodiaceae	<i>Atriplex oestophora</i>	Desconocido	H	3
Combretaceae	<i>Conocarpus erectus</i> L.	Mangle botoncillo	A	3
	<i>Laguncularia racemosa</i> (L.)	Mangle blanco	A	1
	<i>Terminalia catappa</i> L.	Almendrón	A	2
Cyperaceae	<i>Cyperus odoratus</i> L.	Desconocido	H	3
	<i>Cyperus</i> sp.	Desconocido	H	3

## Manglares de América

Fabaceae	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i>	Maraimarai	Ar	2
Malvaceae	<i>Pavonia paludicola</i>	Desconocido	A	2
	<i>Thespesia populnea</i> (L.)	Cremón	A	2
Mimosaceae	<i>Vachellia macracantha</i>	Cují negro	A	3
	<i>Prosopis juliflora</i> .	Cují yaque	A	3
<b>FAMILIA</b>	<b>ESPECIE</b>	<b>NOMBRE COMÚN</b>	<b>HAB</b>	<b>AMBIENTE</b>
Poaceae	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Cadillo bobo	H	3
	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Cadillo bravo	H	3
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.)	Pata de gallina	H	3
	<i>Paspalum distichum</i> L.	Gramma	H	2
	<i>Sporobolus pyramidatus</i>	Desconocido	H	3
Polygonaceae	<i>Coccoloba uvifera</i> (L.) L.	Uva de Playa	A	2
Pteridaceae	<i>Acrostichum aureum</i> L.	Helecho de playa	H	1
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i> L.	Mangle rojo	A	1
Verbenaceae	<i>Avicennia germinans</i> (L.) L.	Mangle negro	A	1

1= manglar + especies asociadas, 2= Berma arenosa, 3= Zona de relleno.

#### 4. Discusión

Los datos estructurales obtenidos de los tres rodales de estudio muestran una relación inversamente proporcional entre la densidad de individuos y las variables estructurales área basal,



diámetro promedio y altura promedio, es decir, que la densidad de individuos se incrementa desde el rodal monoespecífico de *R. mangle* hasta el rodal monoespecífico de *A. germinans* a la vez que disminuye el área basal, el diámetro promedio y la altura del bosque, ésta distribución puede estar estrechamente relacionado con la amplitud de mareas y la salinidad intersticial (Barreto, 2004). Por otra parte, está marcada zonificación está regida por patrones recurrentes en la hidrología del manglar y que cualquier intervención pudiese conducir a una hipersalinización del rodal RAG, esta especulación se refuerza, en la observación de áreas de relleno dentro de la unidad de RRM que han podido afectar de alguna manera la dinámica del sistema..

Al comparar los resultados estructurales y de distribución de especies obtenidos en el presente estudio con los del manglar Punta de Palmas en la costa oriental del Lago de Maracaibo reportados por Barboza et al. (2006), se puede apreciar cierta similitud en cuanto al grado de estratificación y el rango en los valores estructurales, este patrón se refuerza en la sectorización de los manglares del Zulia realizado por Medina y Barboza (2003), donde estas dos unidades de vegetación tienen influencia netamente de aguas estuarinas.

En lo que respecta a la composición florística, las especies tienden a ocupar diferentes ambientes dentro del manglar o de sus áreas adyacentes, las zonas de relleno constituyen las zonas más ricas florísticamente hablando, las modificaciones del sustrato conlleva a la colonización por parte de especies halófitas o pioneras conformando herbazales o arbustales bajos, mientras que en la berma arenosa zona expuesta a la acción de las mareas es ocupada por especies arbustivas y arbóreas en su gran mayoría. En cuanto al manglar propiamente dicho podemos encontrar ciertas especies asociadas, estas especies en conjunto pueden ser indicadoras del tipo de zonificación al cual se encuentran relacionados los ecosistemas de manglar, es así por ejemplo, que en manglares de influencia marina la composición de especies se reduce a las estrictamente de manglar (Romero y Villarreal, 2006) o elementos mayores según Tomlinson, 1986, mientras que en manglares ribereños se pueden encontrar un mayor número de especies asociadas al manglar, por supuesto, este número de especies puede aumentar e inclusive llegar a sustituir la dominancia de las comunidades de manglar por otros tipos en los cuales el mangle se presenta como especies acompañantes, tal es el caso,

de los bosques de pantano en las regiones al sur del lago de Maracaibo, (Medina y Barboza, 2003).

## 5. Conclusiones

Se evidenció que el manglar Capitán Chico, corresponde a un bosque estratificado, diferenciado por tres rodales con características fisonómicas y estructurales diferentes donde la mayor cobertura boscosa corresponde al rodal monoespecífico de *R. mangle*.

Se diferenciaron en el manglar tres ambientes a los que se encuentra asociada una determinada composición de especies, estas son: el manglar, la berma arenosa y zonas de relleno.

### Referencias bibliográficas

Barboza, F., M. B., Barreto, V., Figueroa, M., Francisco, A., González, L., Lucena, K., Mata, E., Narváez, E., Ochoa, L., Parra, D., Romero, J., Sánchez, M. N., Soto, A., Vera, A., Villarreal, S., Yabroudi y E., Medina. 2006. Desarrollo estructural y relaciones nutricionales de un manglar ribereño bajo clima semi-árido. *Rev. Ecológica* 19 (1) 13-29.

Barreto, M. B. 2004. Cambios espacio temporales de la salinidad y estructura del manglar en el Golfo de Cuare, Venezuela. *Acta Biol. Ven.*, Vol 24 (1):63-79.

Flores-Verdugo, F., F., González-Faria, D., Segure-Zamorano Y P., Ramírez-García. 1992. Mangrove ecosystem of the pacific coast of México: distribution, structure, Litter fall and detritus dynamic. Academic Press. NY. 269-288 p.

Ewel, J. y A., Madríz. 1968. Zonas de vida de Venezuela. Ministerio de Agricultura y Cría, Dirección de Investigación. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias-Editorial Sucre. Caracas. 264 pp.

Lugo, A. E. y S.C., Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Ann. Rev. of Ecol. and System.* 5: 39-64.

Matteucci, S. y A., COLMA. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación, Monografía N° 23 Serie de Biología. O.E.A Washington 168 pp.

Medina, E. y F. Barboza. 2000. Los manglares del sistema de Maracaibo: Biología y Ambiente. Pp. 175-182, in G. Rodríguez (ed.):

.El Sistema de Maracaibo. 2a. Edición. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Caracas.

Medina, E. F., Barboza. 2003. manglares del sistema del Lago de Maracaibo, caracterización fisiográfica y ecológica. Rev. Ectrópicos. 16 (2) 75-82.

Medina, E. y F., Barboza. 2006. Lagunas costeras del lago de Maracaibo: distribución, estatus y perspectivas de conservación. Sociedad Venezolana de Ecología, ECOTROPICOS 19(2):128-139.

Romero, D. y A., Villarreal. 2006. Índice de valor de importancia (IVI) de las especies vegetales del Refugio de Fauna y Pesca los Olivitos. Revista Ciencia: 14 (2) 42-55

Schaeffer, N. y G., Cintrón 1986. Guía para estudio de áreas de manguezal, estructura, función e flora, Caribbean Ecological Research, Sao Paulo Brasil, 25 pp.

Schnee, L. 1984. Plantas comunes de Venezuela. 3ra. edición, U.C.V., Caracas, Venezuela. 787 pp.

Tomlinson, P. B. 1986. The Botany of Mangroves. Cambridge University Press, London, 413 pp.

# Plantas de los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur (Colombia, Ecuador, Perú)

Xavier Cornejo  
Herbario GUAY, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de  
Guayaquil

**Cita:** Cornejo, X. (2019) Plantas de los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur (Colombia, Ecuador, Perú). Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

El propósito de esta investigación fue realizar una revisión de las taxa de plantas vasculares presentes en los manglares del noroccidente de América del Sur. Se registran 49 familias, 135 géneros y 222 especies de plantas vasculares en los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú. El estudio está enfocado desde la perspectiva taxonómica y nomenclatural, se basa en colecciones de 14 herbarios nacionales y extranjeros, presenta los nombres científicos actualizados, incluye el análisis de las colecciones tipo, el reporte de nuevos registros para Ecuador, la resurrección de taxa que habían permanecido olvidadas como el mangle blanco *Laguncularia racemosa* var. *glabriflora*. Se propone a los manglares facultativos como a una nueva categoría, esta comprende a las 'especies links', que conectan a los manglares con ecosistemas de agua dulce al interior del continente. Las nuevas subunidades florísticas propuestas: los manglares del Choco y los manglares del bosque seco del Pacífico Ecuatorial, expresan la diferente composición de estos ecosistemas, estas son consistentes con la fitogeografía de las bioregiones presentes. Esta información junto con la categorización de todas las especies según los criterios UICN, contribuyen a un manejo más acertado en beneficio de la conservación de los manglares en la región.

**Palabras Clave:** Colombia, Ecuador, manglares, plantas, Perú.

## ABSTRACT

The aim of this research was to conduct a review of vascular plants that occur in mangroves of northwestern South America. A total of 49 families, 135 genera and 122 species of vascular plants have been collected in mangroves on the Pacific coast of Colombia, Ecuador and Peru. The review focuses on the taxonomy and nomenclature and is based on collections gathered from 14 herbaria. The plant species are presented with updated scientific names and type collections have been studied. New records for the country and the reinstatement of long time forgotten taxa, as the white mangrove *Laguncularia racemosa* var. *glabriflora*, have been achieved. The facultative mangroves are proposed as a new category that encompasses species links, connecting the mangroves with fresh-water, inland ecosystems. New floristic subunits are presented: The Chocoan mangroves and the Equatorial Pacific dry mangroves, each representing a different

composition of ecosystems that are connected to phytogeography of current bioregions. These results and the categorization based on IUCN criteria contribute to a more accurate management that benefits the conservation of mangroves in the region.

**key words:** Colombia, Ecuador, mangroves, plants, Peru.

## 1. Introducción

Los manglares son ecosistemas distribuidos a lo largo de la línea costera dentro del cinturón tropical, se encuentran localizados en las desembocaduras de los ríos en el mar, poseen características físicas y biológicas particulares, con elementos propios que permiten su caracterización. Sus suelos son poco consolidados, de aspecto lodoso, superficialmente de colores oscuros, ricos en materia orgánica, hipóxicos, diariamente inundables y que reciben aportes de salinidad por la acción de las mareas. Sobre estos suelos se desarrollan comunidades vegetales de especies arbustivas y arborescentes conocidas como mangles, estos son plantas que poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas específicas para colonizar y dominar sobre sustratos flojos, inundables y salinos. En los manglares, los suelos y la vegetación constituyen el hábitat, fuente de alimento y área de refugio para invertebrados principalmente moluscos y crustáceos, y vertebrados como peces, reptiles, mamíferos y aves.

A pesar de la gran promoción que tienen los manglares en términos de manejo y conservación, la taxonomía de su flora, que es la base para determinar los patrones de distribución y entender sus aspectos fitogeográficos que sirven de apoyo a la conservación de estos ecosistemas había sido subestimada.

En el presente trabajo se presenta una revisión de la flora de los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur, esta se basa en colecciones curadas de herbario y el análisis de los patrones de distribución de las taxa, complementadas por observaciones en campo.

## 2. Materiales y métodos

El registro de las especies de plantas de los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú, está basado en especímenes montados y determinados que reposan en los siguientes herbarios nacionales: GUAY, QCA, QCNE; y extranjeros:

AAU, COL, CUVC, GB, L, MO, NY, S, SEL, US, WIS (incl. MAD). El trabajo en campo se realizó colectando y fotografiando las especies presentes en ecosistemas de manglar, estrictamente dentro del rango intermareal. El material montado ha sido determinado por 26 taxónomos de diversas instituciones: W. R. Anderson (†, MICH), C. C. Berg (†, BG), M. Blanco (FLAS), R. Callejas (HUA), T. Croat, C. H. Dodson (MO), R. Eriksson (GB), P. Fryxell (†, TEX), V. Funk (US), D. Giraldo-Cañas (COL), B. Hammel (MO), E. Hágsater (AMO), B. Hansen (USF), B. Klitgaard (BM), R. Kriebel (INBio), G. P. Lewis (K), R. Moran (NY), R. Kuijt (LEA), S. Lægaard (AAU), C. Luer (SEL), H. Luther (SEL), J. Madsen (AAU), H. Navarrete (QCA), F. Pupulin (Lankester Botanical Garden), J. Ricketson (MO) y L. Skog (US). Los acrónimos de los herbarios citados son según el Index Herbariorum (Holmgren et al., 1990). Las plantas vasculares registradas han sido agrupadas según los principales grupos: Pteridofitas, gimnospermas y angiospermas. Para las Pteridofita se ha seguido la clasificación propuesta por Smith et al. (2006) y actualizada por Phylogenetic Pteridophyte Group (PPG, 2016). Para las angiospermas se sigue la clasificación según el Angiosperm Phylogenetic Group (APG). Las abreviaturas de los autores de las taxa son según Brummit & Powell (1992). Las descripciones de las especies están basadas en material deshidratado de herbario, a menudo han sido ajustadas con caracteres de campo. La terminología botánica utilizada es según Font-Quer (1985) y Jackson (1991). Los nombres científicos han sido consultados en las revisiones taxonómicas, monografías respectivas como Flora of Ecuador, Flora Neotropica, publicaciones más recientes y en el International Plant Name Index (IPNI). Los patrones de distribución geográfica de las taxa han sido determinados con las colecciones de herbario georeferenciadas. Para las especies restringidas y semirestringidas a manglares se revisaron las publicaciones originales, se estudiaron las colecciones tipos de los nombres vigentes, así como de los basónimos y sinónimos, respectivamente. Las categorías de los mangles (mayores, menores y facultativos) han sido establecidas considerando sus adaptaciones morfológicas, fisiológicas, tipos de dispersión y rango ecológico de distribución. Las nuevas taxa y lectotipificaciones respectivas han sido publicadas en artículos separados. La categorización de las especies de plantas sigue los criterios de las listas rojas de la UICN.

### 3. Resultados

Se registran 49 familias, 135 géneros y 222 especies de plantas vasculares en los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur (tabla 1). A nivel nacional, las especies se encuentran distribuidas de la siguiente manera: Colombia: 184 spp., Ecuador: 179 spp. y Perú: 17 spp. El análisis de los patrones de distribución geográfica de las taxa de plantas de los manglares permite establecer dos subunidades florísticas: Los manglares del Chocó y los manglares del Pacífico Ecuatorial, estos se encuentran caracterizados de la siguiente manera:

#### **MANGLARES DEL CHOCÓ**

Distribución: Suroccidente de Costa Rica (Península de Osa) hasta noroccidente de Ecuador (estuario de Cojimíes)

Zonas de vida: Bosques pluviales, muy húmedos y húmedos

Diversidad: 91 % (=202 spp.) de las especies registradas

Especies diagnósticas:

Árboles: *Pelliciera rhizophorae*, *Tabebuia palustris*, *Mora oleifera*, *Pterocarpus officinalis*, *Amphitecna latifolia*, *Hirtella carbonaria* y *Muelleria chocoensis*

Arbustos: *Crenea patentinervis*, *Pavonia kearneyi*, y *P. rhizophorae*

Lianas: *Bignonia phellosperma*, *Tetrapteris subaptera* e *Hiraea brachyptera*

Epífitas: *Platystele cornejoi*, *Scaphyglottis* sp. nov. y *Sobralia rhizophorae*

Nombre en Ecuador: Manglares del Chocó-Ecuatorial (MAE, 2013).

#### **MANGLARES DEL PACÍFICO-ECUATORIAL**

Distribución: Pedernales hasta los Manglares San Pedro de Vice en Piura (5°34'S) y en las islas Galápagos.

Zonas de vida: Bosques secos, muy secos, matorrales espinosos hasta desiertos.

Diversidad: 20.3 % (=45 spp.) de las especies registradas

Especies diagnósticas:

Árboles: *Laguncularia racemosa* var. *glabriflora*

Arbustos: *Mangleticornia ecuadorensis*



Hierbas: *Sesuvium portulacastrum*, *Batis maritima*

Lianas: *Cryptocarpus pyriformis*

Nombre en Ecuador: Manglares del Jama-Zapotillo (MAE, 2013).

Tabla 1. Número de familias y especies de los grupos de plantas vasculares según su habito, presentes en los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú.

HABIT	VASCULAR PLANT GROUPS								TOTAL Nº. spp.
	PTERIDOPHYTE		GYMNOSPERMS		MONOCOTYLEDONS		DICOTYLEDONS		
	Fam	spp.	Fam	spp.	Fam	spp.	Fam	spp.	
Trees/shrubs	–	–	1	1	1	2	13	27	30
Lianas/vines	–	–	–	–	–	–	8	16	16
Herbs	3	4	–	–	6	19	4	6	29
Epiphytes	5	13	–	–	4	88	10	34	135
Parasites	–	–	–	–	–	–	2	7	7
Stranglers	–	–	–	–	–	–	1	5	5
TOTAL	8	17	1	1	11	109	38	95	222

De acuerdo con los tipos de adaptaciones morfológicas y fisiológicas, en combinación con el hábitat que ocupan y el papel que desempeñan, los manglares de la región han sido categorizados como mayores, menores y facultativos (tabla 2).

Los manglares mayores o manglares verdaderos son aquellos que tienen la facilidad de colonizar y son dominantes en la franja más externa dispuesta hacia el mar. Los manglares menores son aquellos que colonizan en la porción posterior del manglar. Los manglares facultativos es una nueva categoría, esta ha sido establecida para acomodar a algunas especies cuyo estatus de mangle frecuentemente está en discusión, estas son plantas leñosas de humedales de agua dulce adyacentes al manglar, se dispersan por agua, tienen la facultad de tolerar la salinidad,

## Manglares de América

ingresan en ecosistemas de manglar y desempeñar un papel similar al de los mangles. Por el hecho de conectar a los ecosistemas de agua dulce del interior del continente con los manglares, estas han sido denominada las ´especies link´.

Tabla 2. Categorización de los tipos de mangles presentes en los manglares de la región.

Family	Scientific name	Mangrove type
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	major
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora racemosa</i>	major
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora x harrisonii</i>	major
Acanthaceae	<i>Avicennia germinans</i>	major
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	major
Tetrameristaceae	<i>Pelliciera rhizophorae</i>	minor
Bignoniaceae	<i>Tabebuia palustris</i>	minor
Fabaceae	<i>Mora oleifera</i>	facultative
Fabaceae	<i>Pterocarpus officinalis</i>	facultative
Combretaceae	<i>Conocarpus erectus</i>	facultative
Malvaceae	<i>Talipariti tiliaceum</i> var. <i>pernambucense</i>	facultative
Bignoniaceae	<i>Amphitecna latifolia</i>	facultative
Annonaceae	<i>Annona glabra</i>	facultative

Según los patrones de distribución de las especies, aparte de los tradicionales mangles, en los manglares de la región se encuentran otros elementos florísticos que son propios del manglar y que no corresponden a una vegetación meramente asociada, como tradicionalmente han sido considerados. Estas taxa han sido aquí clasificadas como "otros elementos restringidos y semirestringidos" a los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú (Tabla 3).

Tabla 3. Otros elementos florísticos (que no son los tradicionales mangles) clasificados como restringidos y semi-restringidos a los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú.

Family	Scientific name	Distribution
Bignoniaceae	<i>Phryganocydia phellosperma</i>	Restricted
Malpighiaceae	<i>Tetrapterys subaptera</i>	Restricted
Malvaceae	<i>Pavonia rhizophorae</i>	Restricted
Malvaceae	<i>Pavonia kearneyi</i>	Restricted
Acrostichaceae	<i>Acrostichum aureum</i>	Semi-restricted
Asteraceae	<i>Tuberosstylis axillaris</i>	Semi-restricted
Asteraceae	<i>Tuberosstylis rhizophorae</i>	Semi-restricted
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella carbonaria</i>	Semi-restricted
Fabaceae	<i>Muelleria chocoensis</i>	Semi-restricted
Lythraceae	<i>Crenea patentinervis</i>	Semi-restricted
Malpighiaceae	<i>Hiraea brachyptera</i>	Semi-restricted
Orchidaceae	<i>Platystele cornejoi</i>	Semi-restricted?
Orchidaceae	<i>Scaphyglottis</i> sp. nov.	Semi-restricted?
Orchidaceae	<i>Sobralia rhizophorae</i>	Semi-restricted?

De las 222 especies de plantas vasculares registradas en los manglares de la región, apenas 14 especies poseían una categoría de conservación según los criterios UICN. En el presente trabajo se han asignado categorías UICN para las restantes 208 especies registradas (tabla 4).

Tabla 4. Categorización UICN de las especies de las plantas vasculares presentes en los manglares de la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú.

Family	Scientific Name	Habit	IUCN Category	Reference
Arac	<i>Philodendron sparreorum</i>	E	NT	This publication
Arac	<i>Philodendron tripartitum</i>	E	LC	This publication
Arac	<i>Stenospermaton angustifolium</i>	E	LC	This publication
Arac	<i>Stenospermaton robustum</i>	E	LC	This publication
Arec	<i>Cocos nucifera</i>	T	LC	This publication
Arec	<i>Euterpe oleracea</i>	T	LC	This publication
Aster	<i>Tuberosstylis axillaris</i>	T/S/L	VU B2abiii	This publication
Aster	<i>Tuberosstylis rhizophorae</i>	E	VU B2abiii	This publication
Batac	<i>Batis maritima</i>	H	LC	This publication
Bigno	<i>Amphitecna latifolia</i>	T	LC	This publication
Bigno	<i>Anemopaegma chrysanthum</i>	L	LC	This publication
Bigno	<i>Phryganocydia phellosperma</i>	L	VUB2abiii	This publication
Bigno	<i>Tabebuia palustris</i>	T/S	VU B2abiii	This publication
Brom	<i>Aechmea angustifolia</i>	E	LC	This publication
Brom	<i>Aechmea dactylina</i>	E	LC	This publication

#### 4. Discusión

La información de las plantas vasculares producto de la presente investigación sirve de apoyo para la elaboración del Plan Nacional de los Manglares del Ecuador (Carvajal & Santillan, 2019).

La elevada riqueza y abundancia de especies pesqueras registradas al sur del Pacífico Este, frente a las costas de Colombia (Castellano-Galindo et al. 2012), coincide con las mayores extensiones de áreas de manglar en la línea costera continental próxima (Cornejo 2014).

#### 5. Conclusiones

Esta investigación es la primera revisión que abarca a todas las taxa de plantas vasculares presentes en los manglares de la costa del Pacífico de América del Sur (Colombia, Ecuador y Perú). Comprende el estudio de las especies desde la perspectiva taxonómica y nomenclatural basado en colecciones de herbario, incluye el análisis de las colecciones tipo, el reporte de nuevos registros para Ecuador, la resurrección de importantes taxa que habían permanecido olvidadas como el mangle blanco *Laguncularia racemosa* var. *glabriflora* (C. Presl) Stace, descubierta en la ciudad de Guayaquil hace 229 años, pero ausente en los inventarios florísticos y planes de manejo a nivel nacional. Además, ha contribuido o producido el descubrimiento de nuevas taxa como: *Philodendron bonifazieae* Croat (Araceae), *Platystele cornejoi* Luer (Orchidaceae) y *Mangleticornia ecuadorensis* P. W. Ball, G. Kadereit & Cornejo (Amaranthaceae); estos son aspectos básicos que habían pasado desatendidos por largo tiempo bajo el mito de que los manglares estaban lo suficientemente estudiados en sentido taxonómico. La nueva categoría aquí propuesta como manglares facultativos reúne a las aquí también llamadas 'especies links', estas conectan a los manglares con ecosistemas de agua dulce al interior del continente, y demuestra que estos ecosistemas están interconectados. Las nuevas subunidades florísticas propuestas: los manglares del Choco y los manglares del bosque seco del Pacífico Ecuatorial, expresan la diferente composición florística de estos ecosistemas, estas son consistentes con la fitogeografía de las bioregiones presentes. Esta información junto con la categorización de todas las especies según los criterios UICN, contribuyen a un manejo más acertado en beneficio de la conservación de los manglares en la región.

### Referencias bibliográficas

Carvajal, R. & X. Santillán. 2019. *Plan Nacional para la Conservación de los Manglares del Ecuador Continental*. Ministerio del Ambiente. Quito, Ecuador.

Castellanos-Galindo, G. A., U. Krumme, E. A. Rubio and U. Saint-Paul. 2012. *Spatial variability of mangrove fish assemblage composition in the tropical eastern Pacific Ocean*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, <http://www.ruffordsmallgrants.org/files/Rev%20Fish%20Biol%20Fishes%20DOI%2010.1007s11160-012-9276-4.pdf>

Cornejo, X. (Ed.). 2014. *Plants of South American Pacific Mangrove Swamps (Colombia, Ecuador, Peru)*. Universidad de Guayaquil, Ecuador. Ed. EduQuil.

IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.

Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013. *Sistemas de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Ministerio del Ambiente. Quito, Ecuador.

# Floraciones algales y variables ambientales en la calidad del agua del área de manglares-urbanos del Estero Salado- Guayaquil en mayo- agosto 2018

Gladys Torres

Universidad Estatal Península Santa Elena, Instituto Oceanográfico  
de la Armada

Ana Rodríguez

Instituto Oceanográfico de la Armada.

**Cita:** Torres, G. Rodríguez, A. (2019) Floraciones algales y variables ambientales en la calidad del agua del área de manglares-urbanos del Estero Salado-Guayaquil en mayo-agosto 2018. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Los procesos ecológicos en estuarios han sido escasamente entendidos, cuando intervienen las floraciones algales y la eutrofización acelerada por las actividades humanas. El objetivo fue identificar las especies del fitoplancton y sus variables ambientales superficiales (temperatura, salinidad, nitrato, fosfato y silicato) en el Estero Salado situado al Interior del Golfo de Guayaquil. Los muestreos fueron realizados desde mayo a agosto 2018, en 23 estaciones agrupadas en 4 zonas (Flujo y Reflujo) siguiendo métodos estandarizados, por el Instituto Oceanográfico de la Armada, correspondiente al Proyecto Recuperación Estero Salado e Isla Santay del Ministerio de Ambiente. Los resultados, registraron 123 especies distribuidos en 9 grupos funcionales del fitoplancton (diatomeas céntricas-pennadas, dinoflagelados, ciliados, euglenofitas, cianofitas, clorofitas, raphydofitas y tintinnidos); 17 especies evidenciaron floraciones o bloom algal. El promedio mensual de temperatura y salinidad registraron más estabilidad, nitrato y fosfato presentaron promedios inversos, el silicato fue más inestable en todas las zonas de manglares-urbano de Guayaquil, indicando que las aguas de la Reserva Producción Faunística Manglares El Salado están eutrofizadas en ambas fases de mareas. Estos resultados sugieren la necesidad de acoger los principios precautorios como una de las políticas ambientales, en las cercanías de las zonas urbano-industriales de Guayaquil.

**Palabras Clave:** Estuarios, Manglar, Eutrofización, Fitoplancton, nutrients, Guayaquil.

## ABSTRACT

The ecological processes of algal blooms and eutrophication accelerated by human activities in estuaries are poorly understood. The objective of this study was to identify the phytoplankton species and their surface environmental variables (temperature, salinity, nitrate, phosphate and silicate) in the Estero Salado located in the Interior of the Gulf of Guayaquil. The sampling was carried out from May to August 2018, in 23 stations grouped in 4 zones (Flow and Reflux), following standardized methods by the Oceanographic Institute of the Navy, corresponding to the Estero Salado Recovery Project and Santay Island of the Ministry of Environment. The results recorded 123 species distributed in 9 phytoplankton functional

groups (centric-pennate diatoms, dinoflagellates, ciliates, euglenophytes, cyanophytes, chlorophytes, raphidophytes and tintinnids); 17 species showed blooming or algal blooms. The temperature and salinity registered stable average, nitrate and phosphate presented inverse averages, and silicate was unstable among all the mangrove-urban areas of Guayaquil, indicating that the waters of the Mangrove Wildlife Production Reserve El Salado are eutrophic in both tidal phases. These results suggest the need to embrace precautionary principles as one of the environmental policies in the vicinity of urban-industrial areas of Guayaquil

**key words:** Estuaries, Eutrofization, Phytoplankton, Nutrients, Guayaquil.

## 1. Introducción

Más del 40% de los estuarios del mundo se encuentran en América del norte y sur (Perillo y Kjerfve, 2005). La contaminación hídrica en América Latina y el Caribe está dominada por las descargas municipales de origen doméstico e industrial, escorrentías agrícolas y de otras fuentes terrestres (CEPAL, 2002), son problemas contenidos en los programas regionales de América Latina del Programa de Mares Regionales del PNUMA y en el capítulo 17 del Programa 21. Los procesos ecológicos en estuarios han sido escasamente entendidos y considerados en la planificación de políticas ambientales (Windt, 2006), por lo que el monitoreo de los niveles tróficos y nutrientes a largo plazo, son estrategias fundamentales para su evaluación. Las partes bajas de las cuencas, estuarios y áreas costeras en Ecuador han sido ignoradas y mayoritariamente desvinculadas de la gestión administrativa (Torres y Zambrano (2015).

El Ministerio de Ambiente, ha considerado al Golfo de Guayaquil como una de las regiones de atención especial de gran valor estratégico y económico, donde se desarrolla la mayor producción camaronera (cultivos) y soporte de pesquerías (Tobey et al., 1998), son de vital importancia para los diversos usuarios de los servicios ambientales. Existen escasos estudios de monitoreo o control ambiental del impacto camaronero relacionada con la pérdida del manglar y otras actividades antrópicas al interior del Golfo de Guayaquil (Twilley et al., 1999).



El propósito de esta investigación fue realizar un breve análisis de la calidad del agua en relación al fitoplancton cuantitativo y 5 variables ambientales, los resultados correspondientes a 4 meses de muestreo realizados por el Instituto Oceanográfico de la Armada (INOCAR), desde mayo a agosto del 2018 con 23 estaciones en flujo y refluo, agrupadas en 4 zonas del área urbano marginal, correspondiente al Proyecto Recuperación Estero Salado e Isla Santay del Ministerio de Ambiente (PRESIS-INOCAR-MAE). Así como generar información científica para la aplicación de futuras normativas en estuarios cercanos a áreas urbanas e industriales del Estero Salado, a fin de coadyuvar en la recuperación, remediación ambiental y social de las afectaciones de la RPFMS.

## **2. Materiales y métodos**

El área de estudio corresponde al Estero Salado y zona de manglar del sector urbano marginal de la Ciudad de Guayaquil, también corresponde a la Reserva Producción Faunística Manglares El Salado (RPFMES), aguas semi-encerradas de carácter salino situadas al interior del Golfo de Guayaquil, que recibe influencias de descargas directas e indirectas residenciales e industriales (termoeléctrica, portuaria, Terminal Petróleo El Salitral, Astilleros de mantenimiento), donde se tiene influencia de marea (pleamar y bajamar).

Se realizaron 23 estaciones agrupadas en 5 zonas (Figura 1), desde mayo a agosto del 2018 (tercera semana de cada mes), realizados en ambas fases de marea (pleamar y bajamar). Se colectaron muestras de agua superficial con la botella Van Dorn, para fitoplancton cuantitativo (200 ml) y nutrientes nitrato, fosfato y silicato (500ml). Para obtener información de las variables de temperatura y salinidad, se utilizó una sonda multiparamétrica in situ.

## Manglares de América

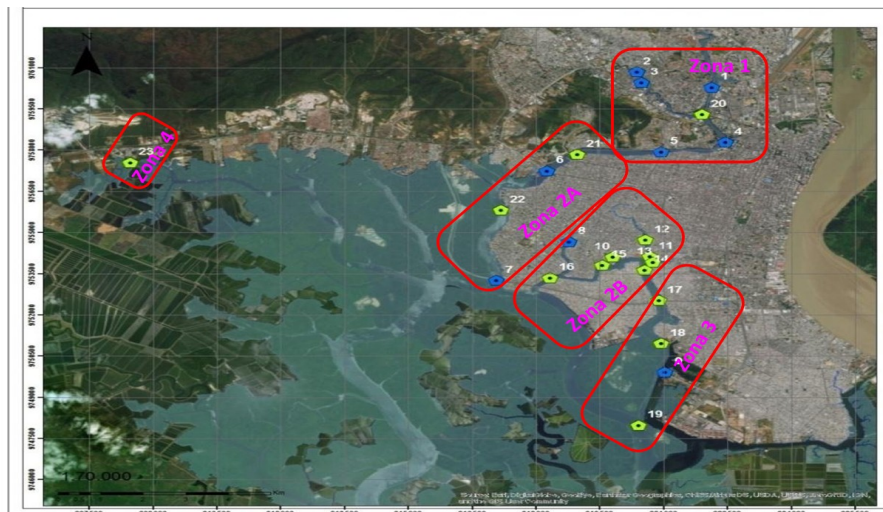


Figura 1. Área de estudio del Estero Salado con 23 estaciones agrupadas en 5 zonas.

Las muestras para fitoplancton fueron preservadas con solución Lugol; se homogenizaron y coloraron sub-alícuotas en cámaras de 25ml por 8 horas. Se analizaron al menor nivel taxonómico y se contaron en un microscopio Invertido Leika (método Uthermol descrito en Torres et al., 2017). Los resultados se reportaron en cel/l. Para la validación de los diferentes taxos se utilizaron: Jiménez 1983, Pesantes, 1983, Tomas (1997), Balech (1988), entre otros textos y sitios webs especializados.

Las muestras de nutrientes fueron refrigeradas in situ hasta llegar al laboratorio y congelarlas. Posteriormente los análisis de nutrientes (nitrato, fosfato y silicato) se analizaron siguiendo las técnicas descritas en Test PEE / LAB-DOQ / 01-INOCAR basado en Strickland y Parsons (1972).

Se realizó un análisis exploratorio de datos (EDA) ambientales y biológicos para evitar problemas estadísticos según lo sugerido por (Zuur, et al.2010). Con los datos ambientales, se describieron en términos de promedios mensuales (mayo a agosto) y su variabilidad mediante el error estándar por zonas y en ambas fases de mareas. La abundancia relativa de los grupos principales o divisiones del fitoplancton se describieron por zonas. Se calculó el índice de diversidad común de Shannon-Weaver y su variabilidad espacio-temporal. Desde una perspectiva ecológica, se relacionaron los principales grupos con las variables ambientales

utilizando un análisis de correspondencia canónica (CCA) en cada fase de marea (ter Braak y Verdonschot, 1995).

### 3. Resultados

La mayor abundancia del fitoplancton se evidenció en ambos estados de marea en mayo y agosto, con un máximo en agosto en la estación 1. Se registraron 66 especies en flujo y 64 en reflujo, su mayor número de especies correspondieron a diatomeas céntricas y pennadas (39 en flujo y 40 reflujo) y dinoflagelados (14 en flujo y 11 en reflujo). La estructura fue conformada por 8 grupos funcionales del fitoplancton: Bacillariophyceae (diatomeas céntricas y pennadas), Dinophyceae (dinoflagelados), Ciliados, Raphidophytas, Euglenophytas, Chlorophyceae, Cyanophyceae y Tintinnidos.

Durante este periodo de estudio, 17 especies evidenciaron floraciones o bloom algales que superaron el  $1 \times 10^6$  cel/l (Chaetoceros spp., *C. curvisetus*, *C. affines*, *C. gracilis*, Skeletonema costatum, Thalassiosira spp., *T. rotula*, *T. subtiles*, Nitzschia longissima, Gymnodinium sp., Mesodinium rubrum, Cryptomonas spp., Tetraselmis spp., Anabaenopsis spp., Oscillatoria spp., Euglena spp., Chatonella cf verruculosa) en ambas fases de marea. La alta densidad algal se relacionó con la escasa transparencia (entre 0.4 a 2.5 m de disco Secchi).

La abundancia del fitoplancton mensual por estaciones fue variable en ambos estados de flujo de marea, siendo las estaciones 1, 4 y 5 las de mayor contenido celular en todos los meses. En agosto se registró mayor abundancia. La composición de los grupos funcionales del fitoplancton fue variable en ambas fases de mareas, predominando las diatomeas céntricas (80%) en mayo, julio y agosto (flujo), julio y agosto (reflujo); en junio las diatomeas disminuyeron y se incrementaron las chlorophytas, cianophytas, en menor densidad las diatomeas pennadas, dinoflagelados con ligera variabilidad en ambos estados de marea (Figura 2), mientras que en la zona 4 de Puerto Hondo predominaron las Cianofitas y diatomeas céntricas.

Manglares de América

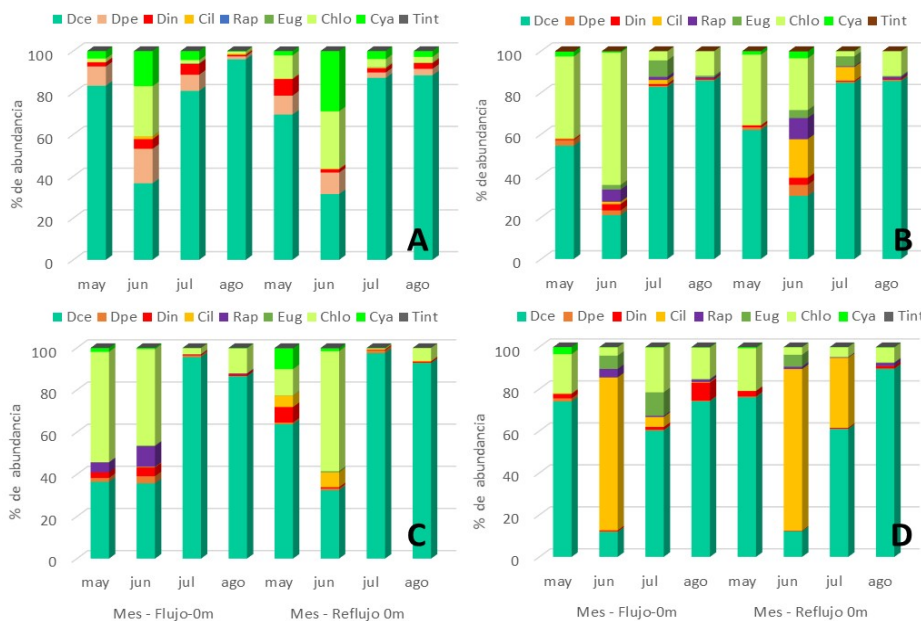


Figura 2. Distribución (%) de la abundancia de cada grupo principal del fitoplancton, zona 1 (A), zona 3 (B), zona 2A (C) y zona 2B (D), en el Estero Salado.

Entre las variables ambientales, la temperatura presentó un mínimo de 23.1°C y un máximo de 33.4°C, con un promedio casi estable con un máximo en la zona 3, pero su variabilidad en cada zona fluctuó entre 7 a 10.2°C. La salinidad fue más estable con excepción de la zona 1 donde se evidenció el menor valor (Figura 3).

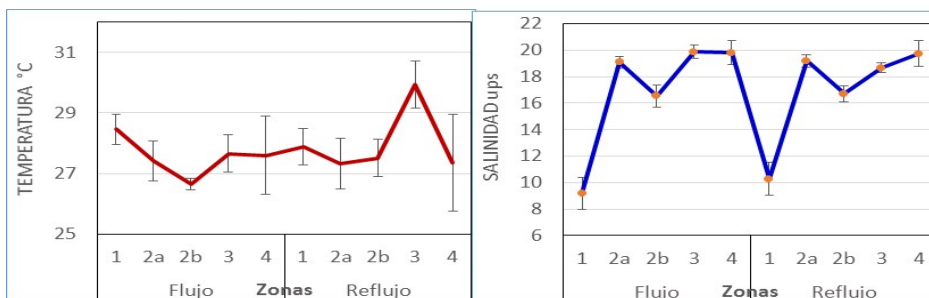


Figura 3. Variabilidad y error estándar de la temperatura y salinidad superficial, entre mayo a agosto (2018), en el Estero Salado.

El promedio de nitrato fue menor las zonas 1 y 4 (en ambos estados de marea), mientras que el promedio máximo fue en la zona 2a

(flujo) y zona 2b (reflujo). El promedio de fosfato evidenció que la zona 1 fue el valor más alto en ambos estados de marea. El promedio de silicato fue más inestable en todas las zonas en ambos estados de marea (Figura 4).

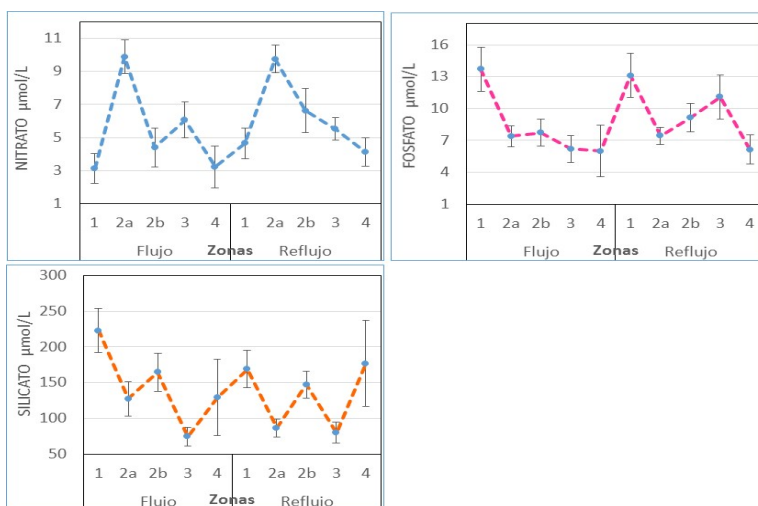


Figura 4. Variabilidad y error estándar de nitrato, fosfato, y silicato superficial, entre mayo a agosto (2018), en el Estero Salado.

Los máximos niveles de abundancia de los principales grupos del fitoplancton, fueron correlacionados con altas concentraciones de nitrato, fosfato y silicato, evidenciando diferencias en ambos estados de marea (Figura 5).

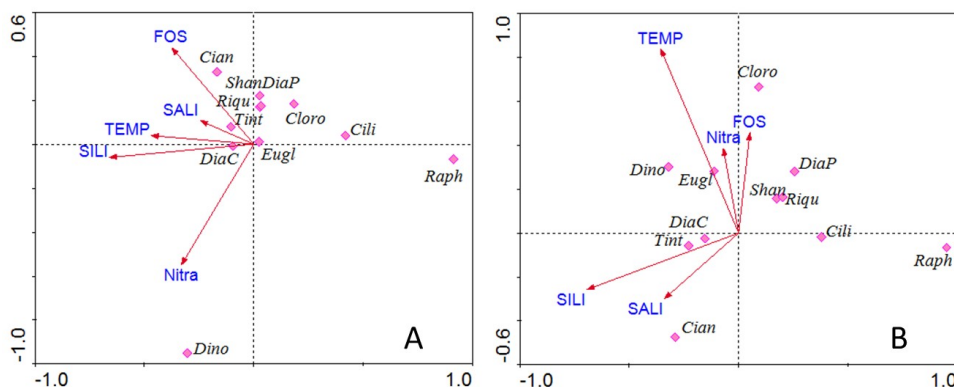


Figura 5. Análisis de componente canónica de variables ambientales y principales grupos del fitoplancton: en flujo (A) y reflujo (B), en el Estero Salado.

#### 4. Discusión

El problema de los Blooms algales nocivos, se ha incrementado como resultado de la contaminación u otros factores como las operaciones de acuicultura o la transferencia de especies de agua de lastre (Anderson, 2012), lo cual se relacionaría con los resultados de esta investigación. La eutrofización en estuarios se ha convertido en un problema ambiental mundial en los últimos años. Comprender estos mecanismos físicos, químicos (nutrientes N y P) y el crecimiento excesivo del fitoplancton, ayudará a prevenir y remediar (Yang et al., 2008). La eutrofización se puede definir como la suma de los efectos del crecimiento excesivo de fitoplancton, causada por el enriquecimiento de nutrientes a través de escorrentías y / o descarga de desechos humanos (Khan y Ansari, 2005). Muchos episodios de floración tienen impactos significativos en los sistemas socioeconómicos (Sanseverino et al., 2016), los agruparon en cuatro categorías: (1) impactos en la salud humana; (2) impactos de la pesca; (3) impactos del turismo y la recreación; (4) costos de monitoreo y gestión.

Con lo antes mencionado en el Estero Salado (sector urbano marginal y manglares), en junio 2005 ya se evidenciaron problemas de eutrofización y presencia de blooms algales (diatomeas y dinoflagelados) en la zona 1 (Torres y Palacios, 2007). Entre mayo a agosto 2018 en las 4 zonas, el incremento de bloom algales y su asociación de especies, estarían relacionados por el continuo aporte de nutrientes desde la zona urbano-industrial del sector, lo cual fue coincidente con la escasa transparencia con aguas de color verde a café oscura, ya serían indicadores de eutrofización del área urbano marginal y de Manglar en el Estero Salado.

Estos resultados de florecimiento algal y altos nutrientes principalmente en la zona 2a (nitrato) y zona 1 (fosfato) en ambas fases de mareas, indican que son una amenaza a la estructura y funcionamiento del ecosistema marino, con impactos negativos en la seguridad alimentaria. En la época de esta investigación correspondió a la época seca sin aportes de lluvias, se registraron promedios de salinidad entre 9.2 a 19.8 UPS en ambas fases de mareas, indicando que este factor ambiental fue influenciado por aportes urbanos, lo que también se reflejó en los promedios de nitrato y fosfato.

El escaso intercambio de las aguas del Estero Salado, estarían influenciadas solo en los días de los fuertes aguajes (INOCAR, 2018) y durante la época de mayor influencia de la Corriente de Humboldt (Borbor-Córdova et al., 2019). La entrada de agua de lastre desde buques comerciales (18 muelles en la zona 3 y área de cuarentena), puede influenciar la entrada de especies del fitoplancton nocivo/tóxico y otras especies patógenas. Este intercambio de aguas también conlleva la entrada de especies que tienen registros de formar mareas rojas (Torres, 2001; Torres, 2015, Borbor-Córdova et al., 2019).

## 5. Conclusiones

Se registraron 123 especies distribuidos en 9 grupos funcionales del fitoplancton: diatomeas céntricas-pennadas, dinoflagelados, ciliados, euglenales, cianofitas, clorofitas, raphidofitas y tintinnidos, evidenciados en todas las áreas de estudio y en ambos flujos de marea, con excepción del grupo de raphidofitas que no se registró en área 1. Durante este periodo de estudio, 17 especies evidenciaron floraciones o bloom algales.

Entre las variables ambientales, la temperatura y salinidad evidenció más estabilidad en sus promedios. El nitrato y fosfato presentaron promedios inversos, y el silicato fue más inestable en todas las zonas. El análisis de correlación entre variables ambientales y grupos funcionales del fitoplancton presentó diferencias entre ambos estados de marea.

En base a la información biológica y ambiental del Proyecto Presis-INOCAR-MAE, este estudio es parte de esta información, donde se deben incluir urgentemente ordenanzas ambientales, proponer plantas de tratamientos sanitarios, prohibir la pesca (peces y otros mariscos), los buques comerciales cumplan con normativas de agua de lastre (18 muelles, como estrategias de manejo preventivas prioritarias para la seguridad alimentaria de la población local y de la diversidad de especies dentro de un área protegida, como lo indica el Convenio de Diversidad (COP-6-COP7-COP8), Art. 8(h) y del Convenio de Gestión del Agua de Lastre (IMO, 2009).

Estos resultados al Interior del Golfo de Guayaquil demuestran que el uso sostenible de los servicios ambientales ha sido desatendido (Torres y Zambrano, 2016), con el consecuente y progresivo deterioro de la calidad del agua del Estero Salado y su efecto en los canales interiores del área de la Reserva Estero Salado frente al

cambio climático (USAID, 2012), donde el exceso de nutrientes ha evidenciado incrementos del fitoplancton. Se propone acoger los principios precautorios como una de las políticas ambientales del Convenio de Diversidad (COP6-COP7-COP8), y protocolos de monitoreo en las cercanías de las zonas urbano-industriales y zonas portuarias, cercanas a la ciudad de Guayaquil.

### Referencias bibliográficas

Anderson D. (2014). *HABs in a changing world: a perspective on harmful algal blooms, their impacts, and research and management in a dynamic era of climactic and environmental change*. Harmful algae, 3–17.

Balech, E., 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental*. Instituto Español de Oceanografía, 1: 1-300.

Borbor-Córdova M., Torres G., Mantilla G., Casierra A., Bermúdez R., Rentería W. and Bayot B. (2019). *Oceanography of Harmful algal Blooms on the Ecuadorian Coast: integrating remote sensing and biological data*. Front. Mar. Sci., 6: 13 DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00013>.

CEPAL (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar* División de Recursos Naturales e Infraestructura Recursos naturales e infraestructura. Santiago de Chile, diciembre de 2002.

INOCAR 2018. Tablas de Mareas. [www.inocar.mil.ec](http://www.inocar.mil.ec).

IMO, 2009. *Guidelines for National Ballast water status Assessment*. Globallast Monographs Series N°17. GEF-UNDP-IMO Globallast Partnership.

Jiménez, R., 1983. Diatomeas del Golfo de Guayaquil. Acta Oceanográfica del Pacífico, INOCAR, 2 (2): 283-399.

Khan FA, Ansari AA. Eutrophication: An ecological vision. The Botanical Review. 2005;71(4):449–482. doi: 10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2. [CrossRef] [Google Scholar].

Perillo G. and B. Kjerfve. 2005. Regional Estuarine and coastal Systems of the Americas: An Introduction. Journal of Coastal Research, 21 (4): 729-730.

Pesantes, F., 1983. Dinoflagelados del Fitoplancton del Golfo de Guayaquil. Acta Oceanográfica del Pacífico, INOCAR, 2 (2): 283-399.



Sanseverino I., Conduto D., Pozzoli L., Dobricic S. and T. Lettieri 2016. Algal bloom and its economic impact; EUR 27905 EN; doi:10.2788/660478

Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R. (1972) A Practical Hand Book of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 157, 2nd Edition.

ter Braak, C.J.F. and Verdonschot, P.F.M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science* 57, 255. doi:10.1007/BF00877430

Tobey J., Clay J., y P. Vergne. 1998. Impactos Económicos, Ambientales y Sociales del Cultivo de Camarón en Latinoamérica: Manteniendo un Balance. Proyecto de Manejo de Recursos Costeros II. Una Cooperación del USAID/G/ENV y el Centro de Recursos Costeros, Universidad de Rhode Island.

Tomas C., 1997. Identifying Marine Phytoplankton. Academic Press.

Torres G., 2001. Ocurrencias de Mareas Rojas durante 1989-1999, en aguas Ecuatorianas. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR, Ecuador)*, 10 (1): 127-136.

Torres G., y C. Palacios, 2007. Calidad Ambiental del Bloom algal en el área urbana del Estero Salado (ciudad de Guayaquil), en Junio, 2005. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR, Ecuador)*, 14 (1): 115-124.

Torres G. y Zambrano R. 2016. Análisis de Instrumentos económicos de los recursos hídricos en estuarios tropicales: Golfo de Guayaquil. *Revista Ingeniería Química y Desarrollo*, Vol.2 (1): 45-52. ISSN 1390 – 9428.

Torres G., 2017. Evaluación de mareas rojas durante 1968 al 2009. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR, Ecuador)*, 20 (1): 89-98.

Torres G., Sonia Recalde, Richard Narea, Willington Renteria, Luis Troccoli y Oscar Tinoco, 2017. Variabilidad Espacio-temporal del fitoplancton y variables oceanográficas en el Golfo de Guayaquil durante el 2013-15. *Rev. Del Instituto de Investigación FIGMMG-UNMSM* 20 (40): 70-79.

## Manglares de América

Twilley R., Cárdenas W., Rivera-Monroy V., Espinoza J. Suescum R., Montaña M. and L. Solórzano. 1999. Ecology of the Gulf of Guayaquil and the Guayas River Estuary. Informe.

USAID. 2012. Manual de buenas prácticas, para adaptación al cambio climático en zona costera. Una guía para la formulación, diseño e implementación de medidas de adaptación al cambio climático en zonas costeras Ecuador. Presentada por el Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno de El Niño – CIIFEN, Subcontrato con Chemonics International.

Utermohl, H., 1958. Zur Vervollkomnung der Quantitativen phytoplankton methodik Mitt Inter. Ver. Limnol, 9:1-38.

Windt C., 2006. Las Evaluaciones de los efectos del Comercio para la Planificación de Políticas. In Taller sobre el Impacto en el Recurso y Comercio Pesquero Producto de la Liberación de Mercados. Comisión Permanente del Pacifico Sur, Chile en agosto 2006. Organización de los Estados Americanos: Departamento de Desarrollo Sostenible.

Zuur A. F., Ieno E.N., and Elphick CS (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1, 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

Yang, X. E., Wu, X., Hao, H. L., & He, Z. L. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University. Science. B*, 9(3), 197–209. doi:10.1631/jzus.B0710626

# Análisis trófico de peces estuarinos en un manglar en restauración en el sureste mexicano

Arceo-Carranza Daniel<sup>1</sup>  
Hernández-Mendoza Lesli Cecilia<sup>2</sup>  
Flores-Rivero Marco A<sup>2</sup>  
Chiappa-Carrara X<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México Universidad Nacional Autónoma de México  
<sup>2</sup>Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México  
<sup>3</sup>Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias/Escuela Nacional de Estudios Superiores Mérida

**Cita:** Arceo-Carranza, D., Hernández-Mendoza, L., Chiappa-Carrara, X. (2019) Análisis trófico de peces estuarinos en un manglar en restauración en el sureste mexicano. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

La alta productividad primaria y producción de detrito en los ecosistemas de manglar son la base de las redes tróficas que comprenden diferentes grupos taxonómicos incluyendo los peces, estas interacciones se pueden ver afectadas por perturbaciones al ecosistema alterando las estrategias alimenticias de los organismos. El objetivo principal del presente trabajo es describir y comparar la dieta de la comunidad íctica en una zona de manglar en proceso de restauración hidrológica y de estructura vegetal (*Rhizophora mangle*) con una zona de referencia localizadas en el Caribe Mexicano. Se realizaron seis colectas bimestrales en cuatro puntos para cada zona (Referencia/Restaurada) y se realizó el análisis de contenido estomacal de las especies de peces en común, a través del índice de importancia relativa de las presas se determinaron los gremios tróficos y estrategia alimenticia. Se identificaron diferencias en el uso de recursos de las especies entre zonas ( $R=21$ ;  $p<0.05$ ) mediante un análisis de similitud (ANOSIM). *Floridichthys polyommus* (especie residente de manglar) presentó un cambio de gremio y nivel trófico siendo zoobentívoro en la zona de referencia y detritívoro en la restaurada. El cambio de estrategias alimenticias de los peces entre zonas denota menor diversidad y disponibilidad de recursos en la zona Restaurada.

**Palabras Clave:** Alimentación, hábitat de crianza, *Floridichthys polyommus*, Zoobentívoros

## ABSTRACT

The high primary productivity and production of detritus in mangrove ecosystems are the basis of the food webs that include different taxonomic groups as a fish. These interactions can be affected by the impacts to the ecosystem caused by the alteration of the feeding strategies of the organisms. The objective of the present study is to describe and to compare the diet of the fish community in a mangrove area in the restoration process (hydrological and reforested) with a reference area in the Mexican Caribbean. Six bimonthly collections were made in four points for each zone (Reference / Restored), a stomach contents analysis of the fish species was performed in both zones, and the relative importance index of the prey species was determined (trophic guilds). Differences in the use of resources of the species between

zones were identified (ANOSIM  $R = 21$ ;  $p < 0.05$ ). *Floridichthys polyommus* (resident species of mangrove) presented a change of guild and trophic level; it was a zoobenthivore in the reference zone and a detritivore in the restored area. The change in feeding strategies of fish between the zones indicate the low diversity and low availability of resources in the Restored zone.

**key words:** Feeding, nursery habitat, *Floridichthys polyommus*, Zoobenthivore.

## 1. Introducción

Las comunidades de manglares alrededor del mundo están compuestas por un conjunto de peces con amplia variedad de estrategias de vida. Algunas especies son residentes y pasan toda su vida alimentándose y reproduciéndose en los hábitats de manglar (Nagelkerken et al 2008). Estos peces, de tamaño pequeño y muy numerosos (Poecilidos, Ciprinodontidos, Fundulidos) son los dominantes en la comunidad de manglar (Blaber, 1997) y presentan dietas muy variables al explotar una gran cantidad de recursos. Los visitantes ocasionales utilizan los ecosistemas de manglar para forrajear o buscar refugio de los depredadores (Laegdsgaar y Johnson, 2001). Muchas especies en tránsito como los Elopidos, Centropomidos y Lutjanidos son los principales depredadores en los estuarios cuando crecen (Lewis and Gilmore 2007). La gran productividad de los manglares, representada por la generación de detritus se ve explotada por un grupo de peces marinos que utilizan estos sitios para crecer. Los Mugilidos, Clupeidos, Esparidos y Gerridos (Gilmore and Snedaker, 1993, Arceo-Carranza et al 2016), son peces omnívoros que se alimentan de detritus y conglomerados de algas y bacterias, abundantes en los ecosistemas de manglar.

En los sitios de manglar en restauración, las especies de peces se adaptan a una serie de cambios generados por impactos de diversas fuentes, esto reduce la disponibilidad de recursos y por consiguiente la alteración de la estructura de las redes tróficas del sistema (Yañez-Arancibia et al 2014). Los recursos alimenticios para niveles tróficos más altos pueden verse disminuidos si los ensamblajes bentónicos se empobrecen, esto podría reflejarse más en aquellas especies que se alimentan selectivamente de recursos bentónicos y que no presentan una plasticidad trófica que les permita cambiar su comportamiento alimenticio y optar

por otras presas (Llansó et al 1998). En el presente trabajo se evaluará y comparará la alimentación de algunas especies de peces residentes y en tránsito que habitan los manglares conservados y restaurados en una laguna del Caribe Mexicano.

## 2. Materiales y métodos

Se seleccionaron 8 especies de peces compartidas en los sitios en restauración y conservado. Se analizaron 274 contenidos estomacales de las especies de peces colectadas (tabla 1). El contenido estomacal se analizó cualitativamente identificando a las presas hasta el nivel más bajo posible (Hyslop, 1980) para esto, se observó a cada uno de los componentes del contenido bajo un estereoscopio Nikon y se utilizaron guías de identificación especializadas dependiendo del tipo de presa y del nivel de digestión (Ej. insectos, moluscos, crustáceos).

### Análisis de dietas.

Para la caracterización de la dieta se utilizó el método cuantitativo teniendo como resultado el índice de importancia relativa (IIR%) de cada una de las presas por especie (Cortés et al., 1997) el cual tiene por fórmula:

$$IIR = F.O\% * (A\% + W\%)$$

Dónde:

F.O% = La frecuencia de ocurrencia se determinó a partir de la metodología descrita por Hyslop (1980)

A% = Porcentaje de área de la presa i del contenido total en el pez de acuerdo a la metodología de Vega - Cendejas (1990).

W% = Porcentaje de peso de la presa i del contenido total en el pez (Hyslop, 1980).

Cabe señalar que debido al alto índice de digestión en la mayoría de los organismos, pocas de las presas pudieron ser identificadas hasta el nivel especie, por lo cual para determinar la estrategia alimenticia las presas fueron agrupadas en grandes grupos, por ejemplo: Peces, insectos, moluscos, microcrustáceos, algas y otros.

Para determinar la estrategia alimenticia de los organismos se utilizó el método gráfico de Costello (1990) corregido por Amundsen et al., 1995) y se clasificaron por gremios tróficos de acuerdo a lo propuesto por Elliott et al., 2007.

Se determinó la diferencia en la dieta de las especies que se registraron tanto en el sitio conservado como en el restaurado mediante un análisis de similitud de las presas (ANOSIM). Se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) con los valores de del índice de importancia relativa promedio de cada una de las presas por sitio para observar espacialmente la distribución de las muestras.

### 3. Resultados

Se identificaron un total de 39 ítems alimenticios en la zona conservada y 43 en la restaurada, las presas y su índice de importancia relativa se encuentran en la tabla 1. Las presas pertenecen a diez categorías alimenticias: peces, microcrustáceos (tanaidáceos, copépodos, ostrácodos, isópodos, anfípodos), Moluscos (bivalvos, gasterópodos), crustáceos decápodos, anélidos, arácnidos, insectos (dípteros, formícidos, chironomidos, colémbolos, coleópteros, hemípteros) cianófitas, macrofitas y foraminíferos; también se encontró detrito como componente de la dieta de algunas especies, principalmente entre individuos de *Floridichthys polyommus*, los ítems que aportaron menos del 0.05% a la dieta de los organismos fueron agrupados en "otros".

Tabla 1. Índice de importancia relativa (%IIR) de las presas para cada especie en las zonas restaurada (R) y Conservada (C). Se muestra la letra del género y las cuatro primeras letras de las especies de peces.

Ítems	<i>A. stíp</i>		<i>E. gula</i>		<i>F. poly</i>		<i>G. yuca</i>		<i>G. cine</i>		<i>L. gris</i>		<i>M. urop</i>		<i>S. test</i>	
	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R
Anélidos				1.1			1.5	6.3	8.1	11.5				1.6	3.8	0.2
Arácnido							0.2	5.2								
Cianófitas								0.2								
Decápodo	14.3		49.9	51.4	17.5				52.8	30.9	47.0	23.3		8.7		15.4
Detrito					18.6	58										
Insecto		4.1	41.7	10.3	29.6		43.3	57.6	3.3	0.1			0.2	12.6		
Larva decápodo	56.5	94.1														
Macroalgas							0.2				1.0	16.0	9.8		11.9	
Macrofitas			0.3	5.3	0.1	41	33.1	18.6	1.3	1.0	0.2	9.7	19.1	11.0	9.1	0.8
Microcrustáceos	29.2	1.8	8.0	31.6	41.1	0.1	0.1		18.7	38.4	30.8	28.0	0.5	4.9	53.2	0.0
Moluscos					0.7		10.6	5.9	15.9	18.2	0.6	2.1	30.9	16.5	33.6	66.8
Peces							10.8	6.1			17.0	33.0	33.2	33.3	4.8	
Otro			0.2	0.2	1.3						4.3	2.9		1.5	0.4	
Gremios tróficos	Pl	Pl	Zb	Zb	Zb	Dv	Op	Op	Zb	Zb	Zb	Zb	Ov	Ov	Zb	Zb

El análisis de escalamiento multidimensional MDS y el análisis de similitudes ANOSIM mostraron diferencias significativas en la composición de dietas entre las especies, además se encontraron diferencias entre las dietas de las especies *F. polyommus* y *S. testudineus* entre las zonas Conservado y Restaurado, obteniendo

## Manglares de América

valores en la prueba ANOSIM de  $R=0.62$  y  $p=0.001$  y  $R=0.25$  y  $p=0.005$  respectivamente.

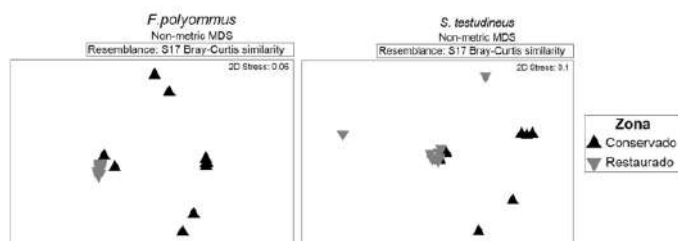


Figura 1. Gráfico de ordenación MDS que representa el acomodo espacial de las presas de *F. polyommus* y *S. testudineus* entre las zonas conservada y restaurada.

### Gremios tróficos.

De acuerdo a la clasificación por gremios tróficos propuesta por Elliot et al., (2007) y al resultado del índice de importancia relativa por grupos funcionales (IIR%) (Tabla 1), se encontró que las especies *Gerres cinereus*, *Lutjanus griseus*, *Eucinostomus gula* y *Sphoeroides testudineus* se encuentran dentro del gremio Zoobentívoro (Zb), *G. yucatanensis* tiene una dieta propia del gremio Oportunista (Op), ya que aunque su principal presa son los insectos, se alimenta de igual forma en toda la columna de agua que del bentos y aprovechando diversos recursos. *Atherinomorus stipes* se clasificó en el gremio planctívoro (Pl) y *M. urophthalmus* como omnívoro (Ov), estos resultados son los mismos en ambas zonas de estudio mientras que la especie *F. polyommus* fue clasificada en gremios diferentes entre las zonas Conservado y Restaurando presentando una dieta de tipo zoobentívora en la primera y detritívora (Dv) en la segunda.

### Estrategia alimenticia

El método de Costello (1990) modificado por Amundsen (1996) mostró que sólo la especie *A. stipes* en ambas zonas, *F. polyommus* y *S. testudineus* en la zona restaurada presentaron una estrategia alimenticia con tendencia a la especialización por alguna presa. En el caso de *A. stipes* los organismos se alimentaron principalmente de zooplancton (larvas de decápodo) en ambas zonas de muestreo, mientras que los organismos de *F. polyommus* se alimentaron de macrófitas y detritus en la zona restaurada mientras que en la zona conservada esta especie se alimentó de



Zoobentos (microcrustáceos y decápodos) complementando su dieta con insectos y detrito, en el caso de la especie *S. testudineus* en el sitio restaurado esta se alimentó principalmente de zoobentos en la zona conservada (moluscos, microcrustáceos) mientras que en la zona restaurada los organismos de esta especie complementaron su dieta con plantas e incluso con necton, la figura 2 muestran la estrategia alimenticia para cada especie analizada.

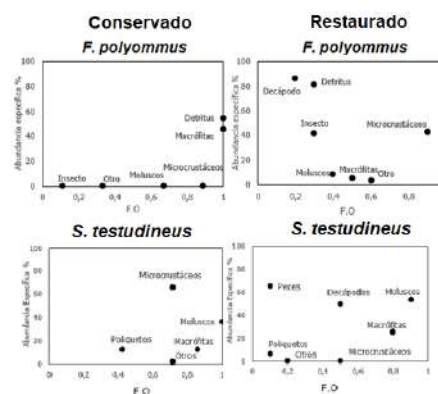


Figura 2. Estrategia alimenticia de las especies *F. polyommus* y *S. testudineus* en las zonas conservado (Izquierda) y restaurado (derecha).

#### 4. Discusión

En general, la comunidad de peces juveniles en los manglares de Sian ka'an se encuentran dominados por zoobentófagos, en donde las principales presas fueron los microcrustáceos (tanaidáceos, copépodos, ostrácodos, isópodos y anfípodos). Los peces analizados pertenecen a diversos gremios tróficos, sin embargo, todos se alimentan de una gran cantidad de recursos, presentando una estrategia generalista. Las zonas de manglar son ricas en detritus en donde una gran variedad de invertebrados bentónicos se alimentan de la materia orgánica en descomposición generada por los manglares. Muchas especies de peces marinos utilizan estos recursos para alimentarse, crecer y regresar al mar siendo un vector en el transporte de energía (Arceo Carranza et al 2016). En los manglares de Sian Ka'an se registraron especies marinas como *A. stipes*, *E. gula*, *G. cinereus*, *L. griseus* y *S. testudineus* en estadio juvenil, lo cual refuerza las hipótesis de los manglares como hábitat juvenil y de crianza (Nagelkerken et al

2008). *Atherinomorus stipes* es un pez planctívoro que depreda larvas zoeas de crustáceos principalmente en la columna de agua (Vaslet et al, 2015), mientras que los gerridos (*E. gula* y *G. cinereus*) y pargos (*L. griseus*) se alimentan de invertebrados bentónicos (Guevara et al 2007; Arceo-Carranza et al 2013, Arceo-Carranza y Chiappa-Carrara 2015), los cuales se alimentan de detritus y de esta forma se incorpora a la red trófica, una premisa de la importancia de la cadena basada en el detritus como base de los ecosistemas de manglar. La mayor parte de las especies presentan una gran similitud en su dieta entre zona restaurada y conservada, lo cual revela el ambiente de forrajeo y preferencia por un grupo en común en la mayoría de los peces. La especie residente *F. polyommus* presenta un cambio de gremio trófico y de nivel trófico entre los sitios de muestreo, mientras en la zona restaurada su principal recurso es el detrito (reportado por Hinojosa Garro et al 2013 como una especie detritófaga en ambientes costeros de la Península de Yucatán), en la zona conservada los microcrustáceos y los insectos son las presas principales, comportándose como un carnívoro generalista y siendo un eslabón más arriba en la red trófica del sistema, Poot-Salazar y colaboradores (2005) también reportaron a esta especie como consumidora de microcrustáceos y fitoplanctófaga, cambiando de presas de acuerdo a la disponibilidad en el sistema. Este cambio en recursos en los diferentes ambientes (conservado/restaurado) se ve reflejado en las presas de *S. testudineus*, una especie bentófaga que se alimentó de microcrustáceos como presas focales en la zona conservada, mientras que en la zona restaurada fueron los moluscos, este comportamiento zoobentófago en la explotación de moluscos y microcrustáceos coincide con lo reportado por otros autores para la península de Yucatán (Palacios-Sanchez y Vega-Cendejas, 2010; Arceo-Carranza et al., 2013). El comportamiento de estas especies muestra la gran plasticidad trófica que presentan las especies estuarinas para explotar los picos de alimento aunque no sean las presas focales.

Muchas especies de peces migrantes marinos y migrantes dulceacuícolas utilizan los ecosistemas de manglar para alimentarse y crecer, los recursos que este ecosistema aporta es de vital importancia para un buen estado de las redes tróficas marinas, los impactos o alteraciones a los manglares reducen su diversidad, la interacciones entre depredadores y sus presas y por consiguiente la conectividad en la red trófica, las vías energéticas y la salud de los ecosistemas.

## 5. Conclusiones

La alimentación de peces que habitan el manglar de la Reserva de Sian Ka'an muestra la disponibilidad de recursos que pueden ser explotados por diversas especies ícticas. La distribución de peces en zonas conservadas y restauradas de manglar y la dieta de ellos muestra gremios alimenticios similares independientes al impacto del ecosistema, sin embargo existen especies como *F. polyommus* que pueden mostrar la disponibilidad de presas de acuerdo a un cambio en la dieta que puede estar influenciado por la abundancia de las presas.

Debido a la gran flexibilidad trófica que muestran las especies de peces estuarinos y juveniles marinos, podemos identificar cambios en los recursos alimenticios y diversos gremios tróficos aún en hábitats de manglar degradados.

### Referencias bibliográficas

Amundsen P.A., Gabler H.M., Staldivik F.J., 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of Costello (1990) method, *Journal of fish biology*. No. 48, pp 607-614.

Arceo-Carranza y Chiappa-Carrara X. 2015. Feeding ecology of juvenile marine fish in a shallow coastal lagoon of southeastern Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 43(4): 621-631.

Arceo-Carranza D., Vega-Cendejas ME. Y Hernández de Santillana M. 2013. Day and night trophic variations of dominant fish species in a lagoon influenced by freshwater seeps. *Journal of Fish Biology*. 82:54-68.

Arceo-Carranza D., Gamboa E., Teutli-Hernández C., Badillo-Alemán M. y Herrera-Silveira JA. 2016. Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87: 489-496.

Blaber, J.M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. Chapman y Hall

## Manglares de América

Cortes, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 726-738

Costello MJ (1990) Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J Fish Biol* 36: 261–263

Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG, Harrison TD (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8:241-268.

Gilmore RG, Snedaker SC. 1993. Mangrove forests. In: Martin WH, Boyce SG, Echternacht AC (eds.), *Biodiversity of the Southeastern United States, Lowland Terrestrial Communities*. John Wiley, pp. 165–198.

Guevara E., Álvarez H., Mascaró M., Rosas C. y Sánchez A. 2007. Hábitos alimenticios y Ecología trófica del pez *Lutjanus griseus* (Pisces: Lutjanidae) asociado a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*. 55(3-4): 989-1004.

Hinojosa-Garro D., Arceo-Gómez J., Zambrano L. y Escalera Vazquez LH. 2013. Fish diet composition in permanent and semi-permanent pools in tropical wetlands of the Yucatan Peninsula. *Neotropical Ichthyology*. 11(4):881-890.

Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *J Fish Biol* 17: 411-429

Laegdsgaar P., Johnson C. 2001, Why juvenile fish utilize mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. (257) pp 229-253.

Lewis R.R., Gilmore G., 2007. Important Considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bulletin of marine science* 80 (3) pp 823-837.

Llansó RJ, Bell S. and Vose F. 1998. Food Habits of Red Drum and Spotted Seatrout in a Restored Mangrove Impoundment. *Estuaries*. 21(2):294-306.

Nagelkerken I., Blaber S.J.M., Bouillon S., Green P., Haywood M., Kirton L.G., Meynecke J.O., Pawlik J. and Penrose H.M. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89:155-185.

Palacios-Sanchez S.E. y Vega-Cendejas, M.E. 2010. Cambios alimenticios en tres especies de Sphoeroides (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) posterior al huracán Isidoro en Bocana de la Carbonera, Sureste del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*. 58(4):1223-1235.

Poot Salazar A., Canto Maza W. y Vega Cendejas M.E. 2005. Hábitos alimenticios de *Floridichthys polyommus* Hubbs, 1936 (Pisces: Cyprinodontidae) en dos sistemas lagunares costeros. *Hidrobiológica*. 15(2 Especial):183-194.

Vaslet A., Bouchon-Navarro Y., Harmelin-Vivien M., Lepoint G., Louis M. y Bouchon C. 2015. Hábitos de alimentación de peces arrecifales asociados con manglares y pastos marinos en una laguna del Caribe: un enfoque de isótopos estables. *Ciencias Marinas*. 41(3):217-232.

Vega-Cendejas, M.E. 1990. Interacción trófica entre dos bagres *Arius melanopus* (Agassiz, 1829) y *Arius felis* (Linnaeus, 1776) en las costas de Celestún Yucatán, México. *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México*. 15: 185-194

Yañez-Arancibia A., Day J.W., Twilley R. y Day R.H. 2014. Manglares: Ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*. 20: 39-75.

# Estructura de la comunidad íctica de un ecosistema de manglar en proceso de restauración en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México

Hernández Mendoza Lesli Cecilia<sup>1</sup>  
Arceo Carranza Daniel<sup>2</sup>  
Váldez Iuit Jhonny Omar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Posgrado de ciencias del Mar y Limnología unidad Sisal, Universidad Nacional Autónoma de México

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-Sisal Universidad Nacional Autónoma de México

**Cita:** Hernández, L., Arceo, D., Váldez, J.(2019) Estructura de la comunidad íctica de un ecosistema de manglar en proceso de restauración en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Las perturbaciones sobre los ecosistemas de manglar, provocan no solo un cambio en su estructura vegetal e hidrología, sino también en la comunidad íctica asociada. El objetivo general es evaluar y comparar la estructura de la ictiofauna en un ecosistema de manglar en proceso de restauración con la comunidad de una zona con poca perturbación. Utilizando una atarraya, se realizaron seis colectas bimestrales en cuatro puntos por zona (Conservada/restaurada) además, se midieron in situ pH, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, turbidez y profundidad del agua. Se aplicaron índices de diversidad a ambas comunidades (Riqueza, abundancia, Shannon-Wiener, equidad). Las especies fueron agrupadas en categorías ecológicas: Marino-residente, Marino-transitorio, Estuarinas y dulceacuícolas también se determinó la abundancia de organismos juveniles. Se capturaron 1055 individuos pertenecientes a 15 especies en la zona restaurada y 755 organismos de 24 especies en la zona conservada; la categoría dominante en la zona conservada fue la Marino-transitoria(38%) y la Estuarina (70%) en la zona restaurada. Un análisis de correspondencia canónica identificó a la salinidad, pH y temperatura como las variables abióticas que definen la distribución de las especies. Los resultados sugieren que el estado de conservación en las zonas estudiadas afecta la estructura de la comunidad ictiofaunística.

**Palabras Clave:** Restauración ecológica, Peces manglar, Biodiversidad, Caribe Mexicano.

## ABSTRACT

Perturbance in mangrove ecosystems affects not only hydrology and vegetation, but also the associated fish community. The objective of the study is to assess the fish community of a restored mangrove area and compare it with the that of a reference mangrove site to identify hydrologic variables that affect fish community structure and distribution. Fish were collected bimonthly (August 2017 – July 2018) in four sites within each area to compare the community structure (relative abundance, diversity, evenness). Fish species were grouped into ecological categories (estuarine, marine-resident, marine-transient, and freshwater). Hydrological variables (pH, salinity, dissolved oxygen concentration and temperature) were also measured at each site. 1,055 organisms of

15 species were obtained in the restored area, and 785 fishes belonging to 23 species were captured in the reference site. Results show that estuarine species dominate the restored area (70%), while Marine-transient species were abundant in the reference area (38%). A canonical correspondence analysis identified salinity, temperature and pH as the abiotic variables relevant for species distribution. Results suggest that the conservation state of mangrove areas directly affects fish community structure.

**key words:** Ecologic restoration, mangrove fishes, biodiversity, Mexican Caribbean.

## 1. Introducción

Los ecosistemas de manglar son considerados hábitats de crianza de diferentes especies de peces de importancia ecológica y/o comercial (Odum, 1970; Odum et al., 1982; Nagelkerken, 2008), además provee diferentes bienes y servicios ambientales, incluyendo la protección de la línea de costa, amortigua la entrada de vientos y mareas, son sumideros de carbono y son altamente productivos (FAO, 1994).

A pesar de la importancia ecológica y antropogénica, las áreas de manglar se han reducido considerablemente, específicamente, en México se registró una reducción de su extensión pasando de 856,308 ha en 1981 a 775,555 ha en 2015 (CONABIO, 2017), con el fin de mitigar este daño, se han desarrollado diferentes programas de restauración que raramente incluyen monitoreos biológicos.

La pérdida y perturbaciones en el ecosistema afectan no sólo a la comunidad vegetal e hidrología de los manglares, también tienen un efecto en la estructura comunitaria de la ictiofauna (Enchelmaier et al., 2018) provocando una predominancia de las especies residentes las cuales cumplen todo su ciclo de vida dentro del manglar y reduciendo la entrada de especies transitorias que utilizan al manglar como un sitio de crianza (Lewis y Gilmore, 2007). La restauración y los monitoreos biológicos subsecuentes son una herramienta importante para la recuperación y conservación del hábitat de crianza impactados por actividades antropogénicas (Enchelmaier et al., 2018). El objetivo general del presente estudio es evaluar y comparar la estructura de la ictiofauna de un ecosistema de manglar con seis



años de proceso de restauración tanto hidrológica como vegetal (reforestación con plántulas de *Rhizophora mangle*) con la ictiofauna presente en una zona de manglar adyacente e identificar las variables hidrológicas que afectan a la composición de la comunidad.

## **2. Materiales y métodos**

### **Área de estudio.**

El estudio se realizó en el sitio conocido como "El Playón" dentro de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an en Quintana Roo, México los puntos de muestreo se establecieron en el transecto entre las coordenadas 19°49'15.13"N, 87°29'37.13"O y 19°49'23.33"N, 87°29'59.33"O. Esta zona se caracteriza por la presencia de una carretera que fragmentó el bosque de manglar compuesto principalmente por la especie *Rhizophora mangle*, interrumpiendo el flujo hídrico que corría de Norte a Sur provocando la muerte del manglar y la hipersalinización de la zona sur la cual presentaba valores de salinidad entre 120g/kg y 140g/kg en el agua intersticial (Herrera-Silveira et al., 2014). A partir del año 2009 se inició un proceso de restauración hidrológica a través del desazolve y construcción de pasos de agua, así como la reforestación con plántulas de *Rhizophora mangle* utilizando tarquinas.

### **Colecta de datos.**

Los muestreos se llevaron a cabo entre los años 2016 al 2017 (agosto a julio) comprendiendo las 3 temporadas climáticas de la zona (lluvias, nortes y secas). Se establecieron ocho puntos de muestreo, cuatro correspondientes a la zona restaurada y cuatro a la zona conservada. Se utilizó una atarraya como arte de pesca. Las variables hidrológicas (pH, salinidad, oxígeno disuelto mg/l, turbidez, temperatura °C) se midieron in situ en cada punto muestreado utilizando un yellow spring instrument (YSI) modelo 556, además se midió la profundidad del agua utilizando una palanca graduada.

### **Análisis de datos.**

Los organismos fueron identificados hasta el nivel de especie utilizando las guías de identificación: Schmitter-Soto, 1998; Castro-Aguirre et al., 1999; Miller, 2009; FAO, 2002. Se agruparon en cuatro categorías ecológicas: Marina-Residente, Marina-Transitorio, Estuarino y Dulceacuícola además, se determinó el estadio de los

## Manglares de América

peces (juveniles, adultos) utilizando las tallas de primera madurez reportadas (Castro-Aguirre et al., 1999; FISHBASE,2004)

Se determinó la diversidad Shannon-Wiener ( $H'$ ), riqueza específica ( $S$ ), equidad de Pielou ( $J'$ ) y la abundancia de organismos ( $n$ ) de la ictiofauna de ambas zonas. La similitud de la comunidad entre zonas se determinó utilizando un análisis de escalamiento dimensional no paramétrico (nMDS) a partir de la matriz de similitudes creada con el índice de Bray-Curtis sin transformación de los datos. Todos los índices fueron calculados utilizando el software estadístico PRIMER 7.

Debido a la distribución no normal de los datos hidrológicos, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para identificar diferencias significativas de estas variables entre las zonas Conservada/restaurada.

Por último, se determinó la relación entre la distribución de especies y los parámetros hidrológicos, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) utilizando el software estadístico CANOCO.

### 3. Resultados

Se capturaron un total de 1865 organismos, 775 en la zona de referencia y 1088 en la Restaurada, se identificaron un total de 24 especies pertenecientes a 13 familias (Tabla1). La especie más abundante en la zona de referencia fue *Atherinomorus stipes* ( $\approx 33\%$ ) La Riqueza ( $S$ ) fue mayor en la zona de referencia con un total de 22 especies, mientras que en la zona en restauración se identificaron un total de 16 especies, lo que concuerda con los resultados del índice de diversidad ( $H'$ log $e$ ) donde se obtuvieron valores de 1.95 bits/ind referencia y 1.84 bits/ind restaurado la equidad de Pielou ( $J'$ ) mostró valores de 0.63 y 0.68 respectivamente.

El análisis de similitud (ANOSIM) no mostró diferencias estadísticamente significativas en la composición de la comunidad íctica entre las zonas conservada y restaurada, en donde se obtuvo un valor de  $R=0.081$  con un nivel de significancia menor a 5%.

La categoría ecológica predominante en la zona Restaurada es la estuarina que comprende el 72% de la abundancia total lo que contrasta con la comunidad de la zona conservada donde este

componente representa el 29% de la abundancia total mientras que las especies Marinas-transitorias representan un 38%.

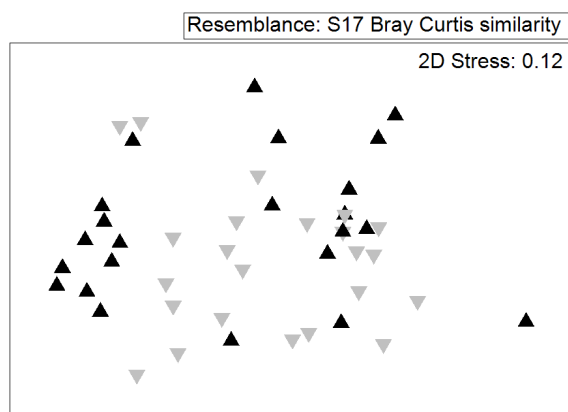


Figura 1. Análisis de escalamiento no multidimensional (nMDS) realizado a partir de la similitud de las abundancias de los puntos estudiados por zona y muestreo. Cada triángulo representa un punto y mes de muestreo. Los triángulos negros representan a la zona conservada y los grises la zona en restauración.

De acuerdo a las tallas de primera madurez reportadas (Fishbase,2004) la comunidad íctica de la zona conservada se compone principalmente de organismos juveniles, es decir; de organismos que aún no han llegado a la edad de reproducción, estos representan el 59% de la comunidad, mientras que en la zona restaurada sólo el 37% de organismos se encuentran en este estadio.

**Tabla 1.** Listado de especies observadas en las zonas de estudio agrupadas por familia, abundancia relativa (%) por especie, rango de tallas (longitud estándar) y talla de primera madurez. **C**= Conservado, **R**=Restaurado, **MR**=Marino residente de manglar, **MT**= Marino transitorio, **E**= Estuarino y **D**= Dulceacuícola.

Familia	Especie	Abundancia relativa (%)		Rango de tallas (cm)		Talla madurez (cm)	Categoría ecológica
		C	R	C	R		
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	0.26	0	3.3 - 5.0	–	14	MR
Atherinidae	<i>Atherinomorus stipes</i>	32.90	1.84	1.9 - 4.32	2.18 - 3.95	7	MT
Belonidae	<i>Strongylura notata</i>	0.77	0.09	12.6 - 23.0	15.95	22	MR
Characidae	<i>Astyanax altior</i>	14.06	0	3.0 - 6.0	–	4	D
Cichlidae	<i>Mayaheros urophthalmus</i>	0.77	1.93	5.7 - 8.57	3.22 - 12.3	10.2	D
Cyprinodontidae	<i>Cyprinodon artifrons</i>	0.13	9.38	2.9	1.31 - 3.73	4	E

## Manglares de América

	<i>Floridichtys polyommus</i>	2.32	23.71	1.61 - 5.48	3.1 - 19.4	4.22	E
	<i>Jordanella pulchra</i>	0.26	0.55	2.63 - 4.22	1.48 - 2.47	4.4	E
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i>	0.13	0	6.35	–	11	D
Engraulidae	<i>Anchoa lyolepis</i>	0.77	0	5.0 - 6.1	–	8.2	MR
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	0.77	0	3.61 - 13.6	–	15	MR
	<i>Eucinostomus gula</i>	4.39	2.48	2.44 - 6.13	2.7 - 7.46	11	MR
	<i>Eucinostomus harengulus</i>	0.26	0.64	3.06 - 4.14	2.81 - 8.46	10	MR
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0.55	–	1.6 - 3.59	18	MT
	<i>Eugerres plumeri</i>	0.39	0	2.57 - 3.6	–	13	MR
	<i>Gerres cinereus</i>	4.13	10.39	1.8 - 11.6	2.15 - 12.5	16.5	MT
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>	0.26	0	11.0 - 12.0	–	25	MT
	<i>Lutjanus griseus</i>	0.90	0.64	2.53 - 10.3	6.89 - 10.16	19	MT
Poeciliidae	<i>Belonesox belizanus</i>	1.55	0.00	4.94 - 7.0	–	6.35	D
	<i>Gambusia yucatana</i>	26.71	36.49	1.17 - 11.61	1.05 - 3.46	1	E
	<i>Poecilia mexicana</i>	7.10	8.64	1.52 - 4.3	1.41 - 3.18	3	D
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	0	0.09	1.0 - 11.6	9.1 - 14.02	46	MT
	<i>Sphyraena borealis</i>	0.26	0	10.54 - 11.01	–	26.9	MT
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.90	2.57	1.0 - 11.6	9.1 - 14.02	10.8	MR

Los parámetros hidrológicos analizados a través del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis no mostraron diferencias significativas al obtener valores de  $p > 0.05$  sin embargo, la salinidad tendió a ser mayor en la zona restaurada. El análisis de correspondencias canónicas, mostró que las variables de pH, temperatura y salinidad se encuentran fuertemente correlacionadas con la distribución de especies en las zonas de estudio.

Tabla 2. Variables hidrológicas en las zonas de estudio a lo largo del año de muestreo. Se muestra el promedio y los valores máximos y mínimos, así como el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis. ns= no significativo.

Variable	Conservado			Restaurado			Kruskal-Wallis Test	
	□	Máx.	Mín.	□	Máx.	Mín.	KW-H	p
Salinidad	18.90	32.76	1.92	21.42	37.36	7.21	0.65	0.45 (ns)
Temperatura °C	28.31	34.13	24.33	28.93	35.61	24.26	0.87	0.35 (ns)
pH	7.213	8.12	4.07	7.29	8.18	4.07	1.05	0.30 (ns)
Oxígeno disuelto mg/l	3.713	7.41	0.4	4.86	9.86	1.24	1.79	0.18 (ns)
Profundidad cm	40.32	70	20	46.27	74	14	2.73	0.09 (ns)

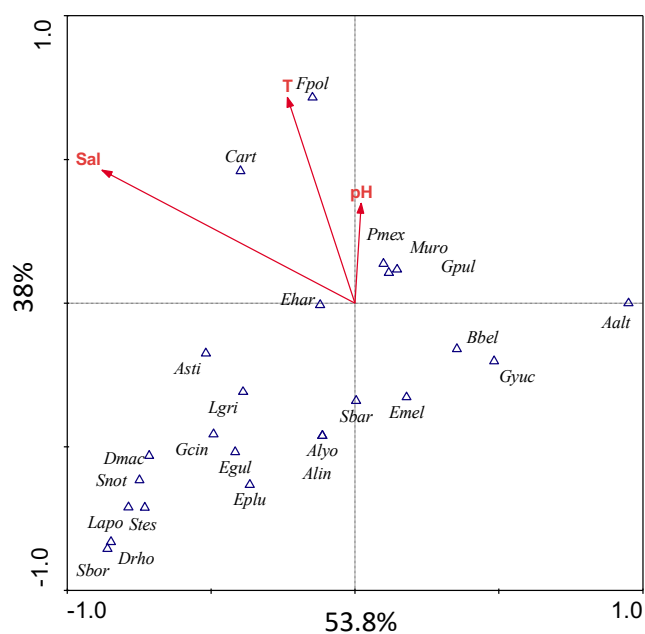


Figura 2. Análisis de correspondencia canónica (CCA) parcial, los vectores representan las variables ambientales, mientras que los triángulos representan a las especies en ambas zonas de estudio, el nombre de las especies se encuentra escrita en clave donde la primera letra corresponde al género y las siguientes tres a la especie ej. Snot= Strongylura notata.

#### 4. Discusión

Los estudios previos sobre la comunidad íctica en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an se basan principalmente en la ictiofauna presente en cuerpos de agua dulce e.g. Zambrano et al., 2006;

## Manglares de América

Camargo-Vega et al., 2013, en las comunidades arrecifales e.g. Núñez-Lara y Arías, 1998; Padilla et al., 1992) e incluso en el ensamblaje de larvas presentes en una laguna costera adyacente a la zona de estudio e.g. Vásquez-Yeomans y Schmitter-Soto, 1999; Quintal-Lizama y Vásquez-Yeomans, 2000) sin embargo, el presente estudio es la primer caracterización de la ictiofauna en la zona después de iniciar el proceso de restauración.

Las especies de las familias Poeciliidae, Cichlidae, Characidae e incluso Cyprinodontidae son un componente importante de las comunidades ícticas en las zonas de agua dulce de la Reserva (Zambrano et al., 2006; Camargo-Vega et al., 2013) concordando con lo encontrado en la zona de estudio ya que los puntos de muestreo se encuentran en un gradiente salino que va de la laguna hacia tierra adentro y los puntos más alejados presentan un aporte de agua dulce que proviene de los cenotes de la Reserva (Herrera-Silveira et al., 2015). De las especies de agua dulce registradas, *Astyanax altior* sólo estuvo presente en la zona conservada, esta especie es estenohalina y su distribución se restringe a aguas con salinidades menores a 6ups (Schmitter-Soto, 2016) lo que se ajusta a los valores mínimos de salinidad registrados en la zona conservada.

*Gambusia yucatanana* fue la especie más abundante en la zona en restauración, esta especie de origen dulceacuícola eurihalina y endémica de la Península de Yucatán, es un habitante permanente de los ecosistemas estuarinos (Castro-Aguirre, 2006). En un estudio realizado en zonas de manglar con diferente tiempo de restauración en el Norte de Yucatán (Arceo-Carranza et al., 2016) se encontró que *G. yucatanana* era la especie dominante en zonas con un tiempo relativamente corto de haber iniciado su restauración.

Las especies Marino-transitorias registradas i.e. *Gerres cinereus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Lutjanus griseus*, *Lutjanus apodus*, *Sphyraena barracuda* *Sphyraena borealis* y *Atherinomorus stipes* son especies que utilizan a los ecosistemas de manglar como zonas de crianza (Nagelkerken et al., 2000; Jaxion et al., 2011) este componente fue más abundante y diverso en la zona conservada, lo que concuerda con estudios realizados por Shinnaka et al., 2007 quien encontró que las zonas de manglar con vegetación madura presenta una mayor diversidad de especies.

Los ecosistemas de manglar son utilizados por especies marinas y dulceacuícolas como zonas de crianza, proporcionan alimento y protección de depredadores más grandes (Laedsgar y Jhonson, 2007) sin embargo, cuando el manglar es removido o alterado estas especies pueden no encontrarse en estos ecosistemas y la comunidad íctica será compuesta principalmente por especies de origen estuarino tal y como sucede actualmente en la zona restaurada.

## 5. Conclusiones

Los análisis estadísticos no mostraron diferencias significativas entre las comunidades ícticas del manglar en proceso de restauración y del manglar considerado con poca perturbación, sin embargo, la zona restaurada tiene una menor riqueza y diversidad en comparación a la zona adyacente esto, debido a la alta abundancia de especies estuarinas como *Gambusia yucatanana* y *Floridichthys polyommus*.

La diferencia en el número de especies entre zonas muestra que la perturbación provocada por la fragmentación del ecosistema, no sólo alteró la hidrología y vegetación de la zona sino también tuvo un efecto en la estructura de la comunidad íctica que habita en el sitio. Se recomienda continuar el monitoreo biológico para determinar el efecto de la restauración en la estructura de la comunidad íctica.

## Referencias bibliográficas

Arceo-Carranza D., Gamboa E., Teutli-Hernández C., Badillo-Alemán M., Herrera-Silveira J.A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa Norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87(2), 489-496. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.03.001>

Camargo-Guerra T., Escalera Vázquez L.H., Zambrano L.,(2013) Fish community structure in cenotes of the Biosphere Reserve of Sian Ka'an, Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 901-911. DOI: 10.7550/rmb.33019.

## Manglares de América

Castro Aguirre J.L., Schmitter Soto J.J., Espinosa Pérez H.S. (1999) *Ictiofauna Estuarino-Lagunar y vicaría de México*, Ciudad de México, México: Editorial limusa.

CONABIO (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Enchermaier A.C., E.A. Babcock, N, Hammerschlag. (2017). Survey of fishes within a restored mangrove habitat of a subtropical bay. *Estuarine, Coastal and shelf science*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.11.009>.

FAO (2002). *Species Identification Guide for Fishery*, Rome, Italy: American society of ichthyologist and Herpetologists Special Publication No. 5.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (04/2019).

Herrera-Silveira, J.A., Cortes Balan, O., Valdez luit, J., Ramírez-Ramírez J., Serna M.A., Mariño T.I., Teutli-Hernández C. (2015). Implementación De Medidas De Adaptación Para Reducir La Vulnerabilidad Ante Los Impactos Del Cambio Climático De La Comunidad De Punta Allen (Reserva De La Biosfera De Sian Ka'an) A Través De La Rehabilitación De Un Ecosistema De Manglar En El Humedal "El Playón". CINVESTAV, Amigos de Sian Ka'an, ANP de Sian Ka'an, INECC, IMTA -CNA. GEF.

Herrera-Silveira, J.A., Teutli-Hernández. C., Zaldívar-Jiménez, A., Pérez-Ceballos, R., Cortés-Balán, O., Osorio-Moreno, I., Ramirez-Ramirez, J., Caamal-Sosa., J., Andueza-Briceño M.T., Torres, R., Hernández-Aranda H. (2014). Programa Regional Para La Caracterización Y El Monitoreo De Ecosistemas De Manglar Del Golfo De México Y El Caribe Mexicano: Inicio De Una Red Multi-Institucional. Península De Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1307-FN009/08. Informe Final.



Laegdsgaar P., Johnson C. 2001, Why juvenile fish utilize mangrove habitats?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. (257), 229-253.

Lewis III, R.R., R.G. Gilmore.(2007) Important Consideration to Achieve Successful Mangrove Forest. *Bulletin of Marine Science*. 80(30), 823-837.

Miller R.R. (1999) *Peces dulceacuícolas de México*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Nagelkerken I.,Blaber S.J.M., Boullon S., Green P., Haywood M., Kirton L.G., Meynecke J.-O., Pawlik J., Penrose H.M., Sasekumar A., Somerfield P.J., (2008) The hábitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review, *Acuatic Botany*, No. 89, pp 155-185.

Núñez-Lara E., Arias-González E. (1998). The relationship between reef fish community structure and enviromental variables in the Southern Mexican Caribbean. *Journal of fish biology*, (53), 209-221. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01028.x>

Odum, W.E. (1970). *Pathways of energy flow in a South Florida Estuary* (tesis doctoral).University of Miami, USA.

Odum, W.E., C.C.Mclvor and T.J. Smith, III. (1982). *The ecology of the mangroves of South Florida: a community profile*. U.S. Fish and wildlife service, Office of Biological Services, Washington, D.C.

Padilla C., Gutiérrez D., Lara M., García C.,(1992) Coral Reefs of the Biosphere Reserve of Sian Ka'an, Quintana Roo, Mexico. Recuperado de [https://www.researchgate.net/profile/David\\_GutierrezCarbonell/publication/306079425\\_Coral\\_Reefs\\_of\\_the\\_Biosphere\\_Reserve\\_of\\_Sian\\_Kaan\\_Quintana\\_Roo\\_Mexico/links/57ae274508aeb2cf17bdb8ff.pdf](https://www.researchgate.net/profile/David_GutierrezCarbonell/publication/306079425_Coral_Reefs_of_the_Biosphere_Reserve_of_Sian_Kaan_Quintana_Roo_Mexico/links/57ae274508aeb2cf17bdb8ff.pdf).

## Manglares de América

Quintal-Lizama, C., & Vásquez-Yeomans, L. (2001). Asociaciones de larvas de peces en una bahía del Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 49(2), 559-570.

Schmitter Soto JJ. (1998) *Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo*, Quintana Roo, México: Guías científicas ECOSUR.

Schmitter-Soto J.J. (1996) *Astyanax altior* Hubbs, 1936: Sardinita Yucateca Tetra En Ceballos G., Díaz-Pardo E., Martínez Estévez L., Espinoza Pérez H.,(Ed) *Los peces dulceacuícolas de México en peligro de extinción* (pp: 192-194) Ciudad de México: Fondo de cultura económica.

Shinnaka T., Sano M., Ikejima K., Tongnunui P., Horinouchi M., Kurokura H., (2007). Effects of mangrove restoration on fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand, *Fisheries science*, 73, 862-870.

Vásquez-Yeomans, L. y J. J. Schmitter-Soto. (1999). *Ictioplancton de la Bahía de la Ascensión, Q. Roo, Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an: Listado Taxonómico y Colección*. Ciudad de México: El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Chetumal. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. H013.

Zambrano L., Vázquez-Domínguez E., García-Bedoya D., Loftus W.F., Trexler J.C. (2006). Fish community structure in freshwater karstic bodies of the Sian Ka'an Reserve in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 17(3), 193-206.

# Diversidad de artrópodos terrestres asociados a un ecosistema de manglar en estado conservado y en proceso de restauración dentro de la Ciénega de Progreso, Yucatán

Gabriela García-Martínez<sup>1</sup>  
Daniel Arceo-Carranza<sup>2</sup>  
Claudia Teutli-Hernández<sup>2</sup>  
Marco A. Flores<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad  
Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Unidad Sisal,  
Universidad Nacional Autónoma de México.

<sup>2</sup>Laboratorio de Ecología, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e  
Investigación, Unidad Sisal, Universidad Nacional Autónoma de  
México.

**Cita:** García-Martínez, G., Arceo-Carranza, D., Teutli-Hernández, C., Flores, M. (2019) Diversidad de artrópodos terrestres asociados a un ecosistema de manglar en estado conservado y en proceso de restauración dentro de la Ciénega de Progreso, Yucatán. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Los bosques de manglar son ecosistemas excepcionalmente útiles, ya que proporcionan bienes y servicios sin embargo la estabilidad de estos ecosistemas se ve amenazada por lo que en los últimos años se han realizado proyectos de restauración los cuales tienen como uno de los objetivos el estudio de la biodiversidad de los manglares. Esta diversidad de especies está limitada en cuanto a la información especies de micro-invertebrados terrestres, por lo cual el presente trabajo tiene por objetivo caracterizar, comparar y realizar clasificación de gremios de la diversidad de artrópodos terrestres en un ecosistema de manglar en proceso de restauración y un ecosistema de manglar en estado conservado dentro Ciénega de Progreso, Yucatán. Mediante tres métodos de recolecta se obtuvieron un total de 1285 organismos pertenecientes a 12 Ordenes, 31 familias, 26 géneros y 12 especies. Para la zona conservada se obtuvo un índice de  $H' = 1.68$  y  $J = 0.45$ , para la zona restaurada se obtuvo  $H' = 2.39$  y  $J = 0.67$ . Se obtuvieron 11 gremios diferentes de los cuales sobresalen los entomófagos. Este estudio ha sido de los trabajos pioneros en análisis de la diversidad de artrópodos terrestres, por lo cual la información que ahora recauda es esencial para futuras investigaciones

**Palabras Clave:** Artrópodos terrestres, Manglar, Restauración, Yucatán

## ABSTRACT

Mangrove forests are exceptionally useful ecosystems, since they provide goods and services, however the stability of these ecosystems is threatened, so that in recent years restoration projects have been carried out which have as one of the objectives the study of Mangrove biodiversity. This diversity of species is limited in terms of information on species of terrestrial micro-invertebrates, which is why this work aims to characterize, compare and classify guilds of the diversity of terrestrial arthropods in a mangrove ecosystem in the process of restoration and a mangrove ecosystem in a conserved state within Ciénega de Progreso, Yucatán. A total of 1285 organisms belonging to 12 Orders, 31 families, 26 genera and 12 species were obtained through three collection methods. For the conserved zone an index of  $H' = 1.68$  and  $J = 0.45$  was obtained, for the restored zone  $H' =$

2.39 and  $J = 0.67$  were obtained. 11 different guilds were obtained from which the entomophages stand out. This study has been the pioneering work in the analysis of the diversity of terrestrial arthropods, so the information that is now collected is essential for future research.

**key words:** Arthropods, Mangrove, Restoration, Yucatán

## 1. Introducción

Los manglares tienen valores económicos y sociales bien definidos, denominados servicios ecosistémicos. Estos valores incluyen la producción de alimentos y madera, protección de la costa, mantenimiento de la calidad del agua, funcionan como grandes sumideros de carbono, proporcionan oportunidades recreativas, estéticas y educativas, además son ecosistemas que provisionan de hábitat a diferentes organismos y por tanto permite una gran biodiversidad de especies (Lee et al. 2017; López-Portillo et al. 2017)

No obstante a la enorme importancia ecología y económica de los mangles, la estabilidad de estos ecosistemas en muchas regiones se ve amenazada por la continua perturbación antropogénica. (Osorio et al., 2016), por lo que en los últimos años se han incrementado proyectos de restauración particularmente en los manglares degradados. Anteriormente solo se tenía como objetivo la recuperación de la comunidad forestal y no se tenía una estrategia definida, ni monitoreos posteriores, cuando lo correcto debería ser el evaluar la restauración comparado con sitios de referencias, es por eso que en la actualidad, se han realizado monitoreos y se han ampliado los objetivos de restauración que conlleva a recuperar los procesos ecológicos como impulsores de servicios ecosistémicos, y finalmente se ha estudiado la biodiversidad o red trófica de los manglares (Teutli, 2017).

Esta diversidad de especies es bien conocida cuando se trata de grandes animales, sin embargo existe una limitada información de biodiversidad de especies de invertebrados terrestres como insectos (Kulkarni y Mukadam, 2015) y arañas (Pothalil et al. 2005) y ácaros (Sánchez, 2015), aún cuando esta fauna juega un papel importante en la ecología de los ecosistemas de manglar ya que se encuentran en diferentes nichos ecológicos, pueden ser residentes o permanentes o solo visitantes transitorios, son dañinos

o beneficiosos (Lee et al. 2017), cuando se trata de insectos dañinos los insectos herbívoros son un gran ejemplo, puesto que dominan el conjunto arbóreo y consumen solo un pequeño porcentaje de la producción de manglares, sin embargo, la herbivoría a veces puede ejercer efectos devastadores sobre la supervivencia de los árboles y el rendimiento reproductivo durante brotes masivos. Por otro lado, otros insectos desempeñan un papel vital en el mantenimiento de las comunidades de manglares, como la polinización (Anderson y Lee 1995). Por lo anterior el presente trabajo plantea conocer y comparar diversidad de artrópodos terrestres asociados a dos zonas de manglar, uno en estado conservado como referencia y otro en estado restaurado.

## 2. Materiales y métodos

La zona de estudio corresponde a la Ciénega del puerto de Progreso, ubicado a 21°16'01" Norte y 89°39'40" Oeste, en el estado de Yucatán. Se realizaron tres salidas de muestreo en los meses de Diciembre de 2018, Abril de 2019 y Julio de 2019, abarcando las tres temporadas climáticas de la región: Temporada de nortes, temporada de secas y temporada de lluvias.

Se evaluaron dos zonas de manglar una en proceso de restauración y otra en buen estado de conservación como referencia. En cada zona se realizaron 10 unidades de muestreo con transectos de 5x1 m (Dafni, 1992, Villeda, 2018). En cada unidad se realizó la recolecta de los organismos con ayuda de tres métodos. 1. Red aérea: este método se utilizó para invertebrados voladores por 3 minutos. 2. Red de golpeo: se estandarizó con tres golpes a cada árbol por cada transecto. 3. Método manual: fue realizado con aspiradores y pinzas, el tiempo establecido fue de 2 minutos para cada manglar (Márquez, 2005).

Los especímenes recolectados se colocaron dentro de frascos con alcohol etílico al 70% excepto las libélulas y las mariposas; las primeras fueron sacrificadas con cámara letal para conservar su coloración mientras que las mariposas fueron sacrificadas en campo y se guardaron en bolsas de glassine (Márquez, 2005). Todos los especímenes fueron llevados al laboratorio de Ecología de la UMDI Sisal para ser fotografiadas e identificadas con claves hasta la categoría taxonómica posible.

Para estimar los valores de diversidad por zonas, se calculo la riqueza específica, abundancia y el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H' = -\sum p_i \ln p_i$ ). Este índice fue elegido porque refleja diferentes aspectos de la diversidad. Para cuantificar el componente de equidad de la diversidad se utilizó el índice de Pielou ( $J' = H/\log_2 S$ ), así mismo se utilizaron los mismos índices para estimar valores de diversidad por las tres estaciones del año que corresponden a la región.

Posteriormente los organismos fueron separados por gremios para permitir así observar la comunidades biológicas y los grupos funcionales que forman, esto de acuerdo a lo citado por Blondel, 2003, Cordero, 2008 y Sánchez, 2009.

### 3. Resultados

Se recolectaron un total de 1285 organismos (ninfas, juveniles y adultos) pertenecientes a 12 Ordenes, 31 familias, 26 géneros y 12 especies. Del total de organismos recolectados 811 pertenecen a los insectos, 150 son arañas y 324 son ácaros. En la zona conservada se obtuvieron un total de 817 organismos que representan a 9 especies, incluidas en 15 géneros de 20 familias; en la zona restaurada se capturaron 469 organismos representados en 6 especies incluidos en 18 géneros de 22 familias, Formicidae fue la familia más representativa para ambas zonas con una riqueza específica ( $S=5$ ); El género mas abundante para la zona conservada es *Crematogaster* ( $n=443$ ), seguido de la familia Phytoseiidae (ácaros) ( $n=292$ ), en la zona restaurada los 2 géneros mas abundantes fueron *Crematogaster* ( $n=191$ ) y *Micrathena* ( $n=108$ ) (Cuadro 1).

Los valores de los índices de diversidad de Shannon-Wiener y equidad obtenidos fueron: Para la zona conservada  $H'=1.68$  y  $J=0.45$ , para la zona restaurada se obtuvo  $H'=2.39$  y  $J=0.67$ .

## Manglares de América

Cuadro 1. Composición, abundancia y riqueza de artrópodos terrestres presentes en el ecosistema de manglar en estado de restauración y conservado

ORDENES	FAMILIAS	GENEROS	ESPECIES	ABUNDANCIA	CONSERVADO	RESTAURADO	
Araneae	Araneidae			3	1	2	
			<i>Gasteracantha</i>	<i>Gasteracantha cancriformis</i>	1	0	1
			<i>Micrathena sp.</i>		116	8	108
			<i>Neoscona sp.</i>		8	2	6
			<i>Verrucosa sp.</i>		1	1	0
			Dictynidae	<i>Dictyna sp.</i>	6	6	0
			Mysmenidae		2	1	1
			Salticidae		7	4	3
				<i>Hentzia sp.</i>	2	1	1
			Tetragnathidae		1	1	0
			Thomisidae		3	1	2
Blattodea			1	1	0		
Coleoptera			1	1	0		
	Buprestidae	<i>Chrysobothris sp.</i>		1	1	0	
	Carabidae	<i>Cicindela sp.</i>	1	0	1		
	Elatoridae	<i>Melonotus</i>	<i>Melonotus rugulipenis</i>	2	2	0	
	Latridiidae		1	1	0		
	Leiodidae	<i>Leiodes sp.</i>	2	0	2		
Diptera	Bombyliidae		1	1	0		
	Ceratopogonidae		28	0	28		
	Culicidae	<i>Culex sp.</i>	38	0	38		
	Phoridae		2	0	2		
	Syrphidae		2	1	1		
Hemiptera			6	5	1		
	Alydidae		3	1	2		
	Cicadellidae		1	0	1		
	Cicadellidae	<i>Dalbulus sp.</i>	1	1	0		
	Coccidae	<i>Coccus</i>	<i>Coccus viridis</i>	1	1	0	
	Margarodidae	<i>Icerya</i>	<i>Icerya purchasi</i>	1	0	1	
	Psyllidae	<i>Heteropsylla sp.</i>		4	0	4	
				1	1	0	
Hymenoptera	Apidae	<i>Apis</i>	<i>Apis mellifera</i>	25	2	23	
	Chalcididae	<i>Conura sp.</i>		1	0	1	
	Formicidae	<i>Acanthomyops sp.</i>		2	0	2	
		<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus planatus</i>	1	1	0	
		<i>Camponotus</i>	<i>Camponotus atriceps</i>	1	1	0	
		<i>Camponotus sp.</i>		12	12	0	
		<i>Cephalotes</i>	<i>Cephalotes multispinosus</i>	3	3	0	
		<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster ashmeadi</i>	244	182	62	
		<i>Crematogaster</i>	<i>Crematogaster rifeina</i>	316	250	66	
		<i>Crematogaster sp.</i>		74	11	63	
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	4	4	0	
		<i>Pseudomyrmex sp.</i>		6	2	4	
			2	0	2		
	Lepidoptera	Tenthredinidae		7	6	1	
		Nymphalidae	<i>Agraulis sp.</i>	1	0	1	
			<i>Junonia</i>	<i>Junonia coenia</i>	2	0	2
	Mesostigmata	Phytoseiidae		324	292	32	
Odonata	Coenagrionidae	<i>Enallagma sp.</i>	3	0	4		
Orthoptera	Mogoplistidae	<i>Onerbius sp.</i>	1	0	1		
Psocoptero			1	1	0		
Thysanoptera	Thripidae		7	7	0		
TOTAL				1285	817	469	



En la temporada de secas se recolecto un total 519 organismos perteneciente a 11 Ordenes, 15 familias, 17 géneros y 6 especies; para temporada de lluvias se obtuvieron 216 organismos incluidos en 7 Ordenes, 15 familias, 16 géneros y 9 especies; en Nortes se obtuvo un total de 550 organismo incorporados en 8 Ordenes, 14 familias, 8 géneros y 4 especies. Los valores del índice de Shannon-Wiener y equidad por temporadas fueron:  $H' = 2.03$  y  $J = 0.55$  para temporada de secas,  $H' = 2.22$ ,  $J = 0.66$  para Lluvias y  $H' = 1.74$ ,  $J = 0.55$  para temporada de Nortes.

Se obtuvieron 11 gremios diferentes y 7 grupos funcionales de los cuales sobresalen los entomófagos (depredadores), fitófagos (descomponedores/plaga), polífagos (descomponedores) y Nectarívoro/polinífono (polinizadores) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Composición de gremios y grupos funcionales de los artrópodos terrestres presentes en el ecosistema de manglar

ORDENES	FAMILIAS	GENEROS	GREMIO	GRUPO FUNCIONAL		
Araneae	Araneidae	<i>Gasteracantha cancriformis</i>	Entomófago	Depredador		
		<i>Micrathena sp.</i>	Entomófago	Depredador		
		<i>Neoscona sp.</i>	Entomófago	Depredador		
		<i>Verrucosa sp.</i>	Entomófago	Depredador		
	Dictynidae	<i>Dictyna sp.</i>	Entomófago	Depredador		
			Entomófago	Depredador		
	Mysmenidae		Entomófago	Depredador		
	Salticidae	<i>Hentzia sp.</i>	Entomófago	Depredador		
	Tetragnathidae		Entomófago	Depredador		
	Thomisidae		Entomófago	Depredador		
Blattodea			Omnívoro	Descomponedor		
Coleoptera	Buprestidae	<i>Chrysobothris sp.</i>	Fitófago	Descomponedor		
	Carabidae	<i>Cicindela sp.</i>	Entomófago	Depredador		
	Elatoridae	<i>Melonotus rugulipenis</i>	Fitófago	Descomponedor		
	Latridiidae		Micetófago	Descomponedor		
	Leiodidae	<i>Leiodes sp.</i>	Micetófago	Descomponedor		
Diptera	Bombyliidae		Nectarívoro/polinífono	Polinizador		
	Ceratopogonidae		Hematófago	Parásito		
	Culicidae	<i>Culex sp.</i>	Hematófago	Parásito		
	Phoridae		Detritívoro	Descomponedor		
	Syrphidae		Nectarívoro/polinífono	Polinizador		
Hemiptera	Alydidae		Fitófago/Frugívoro	Descomponedor/plaga		
	Cicadellidae	<i>Dalbulus sp.</i>	Fitófago	Descomponedor/plaga		
	Coccidae	<i>Coccus viridis</i>	Fitófago	Descomponedor/plaga		
	Margarodidae	<i>Icerya purchasi</i>	Fitófago	Descomponedor/plaga		
	Psyllidae	<i>Heteropsylla sp.</i>	Fitófago	Descomponedor/plaga		
	Apiidae	<i>Apis mellifera</i>	Nectarívoro/polinífono	Polinizador		
Hymenoptera	Chalcididae	<i>Conura sp.</i>	Entomófago	Parasitoide		
	Formicidae	<i>Acanthomyops sp.</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Camponotus planatus</i>	Polífago	Descomponedor/polinizador		
		<i>Camponotus atriceps</i>	Polífago	Descomponedor/polinizador		
		<i>Camponotus sp.</i>	Polífago	Descomponedor/polinizador		
		<i>Cephalotes multispinosus</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Crematogaster ashmeadi</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Crematogaster rifeina</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Crematogaster sp.</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	Polífago	Descomponedor		
		<i>Pseudomyrmex sp.</i>	Polífago	Descomponedor/polinizador		
		<i>Agraulis sp.</i>	Nectarívoro/polinífono	Polinizador		
		<i>Junonia coenia</i>	Nectarívoro/polinífono	Polinizador		
		Lepidoptera	Tenthredinidae		Fitófago/polinífono	Parásito
		Mesostigmata	Nymphalidae		Nectarívoro/polinífono	Polinizador
Odonata	Phytoseiidae		Fitófago/polinífono	Parásito		
	Coenagrionidae	<i>Enallagma sp.</i>	Entomófago	Depredador		
Orthoptera	Mogoplistidae	<i>Onerbius sp.</i>	Fitófago	Descomponedor/plaga		
Psocoptero			Fitófago	Descomponedor/plaga		
Thysanoptera	Thripidae		Fitófago	Descomponedor/plaga		

#### 4. Discusión

La zona conservada presento una mayor abundancia, pero una baja riqueza específica y equidad en comparación a la zona restaurada; la alta abundancia se debe a la estructura vegetal que compone el manglar en estado conservado puesto que los sistemas con mayor diversidad estructural vegetal pueden albergar un mayor número de insectos debido a que se crean mejores hábitats que sirven como fuente de alimento, sitio de ovoposición o como refugio (Cordero, 2008), en cuanto al mayor número de especies en la zona restaurada se puede explicar a la potencialidad que tienen los gremios para colonizar los ambientes restaurados (SER, 2004) generando así mayor riqueza de especies.

El género *Crematogaster* incluido en la familia Formicidae fue la más abundante en ambas zonas, esto podría atribuirse a su forma de vida ya que nidifican en la vegetación y presentan un reclutamiento masivo, demuestran gran territorialidad y son fáciles de muestrear (Silvestre et al., 2003), a pesar de ser ágiles fue el género que caía con mas facilidad en los métodos de recolecta.

Se observo un patrón de variación temporal, caracterizado por la disminución de diversidad en temporada de lluvias y una alta diversidad en temporada de nortes. Es importante destacar que las precipitaciones representan una de las variables climáticas que mas afecta la dinámica de las diferentes poblaciones (Mariottini et al., 2012), beneficia a organismos fitófagos y polinizadores pero afecta a organismos depredadores.

La posibilidad de clasificar a los artrópodos terrestres en gremios deriva de la idea de dividir la comunidades biológicas complejas en unidades funcionales (Adams, 1985), por lo tal, la descripción de la composición de los gremios y grupos funcionales nos da la posibilidad de tener una herramienta importante para evaluar el estado, condición del ambiente, así mismo nos permitirá evaluar la contribución que tiene una especie al valor de una función ecosistémica.

#### 5. Conclusiones

Los bosques de manglares son generalmente hábitats problemáticos para estudiar como el sustrato blando y la ocurrencia de perturbadores (por ejemplo, insectos que pican) e incluso peligrosos (por ejemplo cocodrilos), los muestreo en campo

presentaron importantes problemas logísticos, uno de ellos es la pérdida de recolecta de algunos organismos voladores, por lo cual, podría sugerir el uso de guías de campo para la rápida identificación de los organismos como mariposas y libélulas, así mismo aumentar el tiempo de recolecta y usar el método de golpeo con un paraguas invertido; a diferencia de la red de golpeo normal, el paraguas nos permite observar mejor la evidencia de los organismos.

En México hace falta el estudio de la biodiversidad de artrópodos terrestres asociados a manglares, por lo cual este proyecto de investigación contribuirá a que se tenga una documentada información.

### Referencias bibliográficas

Adams, J. (1985). The definition and interpretation of guild structure in ecological communities. *Journal of Animal Ecology* (54), 43-59.

Anderson, C. y S.Y. Lee. (1995). Defoliation of the mangrove *Avicennia marina* in Hong-Kong cause and consequences. *Biotropica*, 27, 218-216.

Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *OIKOS*, (100), 223-231.

Cordero, A.A.V. (2008). *Composición de los gremios de artrópodos en sistemas vegetales mono-específicos y poliespecíficos de trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y ballica italiana (*Lolium multiflorum* Lam.)*. (Tesis Doctoral). Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Escuela de Agronomía, Valdivia, Chile.

Dafni, A. (Ed.). (1992). *Pollination Ecology-A practical Approach*. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.

Kulkarni, A. y M. Mukadam. (2015). Insect fauna in Mangrove ecosystem of Bhatye estuarine región. *International Journal of Current Research and Academic Review*, 3 (5), 248-251.

Lee, S. Y., E.B.G. Jones, K. Diele, G.A. Castellanos-Galindo e I. Nordhaus. (2017). Biodiversity. En Rivera-Monroy, V., S. Y. Lee, E. Kristensen, R. Twilley (Eds.). *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services*. (pp. 55-86). Cham, Switzerland: Springer.

## Manglares de América

López-Portillo, J., R. R. Lewis III, P. Saenger, A. Rovai, N. Koedam, F. Dahdouh-Guebas, C. Agraz-Hernández y V.H. Rivera-Monroy. (2017). Biodiversity. En Rivera-Monroy, V., S. Y. Lee, E. Kristensen, R. Twilley (Eds.). *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services*. (pp. 55-86). Cham, Switzerland: Springer.

Mariottini, Y., M.L De Wysiecki y C.E. Lange. (2012). Variación temporal de la riqueza, composición y densidad de acridios (Orthoptera: Acridoidea) en diferentes comunidades vegetales del Sur de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 20(3-4), pp. 275-288.

Márquez, J.L. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, (37), 385-408.

Osorio, J. A., M.J. Wingfield y J. Roux. (2016). A review of factors associated with decline and death of mangroves, with particular reference to fungal pathogens. *South African Journal of Botany* 103, 295-301.

Pothalil, A., S. Murugesan, M.J. Mathew, A.V. Sudhikumar y E. Sunish. (2005). Spiders in Mangalavanam, an ecosensitive mangrove forest in Cochin, Kerala, India (Araneae). *European Arachnology*, (1), 315-318.

Sánchez, C.D. I. (2015). *Estructura de la comunidad de ácaros del suelo en ciento microambientes de una terraza degradada del Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, en diferentes épocas del año* (Tesis Maestría). FES Iztacala, UNAM. México.

Sánchez, D.A.N. (2009). *Patrones de floración, polinización y producción de frutos de tres especies Neotropicales de mangle presentes en humedales de San Andrés Isla, Caribe Colombiano*. (Tesis Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Bogotá.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

Recuperado de:

[https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER\\_Primer/ser-primer-spanish.pdf](https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf).

Silvestre, R., C.R.F. Brandão y R. Rosa da Silva. (2003). Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del Cerrado. Fernández, F. (Ed). Introducción a las hormigas de la región Neotropical. (pp. 113-148). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia

Teutli, H.C. (2017). *Una aproximación a la integración de las escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar* (Tesis Doctoral). Universidad de Barcelona, Facultad de Biología, Departamento de Biología evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales, Barcelona.

Villeda, C.E. (2018). Establecimiento de las unidades de muestreo en campo. Rodríguez Zúñiga M. T., E. Villeda Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz López, M. Olguín, S. A. Villela-Gaytan, R. Flores. (Coordinadores). *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: Un enfoque espacial multiescala*. (pp. 51-68). Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

# Arañas asociadas a los bosques de manglar en el brazo Calancala y el Riito, delta del Rio Ranchería, Caribe Colombiano

Miguel Gutierrez Estrada<sup>1</sup>  
Alex González Vargas<sup>1</sup>  
David Araujo Mejía<sup>1</sup>  
Cristian Sánchez Beltrán<sup>2</sup>  
Kerry Díaz Fuenmayor<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación Ecología y Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales (EBET), Universidad de La Guajira, Riohacha, Colombia

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad de La Guajira, Riohacha, Colombia

**Cita:** M. Gutierrez., A. González., D. Araujo., C. Sánchez., K. Díaz. (2019) Arañas asociadas a los bosques de manglar en el brazo Calancala y el Riito, delta del Rio Ranchería, Caribe Colombiano. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Se evaluó la estructura y composición de arañas asociadas a los bosques de manglar en el brazo Calancala y el Riito, delta del río Ranchería, Caribe Colombiano. Para ello, se realizaron cuatro muestreos en los meses de Abril y Mayo de 2019, donde se aplicó un protocolo de muestreo; basado en visitas diurnas y nocturnas en transectos lineales, empleando diferentes técnicas para el estudio de arácnidos (captura aérea, captura rasante en suelo y agitación de follaje). Se obtuvieron 225 individuos agrupados en 19 familias. Las familias con mayor abundancia relativa fueron Araneidae (78), seguida de Scytodidae (28), Theridiidae (24), Salticidae (20) y Ctenidae (18). Las familias con mayor riqueza fueron Araneidae con 6 morfoespecies, seguida por Salticidae (5) y Theridiidae (4). Los resultados obtenidos se convierten en la primera aproximación al conocimiento de la araneofauna asociada a los bosques de manglar del delta del río Ranchería y el departamento de La Guajira. El número de familias registradas en este estudio, es equivalente al 32% de las familias reportadas para Colombia. Por lo anterior, se espera que sirva como insumo para próximos estudios de biodiversidad y planes de manejo que permitan la conservación de los ecosistemas de manglar de La Guajira y el territorio colombiano.

**Palabras Clave:** Manglar, Colombia, Río Rancheria, Ecosistema

## ABSTRACT

The structure and composition of spiders associated with the mangrove forests in the Calancala and El Riito branch, delta del Ranchería river, Colombian Caribbean, were evaluated. For this, four samplings were carried out in the months of April and May of 2019, where a sampling protocol was applied; based on day and night visits in linear transects, using different techniques for the study of arachnids (aerial capture, ground grazing and shaking of foliage). 225 individuals were obtained grouped in 19 families. The families with the highest relative abundance were Araneidae (78), followed by Scytodidae (28), Theridiidae (24), Salticidae (20) and Ctenidae (18). The richest families were Araneidae with 6 morphospecies, followed by Salticidae (5) and Theridiidae (4). The results obtained become the first approach to the knowledge of the araneofauna associated with the mangrove forests of the delta

of the Ranchería river and the department of La Guajira. The number of families registered in this study is equivalent to 32% of the families reported for Colombia. Therefore, it is expected to serve as an input for future biodiversity studies and management plans that allow the conservation of the mangrove ecosystems of La Guajira and the Colombian territory.

**key words:** Mangrove, Colombia, Rio Rancheria, Ecosystem

## 1. Introducción

Los ecosistemas de manglar son un grupo de especies de árboles o arbustos asociados a la transición entre el mar y la tierra en las zonas litorales de aguas relativamente tranquilas (estuarios, bahías, ensenadas, entre otros), representando el componente principal de los humedales costeros y el soporte económico de las comunidades circundantes en las regiones tropicales y subtropicales del planeta (Cintron-Molero y Scheaffer-Novelli, 1983; Lopez y Sprockel, 1996; Orjuela-Rojas, 2008).

La importancia de los manglares es reconocida, aunque su aprovechamiento sostenible y conservación raramente son objetivo de planificación, ordenación, manejo y desarrollo en Colombia, en parte porque su conocimiento científico detallado es incompleto y en ocasiones inexistente (Alvarez-León & Polonia, 1996).

En la mayoría de los ecosistemas terrestres, las arañas juegan un papel importante como depredadores de otros invertebrados y como presas potenciales de muchos vertebrados, y es muy probable que en los manglares sean un eslabón fundamental en las redes tróficas. Por ello, el objetivo de este trabajo es aportar información de la araneofauna asociada a los bosques de manglar del delta del Río Ranchería, La Guajira y así contribuir a su conocimiento y conservación.

## 2. Materiales y métodos

### Área de estudio

El delta del río Ranchería se ubica en el departamento de La Guajira, norte de Colombia, en las coordenadas geográficas: 72°50' long. Oeste y 11°30' lat. Norte (fig. 1). Según la clasificación de Holdridge la planicie deltaica se encuentra en una transición entre las zonas de vida bs-ST y me-ST, posee una precipitación media anual de 554 mm con distribución bimodal y un pico



maximo entre septiembre y octubre; la temperatura media anual es 27°C, con el periodo más cálido entre junio y agosto (HIMAT, 1994).

El delta del rio Ranchería, está compuesto por tres brazos principales, denominados Riíto (RT), Santa Rita y Calancala, y varias lagunas costeras. Se denomina Valle de los Cangrejos (VC) a la ribera izquierda del brazo Calancala, en la cual se encuentra un área inundada periódicamente por desbordamiento en la estación lluviosa. En la estación seca suele detenerse el flujo del agua y se suspende temporalmente la conexión del sistema de cauces con el mar (Lema & Polania, 2007).

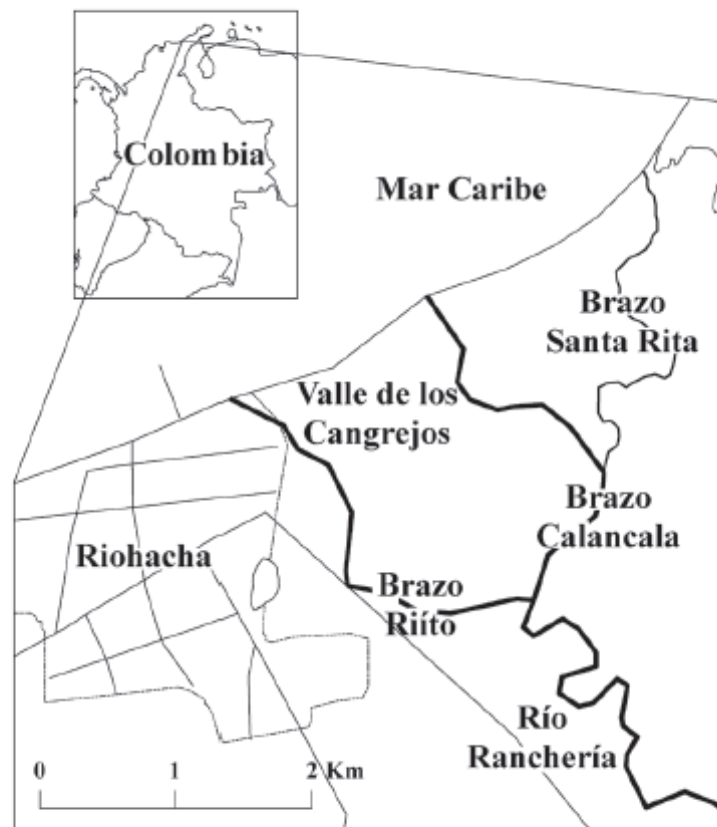


Figura 1. Delta del río Ranchería. Los círculos señalan los sitios donde se realizaron los muestreos. Riíto (círculo amarillo) – Calancala (círculo rojo). (Tomado de Lema & Polania, 2007).

### Diseño y métodos de captura

El protocolo general de muestreo siguió los lineamientos básicos establecidos por Coddington y colaboradores (1991). La colecta

de las arañas se realizó durante los meses de abril y mayo de 2019 en cuatro salidas de campo con el esfuerzo de tres colectores. La unidad muestral fue un Transecto de 500 m de largo por 10 de ancho, donde se ubicaron diez puntos a 50 m. En cada punto se realizó la captura de arañas de forma activa aplicando técnicas para el estudio de arácnidos: colecta manual aérea (CMA), colecta manual de suelo (CMS) y agitación de follaje (A). Los muestreos se realizaron en jornadas diurnas (entre las 07:00 y las 17:00 horas) y nocturnas (entre las 20:00 y las 02:00 horas). El material recolectado se encuentra depositado en la colección biológica del Museo de Historia Natural de La Universidad de La Guajira.

### 3. Resultados

Se colectó un total de 225 individuos, agrupados en 19 familias (Tabla 1) de los cuales 86 fueron juveniles, mientras que 139 restantes representaron ejemplares adultos identificables.

En cuanto a las localidades de estudio, el brazo del Riito es el sitio más diverso y con mayor abundancia (17 familias y 128 individuos), en comparación con el brazo Calancala (9 familias y 97 individuos) (Tabla 1). Las familias más diversas fueron Araneidae (6 morfoespecies), Salticidae (5) y Theridiidae (4) y las más abundantes (mayor número de individuos identificables) fueron Araneidae (78 individuos), Scytodidae (28), Theridiidae (24), Salticidae (20) y Ctenidae (18). Las familias menos diversas y abundantes fueron (Gnaphosidae, Corinnidae, Oecobiidae, Caponiidae y Senoculidae).

<b>Taxon</b>	<b>Riito</b>	<b>Calancala</b>	<b>Total individuos</b>
Anyphaenidae	0	7	7
Araneidae	29	49	78
Caponiidae	2	0	2
Corinnidae	7	0	7
Ctenidae	9	9	18
Gnaphosidae	1	0	1
Lycosidae	5	1	6
Oecobiidae	1	0	1
Pholcidae	3	0	3

Pisauridae	0	3	3
Salticidae	12	8	20
Scytodidae	17	11	28
Selenopidae	2	0	2
Senoculidae	1	0	1
Tetragnathidae	7	0	7
Theridiidae	21	3	24
Thomisidae	3	6	9
Trachelidae	5	0	5
Uloboridae	3	0	3
<b>Abundancia</b>	<b>128</b>	<b>97</b>	<b>225</b>
<b>Riqueza</b>	<b>17</b>	<b>9</b>	

#### 4. Discusión

La composición general de la araneofauna colectada en esta investigación (Tabla 1), corresponde parcialmente con los resultados obtenidos por distintos autores en comunidades neotropicales (Florez 1998; Rico et al., 2005; Cabra et al., 2008; Sabogal 2011), los cuales reportan a Araneidae como una de las familias más diversas y abundantes.

El número de familias colectadas en el Riito es mucho mayor que las presentes en el brazo Calancala. Lo anterior, se puede sustentar si tenemos en cuenta lo propuesto por Vásquez (2000), quien menciona que la estructura y composición del bosque de manglar en los sectores estudiados son diferentes, es así; que el brazo del Riito, además de presentar especies de manglar también está compuesto por otras especies halófitas en muy baja frecuencia. Mientras que el brazo Calancala presenta solo exclusivamente especies de manglar.

El número de familias capturadas (19) en los bosques de manglar del brazo Calancala y el Riito, delta del río Ranchería, representan el 34% del inventario nacional, lo cual concuerda con algunos registros de arañas en ecosistemas de manglar en el Caribe Colombiano y que han sido presentado como resúmenes en eventos científicos.

## 5. Conclusiones

Se reporta la presencia de 19 familias de arañas de las 55 reportadas para Colombia (Barriga, 2017). Este trabajo se convierte en la primera aproximación al conocimiento de la estructura y composición de las arañas asociadas a los bosques de manglar del delta del río Ranchería. Además, se espera que este trabajo se convierta en insumo para el desarrollo de futuras investigaciones enfocadas al estudio de los arácnidos asociados a los ecosistemas de manglar del departamento de La Guajira y el Caribe.

### Referencias bibliográficas

Alvarez-Leon, R. & Polania, J. 1996. Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Naturales y Exactas*, 20 (78): 447-464.

Barriga J (2017). Arañas de Colombia (Arachnida: Araneae). Version 15.3. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Checklist dataset <https://doi.org/10.15472/vgvll2> accessed via GBIF.org on 2019-09-10.

Cintron-Molero, G. y Scheaffer-Novelli, Y. Introducción a la ecología del manglar. Montevideo – Uruguay: UNESCO / ROSTLAC. 1983. 109 p.

Coddington J. A., C. E. Griswold, D. Silva-Dávila, E. Peñaranda, S.F. Larcher. (1991). Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. 44–60 en: E. C. Dudley (Edit). *The unity of evolutionary biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland.

Flórez, E. 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento del Valle, sur occidente de Colombia. *Caldasia*. 20(2): 173-192.

Garcés-Ordóñez, O. 2014. Patrones de crecimiento y mortalidad de los propágulos de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* para proceso de restauración en la desembocadura del río Ranchería, La Guajira. (Tesis Pregrado). Facultad Ciencias Básicas Aplicadas, Universidad de La Guajira, Riohacha. 79 p.

Himat, 1994. Calendario metereologico. Instituto colombiano de hidrologia, meteorologia y adecuacion de tierras. Santa Fe de Bogota. 169 p.

Lema, L. y J. Polanía. 2007. Estructura y dinámica del manglar del delta del río Ranchería, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 55 (1): 11-21.

Lopez, W. y Sprockel, R. Manglares de la desembocadura del rio Rancheria y la Laguna Salada. Informe técnico Universidad de La Guajira. Riohacha. 1996. 53 p.

Orjuela-Rojas, A.M. (2008). Caracterización estructural del bosque de manglar entre los ríos Palomino y Tapias en el departamento de La Guajira, Caribe Colombiano (Tesis de Pregrado). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.

Rico, A., Beltrán, J., Álvarez, A. & Flórez, E. 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacifico Colombiano. *Biota Neotrópica*. 5(1): 99-110.

Sabogal, G. (2011). Estudio comparativo de las comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). (Tesis de Maestría). Facultad de Agronomía: Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Vásquez, J.L. 2000. Estructura de los bosques de mangle del Valle de los Cangrejos y el Riíto, delta del río Ranchería, Caribe Colombiano. Trabajo de pregrado, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Medellín, Colombia. 109 p.

The cover features a photograph of a mangrove forest with a white egret perched on a tree. The image is split vertically, with the left side showing a waterway and the right side showing a dense thicket of trees. A dark green semi-transparent rectangle is overlaid on the center, containing the title text. A dark red horizontal bar is at the top, and a white horizontal bar is at the bottom.

# BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

**Dinámica y  
estructura de la  
población del  
cangrejo terrestre  
*Cardisoma  
guanhumi* (Latreille,  
1825) en la Reserva  
Natural del Humedal  
Punta Tuna en  
Maunabo, Puerto  
Rico**

Jesús D. Quiñones-Llópiz<sup>1</sup>  
Concepción Rodríguez-Fourquet<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Puerto Rico en Bayamón

**Cita:** J. Quiñones, C. Rodríguez. (2019) Dinámica y estructura de la población del cangrejo terrestre *Cardisoma guanhum* (Latreille, 1825) en la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

En Puerto Rico *Cardisoma guanhumi* juega un papel importante en la economía de algunos sectores. Esto hace que haya una alta tasa de captura de esta especie, resultando en una disminución en su abundancia generando preocupación. Este cangrejo tiene una gran importancia en los procesos biológicos en los ecosistemas costeros, incluyendo manglares. En esta investigación se estudió la población de *C. guanhumi* en la Reserva Natural del Humedal en Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico con el fin de monitorear la estructura y dinámica poblacional, determinando su estado actual. Los cangrejos se atraparon con trampas de diferentes tamaños en un cuadrante de 100m<sup>2</sup> durante 16 meses. A cada cangrejo capturado se le registró su sexo, el largo y ancho de carapacho. Los resultados muestran que el tamaño promedio en la población es de  $56.9 \pm 14.4$  mm ( $\bar{X} \pm$  Desviación Estandar) con una razón sexual 1.5 :1 (n= 100), siendo las hembras más grandes que los machos. Se encontró una densidad de 0.86 cuevas/m<sup>2</sup> y se observó que la abundancia responde a un patrón estacional. La población de *C. guanhumi* en la reserva es pequeña y una densidad baja. Esto pudiera estar explicado por la sobreexplotación.

**Palabras Clave:** *Cardisoma guanhumi*, Puerto Rico, humedal, cangrejo terrestre, poblaciones

## ABSTRACT

In Puerto Rico, *Cardisoma guanhumi* has an important role in the economy of various sectors. This causes a high rate of capture of said species, resulting in a decrease of its abundance, which is very concerning. This crab has a great importance in the biological processes in coastal ecosystems, including mangroves. In this research, the population of *C. guanhumi* at the Reserva Natural del Humedal Punta Tuna in Maunabo, Puerto Rico was studied in order to monitor the structure and population dynamics to determine its current



status. The crabs were captured with traps of different sizes in a quadrant of 100m<sup>2</sup> for 16 months. For each captured crab we recorded its sex, and the length and width of the carapace. The results show that the average size in the population is  $56.9 \pm 14.4$  mm ( $\bar{x} \pm SD$ ) with a sexual ratio of 1.5:1 (n = 100), with the females being larger than the males. A density of 0.86 burrows/m<sup>2</sup> was found and it was observed that the abundance responds to a seasonal pattern. The population of *C. guanhumi* in the reserve is small and low density, which could be explained by exploitation of this species.

**key words:** *Cardisoma guanhumi*, Puerto Rico, wetland, land crab, populations

## 1. Introducción

La dinámica poblacional y la demografía explican las fluctuaciones y estructura de las poblaciones. Al conocer sobre las fluctuaciones de la población, las tallas de madurez sexual, la razón sexual y la tasa de crecimiento de la población podemos proponer medidas adecuadas para el manejo y conservación de las especies. Estas medidas son necesarias para que las poblaciones explotadas pueden mantener el éxito reproductivo y así evitar el colapso de estas por la falta de reclutamiento (Armstrong et al. 2010). Este podría ser el caso de *Cardisoma guanhumi* en Puerto Rico.

Esta especie presenta un ciclo de vida complejo con una etapa acuática y una terrestre. La etapa acuática comienza cuando la hembra deposita los huevos fecundados en el mar durante los meses de mayo a octubre. Esta etapa consiste en cinco etapas de zoea y una megalopa. Al final de la etapa de megalopa el cangrejo recluta a tierra y comienza la etapa terrestre de la cual se conoce muy poco, pero si se tiene información sobre la estructura de edades, abundancia y densidad de los adultos (Govender, Sabat, & Cuevas, 2018; C. Rodríguez-Fourquet & Sabat, 2009; Rodríguez-Fourquet, 2004). Una vez en tierra, este cangrejo

habita en cuevas principalmente en humedales costeros y manglares (Feliciano, 1962), y se considera una especie clave en estos ecosistemas (Lindquist et al., 2009). Por ejemplo, estos son responsables de la incorporación de oxígeno a terrenos que suelen ser anóxicos, lo que permite la presencia de organismos y procesos vitales para otros componentes bióticos en los humedales costeros. También ayudan a la entrada de nutrientes y agua al suelo (Ridd, 1996). De igual forma las cuevas son importantes para esta especie ya que le proveen un refugio contra las condiciones ambientales y depredación, como también permiten crecimiento de los individuos mediante el proceso de muda o ecdisis. Para llevar a cabo este proceso, los cangrejos tapan la entrada de la cueva con sedimento y permanecen dentro de ellas hasta que concluye el proceso de muda (Feliciano, 1962; Hartnoll 1988; Henning 1975). Una vez concluye la muda, estos destapan la cueva y salen a alimentarse.

En Puerto Rico, *C. guanhumi* juega un papel importante en la economía y oferta gastronómica de algunos sectores. Esto expone a la especie a una pesca artesanal descontrolada aun cuando se tienen medidas de protección. Actualmente, esta especie se mantiene protegida por agencias gubernamentales en reservas naturales de la isla, donde se prohíbe la captura. Sin embargo, se sigue practicando la captura ilegal sin saber las consecuencias que pueda tener en las futuras poblaciones y en el ecosistema ya que no se conoce el tamaño de la población ni la cantidad de individuos que se capturan comercialmente. Según el análisis de la literatura realizado por Wolcott (1988) esta especie es de crecimiento lento y longeva lo cual agrava la reproducción y su reclutamiento.

Por esta razón queremos estudiar las fluctuaciones y la estructura de la población con los objetivos de conocer su estado de situación. Con la información obtenida se podrán hacer recomendaciones de manejo sobre esta especie, ya sea para flexibilizar, mantener o incluso fortalecer las regulaciones actuales, asegurándose la protección de esta y los ecosistemas donde esta habita.

## 2. Materiales y métodos

Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna (RNHPT) en la municipalidad de Maunabo, Puerto Rico (Figura 1) desde diciembre de 2017 hasta abril de 2019 (16 meses). Se seleccionó un cuadrante con un área de 100m<sup>2</sup> (17°59'25.40"N, 65°53'7.30"O), donde se colocaron trampas construidas de tubos de PVC de diferentes tamaños (4, 5, 8 y 10 cm de diámetro) en todas las cuevas presentes en el cuadrante. Se contabilizó el número de cuevas activas (abiertas) con el número de trampas colocadas por tamaño y se contó el número de cuevas que estaban cerradas o tapadas las cuales indican que los cangrejos están en el proceso de muda. Las trampas se colocaron en el área a las 5:00pm y se removieron a las 7:00am del día siguiente, con un tiempo de captura de aproximadamente 14 horas. Al día siguiente se colectaron los individuos capturados, se identificó su sexo y se tomaron medidas de ancho y largo del carapacho. Luego de tomar las medidas, los individuos capturados se liberaron en la misma cueva de donde se capturaron.

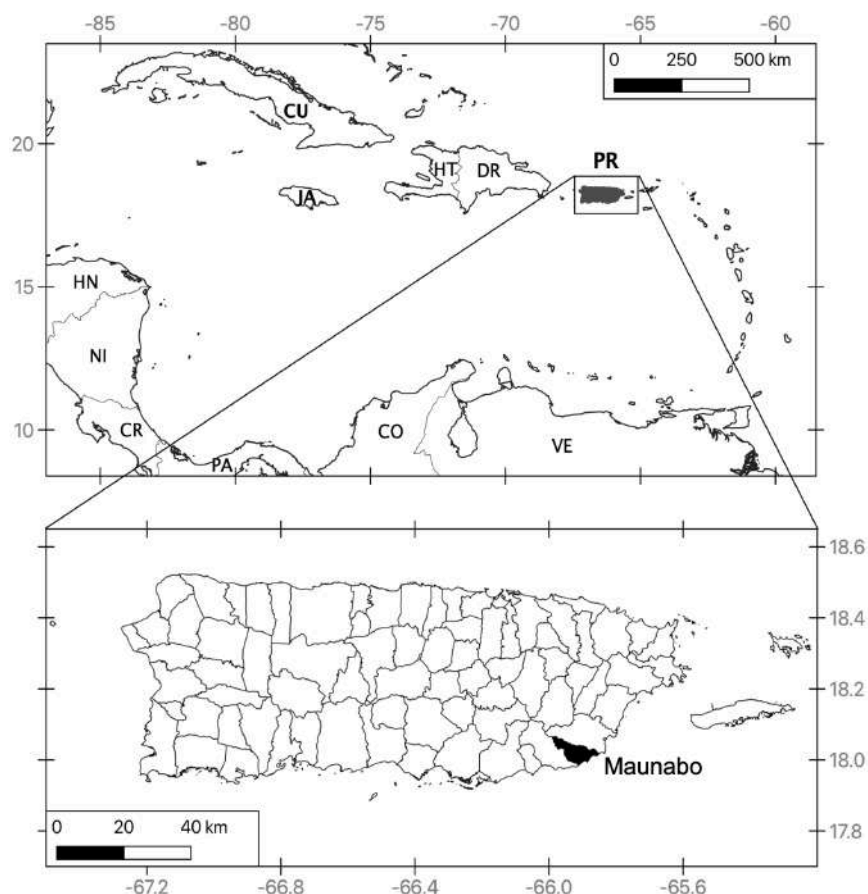


Figura 1. Mapa de Puerto Rico mostrando la municipalidad donde tuvo lugar este estudio.

Para el análisis de los datos se construyó un gráfico para mostrar la abundancia de cuevas y frecuencia de muda durante el periodo de estudio. También se construyó un histograma de frecuencia el cual permite observar la distribución de los tamaños de los individuos, y un segundo gráfico utilizando una prueba de bondad de ajuste basados en un estimado de densidad Kernel para ver diferencias en las distribuciones de tamaños de los individuos por sexo, descrito anteriormente por Farias et al. (2014). Este estimado de densidad nos permite probar si la distribución de ancho de carapacho por sexo difiere en posición o en la forma. Por último, luego de confirmar la normalidad de los datos utilizando la prueba Shapiro-Wilks ( $w=0.98$ ;  $p= 0.25$ ) se realizó

una prueba *t* para determinar si existía una diferencia estadísticamente significativa en el ancho de carapacho entre los grupos. Los valores se reportaron en promedio ( $\bar{x}$ ) y desviación estándar (DE).

### 3. Resultados

A lo largo de los 16 meses de muestreo se estimó la abundancia de este cangrejo utilizando el número de cuevas presentes en los 100m<sup>2</sup> de estudio, resultando en una densidad de  $0.86 \pm 0.26$  cueva/m<sup>2</sup> ( $\bar{x} \pm DE$ ). Durante el monitoreo mensual se pudo observar que la abundancia de cuevas sigue un patrón temporal. También se observa que la abundancia de cuevas activas o abiertas disminuye durante los meses de noviembre y febrero, luego tienen un aumento durante los meses de abril a octubre. Las cuevas tapadas representan la actividad de muda durante los meses de estudio. La actividad de muda también presenta un patrón temporal, el cual aumenta durante los meses de noviembre a febrero (Figura 2). Esto muestra un comportamiento inverso a las cuevas activas.

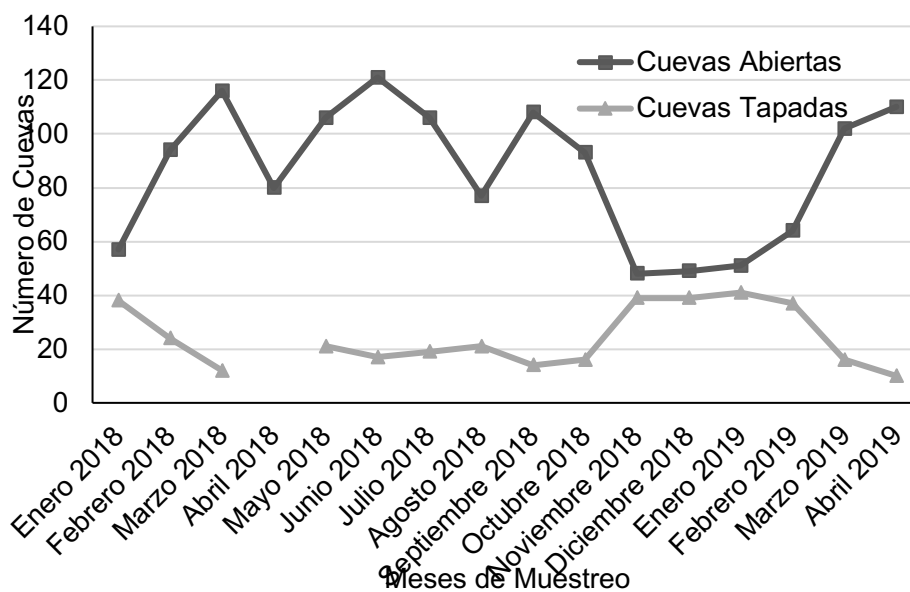


Figura 2. Gráfica de abundancia y frecuencia de muda durante los meses de muestreo en la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico. No se tomaron datos de cuevas tapadas en abril del 2018.

Se capturaron un total de 100 individuos de *Cardisoma guanhumí*. Basándonos en el ancho de carapacho, el individuo más pequeño capturado fue de 23.0 mm y el más grande de 91.4mm. Esto resulta en un promedio de ancho de carapacho en la población de  $56.9 \pm 14.4$  mm ( $\bar{x} \pm DE$ ). Los datos muestran una distribución de frecuencia normal, donde se observa que los individuos más abundantes se encuentran entre los 50 y 70 mm (Figura 3). Por otro lado, no se obtuvo ninguna captura de individuos juveniles menores a 20 mm, ni adultos sobre los 100mm de ancho de carapacho.

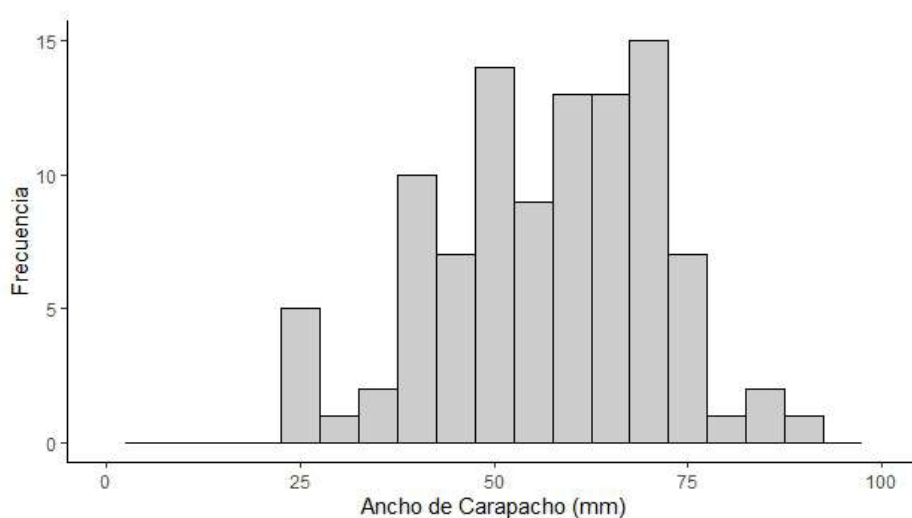


Figura 3. Histograma de distribución de frecuencia para el ancho de carapacho en la población de *Cardisoma guanhumí* en la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico.

De los 100 individuos capturados, 40 fueron hembras y 60 fueron machos, resultando en una razón sexual 1.5:1 (machos:hembras). En cuanto a la distribución en los tamaños de ancho de carapacho de ambos sexos, se observa una diferencia en la posición de la distribución (Figura 4A). Los machos presentan un ancho de carapacho menor a las hembras, con menos cantidad de machos por encima de los 60 mm (Figura 4A), aunque el número de individuos machos es mayor. El ancho promedio en los machos es de  $54.3 \pm 14.8$ mm ( $\bar{x} \pm DE$ ) y en las hembras es de  $60.8 \pm 12.9$ mm ( $\bar{x} \pm DE$ ). Cuando comparamos estos

## Manglares de América

promedios mediante análisis estadístico resulta en una diferencia significativa (prueba t;  $t=-2.31$ ; grados de libertad=91;  $p=0.02$ ) en los tamaños promedio del ancho de carapacho entre machos y hembras. Utilizando la prueba del estimado de densidad Kernel también podemos comprobar que existe una diferencia en los anchos de carapacho por sexo (Figura 4A), sin embargo cuando se estandariza el ancho de carapacho para ambos sexos, presentan la misma forma en distribución (Figura 4B).

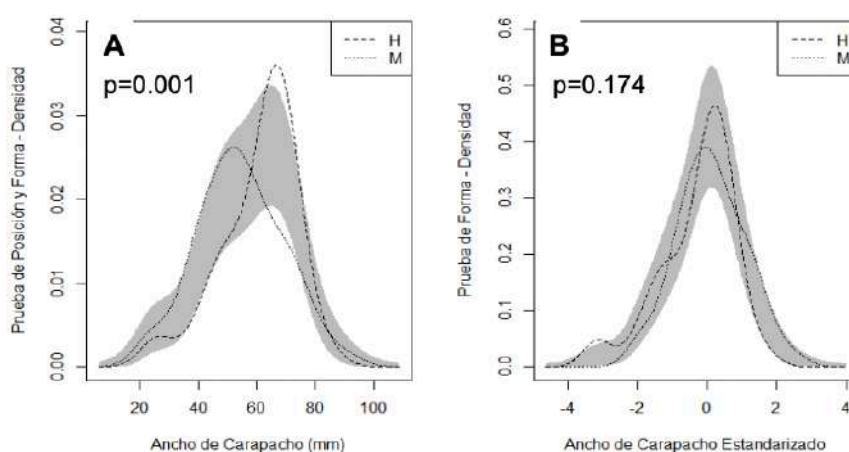


Figura 4. Prueba del estimado de densidad de Kernel para la población de *C. guanhumi* en la RNHPT. A= Evalúa diferencias en la posición y forma de la distribución; B= Evalúa la diferencia utilizando solamente la forma de la distribución (H=Hembras, M=Machos) La sombra gris representa el error estándar donde no difieren las distribuciones por sexo.

#### 4. Discusión

En este estudio de 16 meses hemos podido describir la fluctuación y la estructura de la población de *C. guanhumi* en la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico. La fluctuación temporal basada en la abundancia de cuevas muestra los patrones de actividad y de muda. El patrón de actividad (cuevas abiertas) es variable en el tiempo posiblemente debido a que los cangrejos juveniles mudan con más frecuencia que los cangrejos adultos y por eso el número de cuevas abiertas disminuye varias veces durante el año, pero asociado a la época de lluvia. Sin embargo, el patrón de muda (cuevas cerradas) está

claramente marcado con la mayor cantidad entre noviembre y febrero que coincide con la época seca y fue descrito anteriormente por Feliciano (1962) y Taisson (1974). Este patrón estacional también se ha descrito para el cangrejo *Gecarcoidea natalis* (Green, 1999)

La densidad promedio de cangrejos basada en el número de cuevas presentes ( $0.86 \pm 0.26$  cuevas/m<sup>2</sup>) es similar a lo reportado anteriormente para otros lugares de Puerto Rico (Govender & Rodríguez-Fourquet, 2008). Sin embargo, en otras poblaciones de *Cardisoma guanhumi*, como en Venezuela, se ha registrado una densidad de 5.48 cuevas/m<sup>2</sup> (Carmona-Suárez, 2011). Esta diferencia en densidad está relacionada a las diferencias en extensión geográfica entre las islas y los continentes. En las islas la extensión territorial está limitada, además de estar expuesto a fenómenos atmosféricos que podrían tener un impacto en la zona costera afectando las poblaciones de esta especie.

El ancho de carapacho promedio medido en este estudio representa las categorías de tamaño menores en comparación con otros estudios que han reportado tamaños promedios de  $77.45 \pm 21.88$  mm y  $89.3 \pm 9.66$  mm en Puerto Rico (Rodríguez-Fourquet datos no publicados; Forsee & Albrecht, 2012). Cuando comparamos el promedio de ancho de carapacho obtenido con los reportados en la literatura, consideramos que la población de Maunabo está sujeta a un alto grado de explotación. Si las categorías de tamaño grande no están presente debido a la explotación o un evento natural, el stock base de esta población se podría agotar llevando la población a su desaparición. En estudios anteriores se ha visto el impacto que tienen cada una de las etapas de vida en la sobrevivencia de la especie mediante una matriz de proyección. Los resultados de esta matriz revelan que para *C. guanhumi* la etapa de adulto es la de mayor contribución al crecimiento poblacional (Rodríguez-Fourquet, 2004).

La razón sexual en la población se aleja levemente de lo esperado. La mayoría de las publicaciones registran una razón sexual 1:1, que sería lo esperado en una población saludable (Forsee & Albrecht, 2012; Shinozaki-Mendes, Silva, Santander-Neto, & Hazin, 2013). Hernández & Campos (2016) reportaron para *C. guanhumi* en la Isla San Andrés de Columbia una razón sexual más lejana de lo esperado, y estos proponen que se debe al tiempo de muestreo, ya que las hembras se mantienen en sus cuevas en la época previa a la reproducción reservando energía para la misma. Esto puede



ser el caso para nuestro estudio ya que pudimos monitorear dos épocas pre reproductivas, lo cual explicaría la razón sexual favoreciendo a los machos.

Otra diferencia encontrada entre ambos sexos es el tamaño promedio. Los artículos reportan un ancho de carapacho mayor para los machos sobre las hembras (Hernández Maldonado & Campos Campos, 2016; Herreid, 1967; Oliveira, 2014). La población de la RNHPT es la única en la cual encontramos este patrón donde las hembras superan en tamaño a los machos, cuando la comparamos con otras localidades monitoreadas en Puerto Rico donde los machos superan a las hembras en tamaño (Rodríguez-Fourquet, datos no publicados). La disminución de individuos machos mayores a 60 mm pudiera estar explicado por la pesca ilegal excesiva, como habíamos mencionado anteriormente. Algunos pescadores prefieren capturar machos adultos, porque entienden que no están afectando la población al dejar a las hembras libres y los pequeños para que puedan reproducirse a largo plazo.

A pesar de que la Reserva Natural del Humedal Punta Tuna figura como una reserva protegida donde la captura de esta especie está completamente prohibida durante todo el año, hemos encontrado actividad de pesca ilegal en esta área. Dicha reserva está localizada en el pueblo de Maunabo, el cual se caracteriza por la comercialización y confección de platos con la carne de este cangrejo y un festival dedicado al cangrejo. La disminución en la presencia de individuos adultos nos causa preocupación. La ausencia de un mecanismo confiable de reporte de capturas para estimar abundancia impide un mejor manejo de las poblaciones. Esta población, se debe vigilar más de cerca para conocer su comportamiento una diferencia en la razón sexual y una cantidad menor de machos maduros no garantiza el éxito reproductivo en esta población.

## 5. Conclusiones

La población del cangrejo *Cardisoma guanhumi* en la Reserva del Humedal Punta Tuna está en un estado vulnerable. La baja captura de cangrejos y el hallazgo de tamaños menores a otras poblaciones nos indica que están siendo afectado por la sobrepesca. De continuar esta práctica ilegal en la reserva provocarán un decaimiento aun mayor de la población, causando posibles daños ecológicos al ecosistema costero. Por

esto se recomienda continuar con la restricción permanente durante todo el año de la pesca en dicha reserva natural e incluir un plan de prevención y vigilancia en el área. En el estado actual en el cual se encuentra la población se debe continuar con el monitoreo de esta.

### Referencias bibliográficas

Carmona-Suárez, C. (2011). Present status of *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Crustacea: Brachyura: Gecarcinidae) populations in Venezuela. *Interciencia*, 36(12), 908–913.

Feliciano, C. (1962). Notes on the Ecological Importance of the Land Crab *Cardisoma guanhumi*, Latreille of Puerto Rico.

Forsee, R. A., & Albrecht, M. (2012). Population estimation and site fidelity of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Brachyura: Gecarcinidae) on Vieques Island, Puerto Rico. *Journal of Crustacean Biology*, 32(3), 435–442. <https://doi.org/10.1163/193724012X626467>

Govender, Y., & Rodríguez-Fourquet, C. (2008). Techniques for rapid assessment of population density and body size of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) in Puerto Rico. *Trop. Estuar*, 1(January), 9–15.

Green, P. T. (1997). Red crabs in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: activity patterns, density and biomass. *Journal of Tropical Ecology*, 13(1), 17–38. <https://doi.org/10.1017/s0266467400010221>

Green, P. T., Lake, P. S., & O'Dowd, D. J. (1999). Monopolization of litter processing by a dominant land crab on a tropical oceanic island. *Oecologia*, 119(3), 435–444. <https://doi.org/10.1007/s004420050805>

Herried, C. F. (1967) Skeletal measurements and growth of the land crab, *Cardisoma guanhumi*, Latreille. *Crustaceana*, 13(1), 39-44.

Hernández Maldonado, A., & Campos Campos, N. H. (2016). Estado Actual De La Población Adulta Del Cangrejo Semiterrestre *Cardisoma Guanhumi* (Latreille) En La Isla De San Andrés, Caribe Colombiano. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 44(1), 185–198. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.26>

## Manglares de América

Lindquist, E. S., Krauss, K. W., Green, P. T., O'Dowd, D. J., Sherman, P. M., & Smith, T. J. (2009). Land crabs as key drivers in tropical coastal forest recruitment. *Biological Reviews*, 84(2), 203–223. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00070.x>

Oliveira, L. (2014). Population biology and color patterns of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille 1828) (Crustacea: Gecarcinidae) in the Northeastern Brazil. *Braz. J. Biol*, 74(4), 949–958. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01913>

Ridd, P. V. (1996). Flow through animal burrows in mangrove creeks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43(5), 617–625. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0091>

Shinozaki-Mendes, R. A., Silva, J. R. F., Santander-Neto, J., & Hazin, F. H. V. (2013). Reproductive biology of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) in north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(3), 761–768. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000951>

# Cuantificación de los ftalatos en los sedimentos de la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico

Nicole Díaz Padín<sup>1</sup>  
Concepción Rodríguez Fourquet<sup>1</sup>  
Yuleika Martínez Castillo<sup>2</sup>  
Piero Gardinali<sup>3</sup>  
Natalia Soares Quinete<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Puerto Rico Recinto de Bayamón

<sup>2</sup>Universidad de Chicago

<sup>3</sup>Florida International University

**Cita:** N. Díaz., C. Rodríguez., Y. Martínez., P. Gardinali., N. Soares. (2019) Cuantificación de los ftalatos en los sedimentos de la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Los ftalatos se usan comúnmente en productos fabricados con cloruro de polivinilo para aumentar la flexibilidad de estos. Los manglares son lugares de acumulación de ftalatos y podrían causar graves efectos a la fauna del manglar. El propósito de este estudio fue detectar, identificar y cuantificar la concentración de seis ésteres de ftalato en sedimentos de la Reserva Natural Humedal Punta Tuna, en Puerto Rico. Las muestras de sedimento fueron recolectadas en viales de ámbar. Los ftalatos se extrajeron del sedimento utilizando ASE 200. Los compuestos extraídos se evaporaron y analizaron con (GC-MS). De los seis ésteres de ftalato las concentraciones más altas fueron las de DEHP, BBP y DBP. El DEHP tuvo la concentración más alta (99.8 ng / g). Por otro lado, DMP tuvo la concentración más baja de ftalatos (0.27 ng / g) en los sedimentos recolectados. Obtuvimos una concentración promedio de ftalato de 25.7 ng / g ( $\pm$  37.93 ng DE). La presencia de ftalatos en los suelos de los humedales es probablemente el resultado de los desechos domésticos que son transportados por la escorrentía. Los efectos que estos compuestos puedan tener en los organismos que habitan en los sedimentos del manglar son desconocidos.

**Palabras Clave:** ftalatos, plástico, sedimentos, concentración.

## ABSTRACT

Phthalates are commonly used in products made with polyvinyl chloride to increase the flexibility of these. Mangroves are places of accumulation of these compounds and could have serious effects on the mangrove fauna. The purpose of this study was to detect, identify and quantify the concentration of six phthalate esters in sediments of the Punta Tuna Wetland Natural Reserve, Puerto Rico. The sediment samples were collected in amber vials. The phthalates were extracted with ASE 200. The extracted compounds were evaporated and analyzed with GC-MS. Of the six phthalate esters the highest concentrations were those of DEHP, BBP and DBP. DEHP had the highest concentration (99.8 ng / g). On the other hand, DMP had the lowest concentration of phthalates (0.27 ng / g) in the sediments collected. We obtained an average phthalate concentration of 25.7 ng / g ( $\pm$  37.93 ng DE). The presence of phthalates in the soils of wetlands is probably the result of domestic waste that is transported by runoff. The effects that

these compounds may have on the organisms that inhabit the mangrove sediments are unknown.

**key words:** phthalates, plastic, sediment, concentration.

## 1. Introducción

Los ftalatos son sustancias químicas comúnmente utilizadas como plastificantes para aumentar la flexibilidad y suavizar la textura de los productos que se fabrican con cloruro de polivinilo (PVC). Algunos productos fabricados con estos productos químicos son cosméticos, materiales médicos y de construcción, juguetes de plástico, envolturas de plástico y aluminio para alimentos, tubos de plástico y muebles para el hogar. También se utilizan como disolventes, lubricantes y se encuentran en muchos productos de aerosol como pesticidas, productos de fragancia, espray para el cabello y otros.

Estos ésteres del ácido ftálico son lípidos con diferentes grupos alquilo que tienen diferentes longitudes de cadenas de hidrocarburos, lo que los hace poco solubles en agua y con una tasa de degradación lenta. Actúan como aditivos, lo que significa que se unen de forma no covalente a la matriz del material, alcanzando finalmente la superficie y lixiviando del producto que conduce a la acumulación en el medio ambiente. Los ftalatos se dispersan en el medio ambiente, por ejemplo, podemos encontrar estos químicos en todos los cuerpos de agua, organismos acuáticos y terrestres, suelo, sedimentos, plantas e incluso en el aire (Giam et al., 1948).

Debido a que los productos que se fabrican con estos productos químicos son parte del uso diario de los seres humanos, la exposición a los ftalatos puede ser por ingestión oral, inhalación y contacto dérmico. Estos químicos hechos por los humanos pueden tener varios impactos en la salud, actuando como químicos de alteración endocrina (EDC) (Diamanti-Kandarakis et al., 2009). Además de esto tienen efectos estrogénicos (Colón et al. 2000), efectos en el sistema reproductivo (Lovekamp-Swan & Davis, 2003), disminución en el conteo y calidad de espermatozoides (Gray, 1986) y pueden causar inflamación pulmonar (Kim et al., 2018) entre otros efectos.

Puerto Rico se ha visto gravemente afectado por las fuentes de contaminación industrial desde la década de 1950. El aumento en el crecimiento de la población y el desarrollo y expansión de las

regiones/centros urbanos, es también otra causa del aumento de contaminantes en el medio ambiente. La acumulación de estos contaminantes a lo largo de los años podría estar causando efectos adversos en los organismos

La lixiviación de los ftalatos provenientes de productos de uso diario termina eventualmente en los suelos, sedimentos, ríos y océanos que afectan a los animales acuáticos y otros organismos que viven cerca de estos cuerpos de agua. Los humedales al recibir escorrentías provenientes de zonas urbanas o rurales están en riesgo de recibir estos lixiviados que afectan la fauna y flora. Uno de los organismos de interés es el cangrejo de tierra o cangrejo común, *Cardisoma guanhumi*.

Este cangrejo habita las zonas costeras, humedales, desembocaduras de los ríos en las zonas tropicales del Caribe y Océano Atlántico. Además, es parte de una pesca artesanal en áreas costeras de Puerto Rico. Por lo tanto, el propósito de este estudio es detectar, identificar y cuantificar las concentraciones de ftalato en muestras de sedimentos recolectadas en la Reserva Natural Humedal Punta Tuna, Maunabo, Puerto Rico, a fin de evaluar, posteriormente, los riesgos ambientales para el cangrejo azul (*C. guanhumi*) que habita esta zona costera.

## **2. Materiales y métodos**

### ***Productos químicos***

En este estudio, nos hemos centrado en los seis ftalatos más comunes: ftalato de dietilo (DEP), ftalato de di-n-butilo (DBP), ftalato de dimetilo (DMP), bis (2-etilhexil) ftalato (DEHP), bencil butil ftalato (BBP) y di-n-octilftalato (DOP) que se utilizan en productos de consumo y que han sido regulados por la EPA por la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA). Todos los estándares internos (DEP-d4, DBP-d4, DMP-d4, DEHP-d4, BBP-d4, DOP-d4), se adquirieron a una concentración de 100 µg / ml en metanol de AccuStandard (New Haven, Connecticut, EE. UU.).

### ***Colección de sedimentos***

Las muestras de sedimentos (N = 16) se recolectaron en la Reserva Natural Humedal Punta Tuna, Maunabo, Puerto Rico (17.9884 ° N, 65.8852 ° W) en junio de 2018. Trazamos dos transectos de 30 metros paralelos entre sí, tomando una muestra cada cuatro metros para un total de ocho muestras por transecto. Se utilizó un vaso de cristal

para recoger las muestras de sedimento y se almacenó en frascos de ámbar de 8 oz de Thermo Scientific Certified (serie 300). Las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Investigación de Análisis Ambientales (EARL) de la Universidad Internacional de Florida para su análisis.

### **Limpieza de instrumentos**

Toda cristalería, excepto el volumétrico, se quemó en un horno a 400 ° C y se limpió con metanol, acetona, hexano y cloruro de metileno antes de su uso. Para evitar la contaminación, todo el material utilizado en el procedimiento analítico se dejó secar en una superficie de teflón. Para eliminar el azufre de los sedimentos, se utilizaron bolas de cobre, que fueron previamente limpiadas con 75 ml de agua destilada más 75 ml de ácido clorhídrico concentrado.

### **Extracción acelerada de solventes (ASE)**

El modelo ASE 200 de DIONEX (Sunnyvale, CA, EE. UU.) se utilizó para la extracción de los sedimentos. Se agregaron 30 g del sedimento seco con 100 µl de estándar interno (5ppm) y tierra de diatomeas (agente de secado) para reducir la humedad. El volumen final de la extracción se transfirió a un matraz de fondo redondo de 250 ml con bolas de cobre de alambre y chips de teflón y se conectó a una columna Snyder para evaporación a 2 ml. Luego de la evaporación, los extractos se pasaron a través de una columna de cromatografía rellena con lana de vidrio, alúmina, sílice, sulfato de sodio y polvo de cobre para reducir la cantidad de azufre en las muestras. Este volumen final fue recogido en un matraz de fondo redondo de 125 ml y evaporado a 0,9 ml, transfiriendo el volumen a viales ámbar de 1,5 ml de GC para su análisis. Las muestras en blanco y las muestras de sedimento se enriquecieron con una concentración conocida de la mezcla fuera de los estándares de ftalato (5 µg / ml) para evaluar las recuperaciones del método y los efectos de la matriz antes del análisis de GC-MS.

### **Cromatografía de gases / espectrometría de masas (GC / MS)**

El instrumento GC / MS fue el método analítico utilizado para el análisis de la concentración de ftalato en los sedimentos. Para analizar las muestras, establecimos parámetros para la lectura de los seis iones de concentración de ftalatos (Tabla 1).



**Tabla 1: Monitoreo de iones de los ftalatos estudiados en el GC / MS**

<b>Ftalato</b>	<b>Tiempo de retención (min.)</b>	<b>Iones correspondientes (m/z)</b>
<b>DMP</b>	5.28	<b>163</b> , 167, 137
<b>DEP</b>	7.16	<b>149</b> , 153, 181, 154, 125, 108
<b>DBP</b>	13.23	<b>149</b> , 153, 227, 209, 125, 108
<b>BBP</b>	20.64	<b>149</b> , 153, 108
<b>DEHP</b>	24.64	<b>149</b> , 153, 283, 171
<b>DOP</b>	28.93	<b>149</b> , 153, 154

\*Los iones en negrillas fueron utilizados para la cuantificación de cada ftalato.

### Seguro y Control de Calidad

Con el fin de asegurar la calidad del análisis de los datos se analizaron los blancos, los blancos fortificados y las muestras de matriz fortificados. Se analizaron a través del mismo procedimiento que el conjunto de muestras. Las celdas en blanco se analizaron para verificar las fuentes de contaminación.

### 3. Resultados

En la Reserva Natural Humedal Punta Tuna, Maunabo, Puerto Rico, encontramos los seis ftalatos que buscábamos en diferentes concentraciones. Los parámetros de los seis ftalatos fueron establecidos utilizando las nueve replicas ( $n = 9$ ) de los límites de detención, calculando la desviación estándar y los grados de libertad ( $n-1$ ) para buscar el valor  $t$  de 2.896 previamente establecido; multiplicando la desviación estándar y el valor  $t$  de 2.896 se calculó entonces los límites de detención de cada ftalato (Tabla 2). Al mismo tiempo se establecieron los porcentajes de recuperación de los blancos y matrices fortificados (Tabla 3).

Tabla 2: Límites de detección de métodos establecidos (MDL) de los seis ftalatos.

Ftalato	MDL (ng/g)
BBP	10.15
BEHP	5.87
DBP	2.64
DEP	4.18
DMP	15.95
DOP	16.53

Tabla 3: Porcentajes de Recuperación de blancos y matrices fortificadas

Ftalato	Recuperación de Blanco	Promedio de Recuperación de matrices fortificadas	Promedio de Recuperación de blancos y matrices fortificadas
<b>DMP</b>	69.11	84.25	76.68
<b>DEP</b>	95.68	87.65	91.66
<b>DBP</b>	86.71	104.19	95.45
<b>BBP</b>	96.12	130.83	113.48
<b>DEHP</b>	128.72	103.39	116.05
<b>DOP</b>	62.96	49.71	56.33

Se observaron concentraciones variables de ftalatos. De los tres compuestos de bajo peso molecular, DMP se presentó con la concentración promedio más baja  $0.27 \pm 0.35$  ng/g y DBP con la concentración promedio más alta  $9.80 \pm 0.179$  ng/g. De los tres compuestos de alto peso molecular, DOP se presentó con la concentración más baja  $9.35 \pm 27.98$  ng/g y DEHP con la concentración promedio más alta  $99.80 \pm 27.96$  ng/g (Tabla 4).

Tabla 4: Concentración de los ftalatos encontrados en los sedimentos de manglar de la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto rico. Promedio  $\pm$  Desviación Estándar (DE)

<b>Ftalato</b>	<b>Promedio <math>\pm</math>DE (ng/g)</b>
<b>DMP</b>	0.27 $\pm$ 0.35
<b>DEP</b>	3.19 $\pm$ 7.88
<b>DBP</b>	9.80 $\pm$ 0.179
<b>BBP</b>	31.81 $\pm$ 85.04
<b>DEHP</b>	99.80 $\pm$ 27.96
<b>DOP</b>	9.35 $\pm$ 27.98

#### 4. Discusión

Con este estudio se logró identificar y cuantificar la presencia de seis ftalatos en los sedimentos en la Reserva Natural Humedal Punta Tuna en Maunabo, Puerto Rico. El compuesto con la mayor concentración fue DEHP el cual es el ftalato más popular usado en una diversidad de productos porque es accesible, barato y fácil de comprar. La concentración de DEHP encontrada en este estudio es mucho menor a la encontrada en otros lugares del mundo. Por ejemplo, en sedimentos del río Kaveri en India la concentración de DEHP fue 278 ng/g (Selvaraj et al. 2014) y en el estuario del río Wouri en Cameroon la concentración varía de 380 – 710  $\mu$ g/kg (Fusi et al. 2016). La presencia de ftalatos en los sedimentos de ríos, estuarios y humedales es el resultado de desechos industriales, comerciales, domésticos y descargas de aguas usadas en los manglares (Fusi et al. 2016). En el caso de Maunabo la presencia de los ftalatos en los sedimentos del humedal se debe principalmente a los desechos domésticos de las casas y apartamentos que se encuentran aguas arriba y que son transportados por la escorrentía producida por la lluvia. Al ser esta un área una de baja densidad poblacional la concentración de los ftalatos en los sedimentos es mucho menor que la encontrada en otros lugares del mundo los cuales son más poblados y con mayor actividad comercial e industrial.

Los demás ftalatos encontrados en los sedimentos están en concentraciones mucho mas bajas que DEHP. Al igual que en Maunabo, estos ftalatos (BBP, DBP, DOP, DEP y DMP) se encontraron en cantidades menores al DEHP en los sedimentos del río Kaveri en India (Selvaraj et al. 2014). Este mismo patrón se repite en sedimentos del lago Asan en Korea, donde las concentraciones de DBP y DMP fueron menores que la de DEHP y no se detectó la presencia de BBP (Lee et al. 2019).

Los efectos que puedan tener los ftalatos en los organismos que habitan en el sedimento, varían en función del organismo y la concentración a la cual están expuestos. Se ha encontrado que el DEHP no causó efectos letales en el gusano de tierra *Eisenia andrei* ni en dos especies de *Collembola* (Kim et al. 2019). En el estudio de Kim et al. (2019) se utilizaron unas concentraciones de DEHP mucho más altas que las encontradas en los sedimentos de Maunabo. Esto nos lleva a pensar que los efectos que tenga el DEHP serían mínimos en organismo que viven en los sedimentos, como el cangrejo *C. guanhumi*. Sin embargo, queda por probar el efecto de los ftalatos en este cangrejo en Puerto Rico y en otros organismos ya que hay pocos estudios sobre este tema.

## 5. Conclusiones

La presencia de contaminantes ambientales en los sedimentos de los manglares podría causar daños a los organismos que allí habitan, pero va a depender de la concentración a la cual los organismos están expuestos. La concentración de ftalatos encontrada en Maunabo es mucho mas baja en comparación con otras partes del mundo, pero coincide en que el compuesto DEHP es el mas común y con concentraciones más altas. El cangrejo de tierra *Cardisoma guanhumi* que habita las áreas costeras y de manglares de Puerto Rico podría verse afectado por la presencia de los ftalatos. Ahora que hemos determinado la concentración base en los sedimentos, los estudios futuros incluirán experimentos eco toxicológicos que expongan cangrejos de tierra a diferentes concentraciones de ftalato para establecer la concentración de efecto no observado y la concentración de efecto observado más baja que es capaz de producir efectos adversos.

### Referencias bibliográficas

Colón, I., Caro, D., Bourdony, C. y Rosario, O. (2000). Identification of Phthalate Esters in the Serum of Young Puerto Rican Girls with premature Breast Development. *Environmental Health Perspectives*, 108(9) p. 895. doi:10.2307/3434999.

Diamanti-Kandarakis, E., Bourguignon, J. P., Giudice, L. C., Hauser, R., Prins, G. S., Soto, A. M., ... & Gore, A. C. (2009). Endocrine-disrupting chemicals: an Endocrine Society scientific statement. *Endocrine reviews*, 30(4), 293-342. doi:10.1210/er.2009-0002

Fusi, M., Beone, G. M., Suciú, N. A., Sacchi, A., Trevisan, M., Capri, E., ... & Cannicci, S. (2016). Ecological status and sources of anthropogenic contaminants in mangroves of the Wouri River Estuary (Cameroon). *Marine pollution bulletin*, 109(2), 723-733.

Gray, T. J., & Gangolli, S. D. (1986). Aspects of the testicular toxicity of phthalate esters. *Environmental health perspectives*, 65, 229-235.

Kim, D., Cui, R., Moon, J., Kwak, J. I., & An, Y. J. (2019). Soil ecotoxicity study of DEHP with respect to multiple soil species. *Chemosphere*, 216, 387-395.

Kim, Y. M., Kim, J., Cheong, H. K., Jeon, B. H., & Ahn, K. (2018). Exposure to phthalates aggravates pulmonary function and airway inflammation in asthmatic children. *PloS one*, 13(12), e0208553.

Lovekamp-Swan, T., & Davis, B. J. (2003). Mechanisms of phthalate ester toxicity in the female reproductive system. *Environmental health perspectives*, 111(2), 139-145.

Selvaraj, K. K., Sundaramoorthy, G., Ravichandran, P. K., Girijan, G. K., Sampath, S., & Ramaswamy, B. R. (2015). Phthalate esters in water and sediments of the Kaveri River, India: environmental levels and ecotoxicological evaluations. *Environmental geochemistry and health*, 37(1), 83-96.

Silva, M. J., Barr, D. B., Reidy, J. A., Malek, N. A., Hodge, C. C., Caudill, S. P., ... & Calafat, A. M. (2004). Urinary levels of seven phthalate metabolites in the US population from the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) 1999-2000. *Environmental health perspectives*, 112(3), 331-338.

# **Atributos estructurales y caída de hojarasca de Avicennia germinans en el manglar de Tumulco, Tuxpan, Veracruz**

Rosa Castillero

**Cita:** R. Castillero (2019) Atributos estructurales y caída de hojarasca de Avicennia germinans en el manglar de Tumulco, Tuxpan, Veracruz. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Se evaluó los atributos estructurales y la caída de hojarasca de *Avicennia germinans* en 8 parcelas de monitoreo (10 x 30 m) desde diciembre de 2018 hasta agosto de 2019. Se cuantificaron 358 árboles de *Avicennia germinans* en un área de 2400 m<sup>2</sup>, los árboles presentaron una altura promedio de 7.15 m, un DAP de 13.57 cm, un área basal de 27.68 m<sup>2</sup>/ha y una densidad de 1492 árboles/ha. La categoría diamétrica más abundante fue la de brinzales (2.5–5.0 cm) y la de altura fue la categoría II (5.53–9.06 m). El componente más abundante de la hojarasca fueron las hojas con un 76 %, seguido de las ramas con 19 %, misceláneos con 4 % y con menor aporte los frutos con un 1 %. La caída de hojarasca presentó un promedio de 1.31 g/m<sup>2</sup>/día que corresponde a 39.3 g/m<sup>2</sup>/mes y 478.15 g/m<sup>2</sup>/año. Los individuos de *Avicennia germinans* presentaron una distribución asimétrica negativa. La caída de hojarasca se observó durante todo el año, presentando dos picos uno en mayo y otro en agosto.

**Palabras Clave:** *Avicennia germinans*, atributos estructurales, manglar, caída de hojarasca

## ABSTRACT

The structural attributes and litterfall of *Avicennia germinans* were evaluated in 8 monitoring plots (10 x 30 m) from december 2018 to august 2019. 358 *Avicennia germinans* trees were quantified in an area of 2400 m<sup>2</sup>, the trees presented an average height of 7.15 m, a DAP of 13.57 cm, a basal area of 27.68 m<sup>2</sup>/ha and a density of 1492 trees/ha. The most abundant diametric category was that of brinzales (2.5-5.0 cm) and that of height was category II (5.53-9.06 m). The most abundant component of litterfall production was the leaves with 76%, followed by the branches with 19%, miscellaneous with 4% and with less contribution, the fruits with 1%. The litterfall presented an average of 1.31 g/m<sup>2</sup>/ day corresponding to 39.3 g/m<sup>2</sup>/ month and 478.15 g/m<sup>2</sup>/year. The individuals of *Avicennia germinans* presented a negative asymmetric distribution. The litterfall production was observed throughout the year, presenting two peaks one in May and one in August.

**key words:** *Avicennia germinans*, structural attributes, mangrove, litterfall production

## 1. Introducción

Los manglares son ecosistemas de pantano, cuyo elemento principal son los árboles leñosos llamados mangles (Mejía-Quiñones et al., 2014). Estos ecosistemas se desarrollan en zonas tropicales y subtropicales del planeta (ANAM-ARAP, 2013). La distribución de los manglares en diferentes latitudes puede tener efectos sobre diferentes atributos estructurales de los manglares (López y Ezcurra, 2002).

Dentro de un manglar es de suma importancia estudiar los parámetros estructurales de los árboles, ya que permiten evaluar el comportamiento de los árboles individuales y de las especies dentro de un bosque (Alvis-Gordo, 2009). Los manglares representan ecosistemas de gran importancia, puesto que contribuyen enormemente a la productividad primaria (Mohamed et al., 2008). La manera más común de evaluar la productividad primaria en manglares es a través de la caída de hojarasca, ya que permite determinar qué tan funcional es un manglar, además, es un aspecto primordial para el cálculo de la energía y los flujos de nutrientes hacia los ecosistemas adyacentes (Mohamed et al., 2008).

Son numerosos los trabajos que se han realizado sobre estructura de manglares destacando los de Rossalino-Jiménez (2015), quien estudió la estructura del manglar y su asociación con los parámetros fisicoquímicos del agua, mientras que Basáñez-Muñoz et al. (2006) evaluaron la estructura y uso del manglar, ambos en Tumulco. Mientras que Alfaro-Sibaja et al. (2015) y Veliz-Rodríguez (2011) evaluaron la composición florística del manglar.

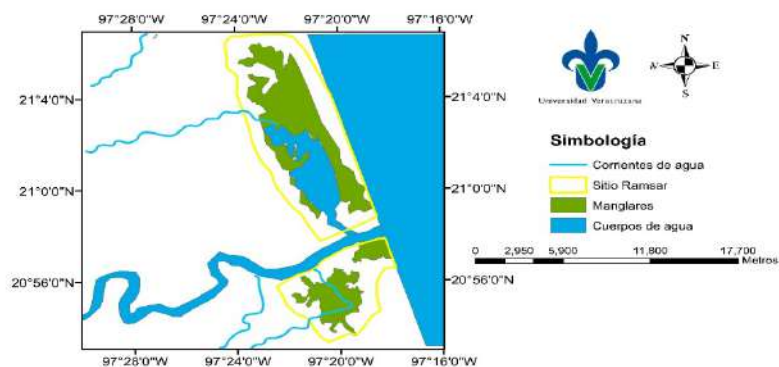
En cuanto a la caída de hojarasca destacan los trabajos de Martínez-Ballesteros et al. (2014) quienes determinaron que la caída de hojarasca de *Avicennia germinans* no presentó variación entre estaciones (seca, lluviosa). Mientras que García-Hansen et al. (2012) y Grimaldi (2012) estimaron una mayor caída de hojarasca en la época de lluvias. El aporte fluvial, la temperatura, el efecto del viento, la inundación y la salinidad son factores que influyen en la caída de hojarasca (Estrada-Durán et al., 2001; Félix-Pico et al., 2006; Kamruzzaman et al., 2017). El presente estudio determinó la estructura, estimó la variación mensual de la caída de hojarasca de *Avicennia germinans* y determinó su relación con los parámetros ambientales.



## 2. Materiales y métodos

### Área de estudio

El presente estudio se realizó en el manglar de Tumilco, localizado entre los 20°54' y 20°56' de latitud norte y entre los 97°21' y 97°18' de longitud oeste (INEGI, 2001). El manglar de Tumilco forma parte del Sitio Ramsar No 1602 "Manglares y Humedales de Tuxpan" los cuales se ubican en la Región Huasteca, en la Llanura Costera del Golfo de México, en el estado de Veracruz, a  $\pm$  10 km al oeste de la ciudad y puerto de Tuxpan, municipio de Tuxpan (Fig.1) (Basáñez-Muñoz, 2005).



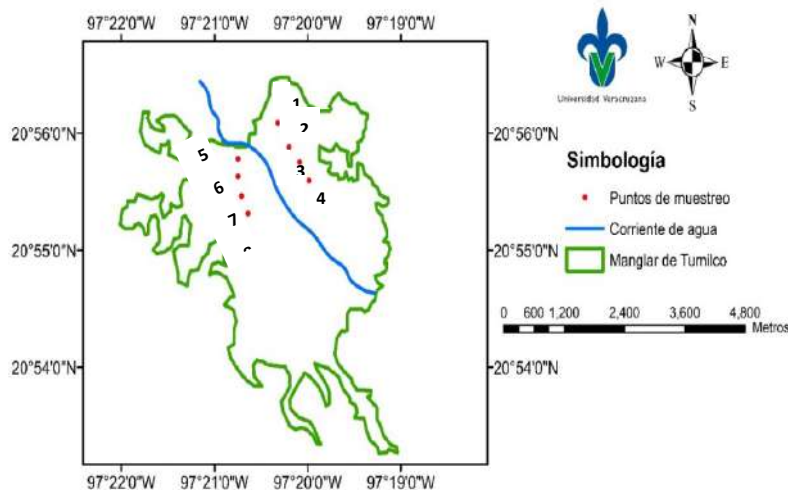
**Fig.1.** Ubicación del área de estudio en el Sitio "Ramsar Manglares y humedales de Tuxpan".Tumilco, Tuxpan, Veracruz.

La zona presenta un clima Am(f), 100 % cálido húmedo, la temperatura media anual es mayor a 22 °C y la temperatura del mes más frío es mayor a 18 °C. El manglar de Tumilco es de tipo arbóreo bajo y está representado por tres especies de mangle: *Rhizophora mangle* (rojo mangle), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) (Lara-Domínguez et al., 2009).

### Estructura del manglar

Para llevar a cabo el estudio se realizaron muestreos mensuales desde noviembre de 2018 hasta agosto de 2019. Se midieron 100 m desde el borde del manglar hacia su parte interna para abarcar el manglar monoespecífico de *Avicennia germinans*, estableciéndose dos sitios de muestreo, uno a cada lado del

estero, en cada sitio se establecieron 4 parcelas de 10 x 30 m separadas por 300 m (Fig.2).



**Fig. 2.** Localización de los sitios de muestreo.

En cada parcela, se midió con un clinómetro el ángulo de los árboles de *Avicennia germinans* para calcular la altura de los mismos y con una cinta métrica flexible se midió la circunferencia de los árboles a una altura de 1.30 m, este valor se transformó a diámetro; se tomaron en cuenta exclusivamente los árboles con diámetro a la altura de pecho (DAP) mayor a 2.5 cm (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984; Estrada et al., 2001; Melo y Vargas, 2003). Se utilizaron tres categorías de tamaño de altura: 2.0–5.52 m, 5.53–9.06 m y 9.07–12.60 m (Chicas-Batres et al., 2016). Además, se emplearon tres categorías diamétricas que fueron establecidas por Cintrón y Schaeffer-Novelli (1992), las cuales incluyen: brinzales ( $2.5 \leq - < 5$  cm), latizales ( $5 \leq - < 10$  cm) y fustales ( $\geq 10$  cm).

A partir de esos datos se calculó:

Área basal (AB)=  $DAP^2(m) * 3.1416/4$  (Navarrete-Ramírez et al., 2014)

Densidad: Definida como el número de árboles por hectárea

### **Caída de hojarasca**

En cada sitio se colocaron al azar 36 canastas (nueve por parcela) colectoras de hojarasca de 0.25 m<sup>2</sup>. Las canastas se construyeron

de 50 cm de largo por 50 cm de ancho, confeccionadas con alambre y con luz de malla de 1 mm<sup>2</sup> de apertura (Félix-Pico et al., 2006; Rodríguez et al., 2012). Las canastas se colocaron a una altura de 1.60 m sobre la superficie del suelo, sostenidas y atadas por cuerdas a las ramas de los árboles (Rodríguez et al., 2012). Mensualmente se colectó la hojarasca de cada canasta, el material orgánico se colocó en bolsas herméticas debidamente rotuladas y se transportó al laboratorio para su procesamiento (Martínez-Ballesteros et al., 2014). En el laboratorio el material colectado se separó en hojas, ramas, flores, frutos y misceláneos y se secó en un horno convencional a 80°C durante 48 h y posteriormente se pesó en una balanza semianalítica de 0.01 g de precisión (Martínez-Ballesteros et al., 2014).

#### **Parámetros ambientales**

Se obtuvieron registros mensuales de temperatura ambiente, velocidad del viento y precipitación de la estación meteorológica de la CONAGUA ubicada en el vivero de la SEMARNAT, en Tuxpan, Veracruz.

#### **Análisis estadísticos**

Al no cumplirse los supuestos de normalidad se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para comparar la caída de hojarasca entre meses de muestreo, la prueba de U de Mann-Whitney para comparar los parámetros estructurales entre sitios de muestreo y la correlación de Spearman para relacionar los parámetros ambientales con la caída de hojarasca.

### **3. Resultados**

#### **Altura**

Se cuantificaron 358 árboles de *Avicennia germinans* en un área total de muestreo de 2400 m<sup>2</sup>, los árboles presentaron una altura promedio de 7.15 m. A nivel de sitio no se encontraron diferencias significativas (Mann-Whitney,  $z = 0.48$ ,  $p < 0.05$ ). Se observó que el sitio uno (cuadrantes 1,2,3,4) presentó una altura promedio de 7.11 m y el sitio dos (cuadrantes 5,6,7,8) una altura de 7.20 m (Cuadro 1). La categoría II (5.53 – 9.06 m) fue la más abundante en ambos sitios y la categoría III (9.07 – 12.60 m) fue la menos abundante (Cuadro 2).

## DAP

Se encontró un DAP promedio de 13.57 cm. Se presentaron diferencias significativas en el DAP entre sitios (Mann-Whitney,  $z = 3.87$ ,  $p < 0.05$ ). Observándose un DAP de 16.44 cm para el sitio uno (cuadrantes 1,2,3,4) y de 10.71 cm para el sitio dos (cuadrantes 5,6,7,8) (Cuadro 1). La categoría III (Fustales) fue la más abundante tanto en el sitio uno (cuadrantes 1,2,3,4) como en el sitio dos (cuadrantes 5,6,7,8) y la menos abundante en los dos sitios fue la categoría I (Brinzales) (Cuadro 3).

## Área basal

Se registró un área basal promedio de 27.68 m<sup>2</sup>/ha, el área basal varió entre sitios (Mann-Whitney,  $z = 3.91$ ,  $p < 0.05$ ). El sitio uno (cuadrantes 1,2,3,4) presentó un valor de 25.95 m<sup>2</sup> y el sitio dos (cuadrantes 5,6,7,8) un valor de 29.41 m<sup>2</sup> (Cuadro 1).

## Densidad

La densidad promedio encontrada fue de 1492 árboles/ha. Se encontró diferencias entre la densidad de un sitio y otro (Mann-Whitney,  $z = 3.50$ ,  $p < 0.05$ ). El sitio uno presentó una densidad promedio de 733 árboles/ha y el sitio dos una densidad de 2250 árboles/ha (Cuadro 1).

Cuadro 1. Atributos estructurales de *Avicennia germinans* en el manglar de Tumulco

Sitio	Altura (m)	DAP (cm)	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	Densidad (árboles/ha)
1	7.11	16.44	25.95	733.00
2	7.20	10.71	29.41	2250.00

Cuadro 2. Categorías de tamaño por altura de *Avicennia germinans* en el manglar de Tumulco

Categorías de tamaño por altura	Sitio 1	Sitio 2
2.0 – 5.52 m	25	73
5.53 – 9.06 m	50	150
9.07 – 12.60 m	15	45

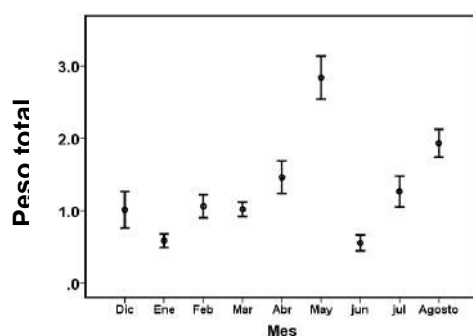
## Manglares de América

Cuadro 3. Categorías diamétricas de *Avicennia germinans* en el manglar de Tumilco

Categorías diamétricas	Sitio 1	Sitio 2
2.5-5.0 cm	15	50
5.0-10 cm	20	110
< 10 cm	50	115

**Caída de hojarasca**

La caída de hojarasca promedio para *Avicennia germinans* en el manglar de Tumilco fue de 1.31 g/m<sup>2</sup>/día, que corresponde a 39.3 g/m<sup>2</sup>/mes y 478.15 g/m<sup>2</sup>/año. Se encontraron diferencias significativas entre meses de muestreo (Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ), siendo mayo el mes que registró el mayor valor promedio en la caída de hojarasca con 2.84 g/m<sup>2</sup>/día y junio el mes con el menor valor promedio con 0.56 g/m<sup>2</sup>/día (Fig.3).



**Fig. 3.** Comportamiento mensual de la hojarasca total de *Avicennia germinans*.

El componente más abundante de la hojarasca fueron hojas con un 76 %, seguido de las ramas con 19 %, misceláneos con 4 % y con menor aporte, los frutos con un 1 %. Las hojas fueron el componente más abundante en todos los meses, siendo su biomasa mayor en el mes de mayo; los frutos estuvieron ausentes en todos los meses excepto en agosto. Por otra parte, los misceláneos presentaron su mayor biomasa en febrero, mientras que las ramas lo hicieron en junio y las flores en julio (Cuadro 4). Se

encontró variación en los componentes de la hojarasca a lo largo de los meses (Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ).

Cuadro 4. Componentes de la hojarasca de *Avicennia germinans* en el manglar de Tumilco

Mes	Hojas (m <sup>2</sup> /día)	Frutos (m <sup>2</sup> /día)	Misceláneos (m <sup>2</sup> /día)	Ramas (m <sup>2</sup> /día)	Flores (m <sup>2</sup> /día)
Diciembre	0.59	0.00	0.07	0.34	0.00
Enero	0.46	0.00	0.05	0.07	0.00
Febrero	0.75	0.00	0.14	0.17	0.00
Marzo	0.96	0.00	0.03	0.03	0.00
Abril	0.69	0.00	0.02	0.73	0.00
Mayo	2.59	0.00	0.05	0.19	0.00
Junio	0.28	0.00	0.11	0.95	0.06
Julio	0.50	0.00	0.11	0.07	0.64
Agosto	1.81	1.93	0.07	0.03	0.07

#### Parámetros ambientales y su relación con la caída de hojarasca

Se observó que la temperatura ambiental presentó su máximo valor promedio en julio, la velocidad del viento en mayo y la mayor precipitación en junio y los mínimos promedios se registraron en enero, febrero y abril respectivamente (Cuadro 5).

Cuadro 5. Variación mensual de los parámetros ambientales

Mes	Temperatura (°C)	Velocidad del viento (m/s)	Precipitación acumulada (mm)
Diciembre	20.68	1.48	26.7
Enero	19.9	1.55	59.2
Febrero	21.61	1.39	9.4
Marzo	21.16	1.45	49.2
Abril	24.77	1.57	5.8
Mayo	29.29	1.64	100.3
Jun	29.4	1.55	159.8
Julio	29.46	1.55	28

La temperatura, la velocidad del viento y la precipitación no presentaron ninguna relación con la caída de hojarasca ( $r = 0.45$ ,  $p > 0.05$ ,  $r = 0.01$ ,  $p > 0.05$ ,  $r = 0.53$ ,  $p > 0.05$ ), respectivamente.

#### 4. Discusión

En el presente estudio se registró una altura promedio para *Avicennia germinans* de 7.15 m, este valor fue cercano al reportado para la misma área de estudio por Basáñez et al. (2006) y Santiago-Molina (2018) quienes obtuvieron una altura de 8.32 m y 8.47 m respectivamente. Superior al reportado para Tamiahua (4.73 m) por Martínez-Hernández (2013) y para la Laguna de Tampamachoco (4.50 m) por Cárdenas-Del Ángel (2014). Vásquez-Muñoz (2000) sugiere que la intrusión mareal, el aporte de agua dulce, la temperatura y el microrelieve son factores que indican en la variación de este parámetro estructural.

En cuanto a las clases diamétricas se observó que los fustales (10 > cm) fueron la clase dominante, cuando se presenta esta condición corresponde a árboles con una distribución asimétrica negativa, ya que existe una alta proporción de árboles de mayor tamaño, estos resultados fueron contrarios a los reportados por Agudelo et al. (2015) y Hoyos et al. (2013) en Colombia, Alfaro-Sibaja et al. (2015) en Costa Rica, Estrada-Durán et al. (2001) en México quienes determinaron una distribución en forma de J invertida, puesto que los individuos censados se ubicaron por debajo de los 10 cm de DAP. Hernández-Ávila (2014) señaló que un aumento en los diámetros de los troncos de los árboles se debe a la captación de carbono atmosférico y al incremento de la productividad primaria.

Se observó que el sitio con mayor densidad presentó la mayor área basal, resultados que coinciden con lo reportado por Estrada-Durán et al. (2001), quienes señalaron que las áreas donde se presenta esta condición corresponden a bosques más desarrollados.

Se encontró una caída de hojarasca de 1.31 g/m<sup>2</sup>/día, valor que fue inferior al reportado por Martínez-Ballesteros en Colombia y Grimaldi (2012) en El Salvador con 6.22 g/m<sup>2</sup>/día y 3.85 g/m<sup>2</sup>/día, respectivamente. Twilley (1995) sugiere que la variación en la caída de hojarasca entre sitios se asocia con las mareas, el flujo de agua y los vientos. La baja caída de hojarasca encontrada en este estudio puede estar relacionada con otros factores no contemplados como la topografía del terreno, nutrientes en el suelo, parámetros fisicoquímicos del suelo.

Grimaldi (2012) en El Salvador y Martínez-Ballesteros (2014) en Colombia, determinaron que las hojas aportaron el 70% de la producción total de hojarasca, resultados que coinciden con los encontrados en este estudio, puesto que las hojas fueron el componente más abundante en todos los meses, con picos en mayo y agosto.

En este estudio se observó que los frutos estuvieron ausentes a lo largo del año, excepto en agosto, mientras que las flores aparecieron de junio a agosto. López-Portillo (1985) sugiere que este comportamiento es una estrategia de vida de *Avicennia germinans*, ya que la producción de hojarasca está en función de las condiciones ambientales; Grimaldi también menciona que la composición de la hojarasca no es constante a lo largo del año y esto está relacionado con los patrones fenológicos de las especies.

Rodríguez et al. (2012) en Panamá y Palacios y Vargas (1991) en Colombia señalaron que la caída de hojarasca no mostró ninguna relación con los parámetros ambientales de la zona, resultados que coinciden con los reportados en este estudio.

## 5. Conclusiones

Los individuos de *Avicennia germinans* presentaron una distribución asimétrica negativa, ya que se encontró un mayor número de árboles con un diámetro mayor a los 10 cm. Las características estructurales variaron de un sitio a otro, pero en general los árboles presentaron un buen desarrollo estructural con alturas de 7.07 m y un DAP de 12.20 cm. Se observó una temporalidad en la producción de frutos y flores, probablemente asociado a los patrones fenológicos de *Avicennia germinans*. El conocimiento de los parámetros estructurales permite hacer una evaluación general de la condición del manglar, mientras que el estudio de la caída facilita la estimación del flujo de carbono, lo que puede llevar a una valoración económica del ecosistema.

## Referencias bibliográficas

Agudelo, M. C., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L., Yepes, A. y Sierra, A. (2015). Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 63 (4), 1137-1147.

Alfaro-Sibaja, L., Barquero-Salgado, D., Fonseca, A., Montoya-Solano, R., Morales-Cerdas, V. y Ramírez-Arce, D. (2015). Estructura



y composición vegetal del manglar Palo Seco, Quepos, Costa Rica. Cuadernos de Investigación UNED, 7(2), 325-332.

Alvis-Gordo, J. F. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. Facultad de Ciencias Agropecuarias, 7(1), 116-122.

Autoridad Nacional del Ambiente y Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ANAM- ARAP). (2013). Manglares de Panamá: importancia, mejores prácticas y regulaciones vigentes. Editora Novo Art, S.A. Panamá. 20 pp.

Basáñez-Muñoz, A. (2005). Ficha Informativa de los Humedales Ramsar (FIR). Oficina de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza. 12 pp.

Basáñez-Muñoz, A., Olmedo-Pérez, G. y Rojas-Mencio, P. (2006). Características estructurales y uso del manglar en el ejido Cerro de Tumilco, Tuxpán, Veracruz. México. Revista UDO Agrícola, 6(1), 114-120.

Cárdenas del Ángel, S. I. (2014). Ensayos de reforestación en un área degradada de manglar en el Sitio Ramsar no.1602 (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz. México.

Chicas-Batres, F. A., González-Leiva, J. A. y Sayes, J. A. (2016). Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador. Rev. COMUN. Cient. Technol, 2(1), 52-64.

Cintrón, G. y Schaeffer-Novelli, Y. (1984). Methods for studying mangrove structure. 91-113. En Chicas-Batres, F. A., González-Leiva, J. A. y Sayes, J. A. (2016). Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador. Rev. COMUN. Cient. Technol, 2(1), 52-64.

Estrada-Durán, G., Cupul-Magaña, F. G. y Cupul-Magaña, A. L. (2001). Aspectos de la estructura y producción de hojarasca del bosque de manglar del estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco. Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, México. 12 pp.

Félix-Pico, E., Holguín-Quiñones, O., Hernández-Herrera, A. y Flores-Verdugo, F. (2006). Producción Primaria de los mangles del estero El Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur). Universidad Autónoma de Baja California. México. Ciencias Marinas, 32, 53-63.

García-Hansen, I., Gaviria-Chiquazuque, J. F., Prada-Triana, M. y Álvarez-León, R. (2002). Producción de hojarasca de los manglares de la Isla de San Andrés, Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 50(1), 273-291.

Grimaldi, C. S. (2012). Productividad primaria y retorno de nutrientes al ecosistema de manglar de las islas colindantes al canal El Zapatero, área natural protegida barra de Santiago, departamento de Ahuachapán (Tesis de Licenciatura). Universidad de EL Salvador. El Salvador.

Hernández-Ávila, A. (2014). Estado actual de la biodiversidad marino-costera, en la región de los Archipiélagos del Sur de Cuba. Centro Nacional de Áreas Protegidas. La Habana. Cuba. Impresos Dominicanos. 200 pp.

Hoyos, R., Urrego, L. y Lema, A. (2013). Respuesta de la regeneración natural en manglares del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intraanual. *Rev. Biol. Trop.*, 61 (3), 1445-1461.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2001. Cuaderno Estadístico Municipal. Gobierno del Estado de Veracruz e Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 18 pp.

Kamruzzaman, M, Ahmed S. y Osaa, A. (2017). Biomass and Net Primary Productivity of Mangrove Communities Along the Oligohaline Zone of Sundarbans, Bangladesh. *Forest Ecosystems*, 4(16), 1-9.

Lara-Domínguez, A. L.; J. López-Portillo; A. Ávila-Ángeles y A. D. VázquezLule. (2009). Caracterización del sitio de manglar Tuxpan, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.

López-Portillo, J. L. y Ezcurra, E. (1985). Litter fall of *Avicennia germinans* L. in a One Year Cycle in a Mudflat at the Laguna de Mecoacan, Tabasco, Mexico. *Biotropica*, 17(3), 186-19.

López-Portillo, J. y Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*, 8(1), 27-51.

## Manglares de América

Lovelock, C. E., Feller, I. C., Mckee, K. L. y Thompson, R. (2005). Variation in Mangrove Forest Structure and Sediment Characteristics in Bocas del Toro, Panama. *Caribbean Journal of Science*, 41(3), 456-464.

Martínez-Ballesteros, A. J., Plaza-Rodríguez, C. M. y Guevara, G. (2014). Aporte de hojarasca del mangle negro (*Avicennia germinans* L.) en el Caribe Colombiano. *Rev. Luna Azul*, 38, 218-230.

Martínez-Hernández, M. (2013). Evaluación de la pérdida de superficie de los manglares del municipio de Tamiahua Veracruz (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana, Veracruz, México.

Mejía-Quiñones, L. M., Molina-Jiménez, M. P., Sanjuan-Muñoz, A., Grijalba Bendeck, M. y Niño-Martínez, L. M. (2014). Bosque de manglar, un ecosistema que debemos cuidar. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Instituto Colombiano de Desarrollo Rural. Cartagena D. T. 27 pp.

Melo, O. y Vargas, R. (2003). Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. Colombia. 183 pp.

Mohamed, O. S., Mangion, P., Mwangi, S., Kairo, J., Dahdouh, F. G. y Koedam, N. (2008). Productivity in a Peri-Urban Mangrove: Does Sewage Exposure Have an Impact? Submitted to *Hydrobiologia*, 82-101.

Navarrete-Ramírez, S. M. y Rodríguez-Rincón, A. M. (2014). Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 67, Santa Marta. 40 pp.

Palacios, M.A y Vargas, E. (1991). Determinación de la productividad primaria del manglar en Cabo Manglares. Costa pacífica colombiana. *Boletín Científico. CCCP. Colombia*, 2, 50-68. En Rodríguez, E., Chang, J. y Goti, I. (2012). Productividad primaria del manglar de *Rhizophora mangle* en el canal estuarino de Isla de Cañas, provincia de Los Santos, República de Panamá. *Tecnociencia*, 14(2), 85-99

Rodríguez, E., Chang, J. y Goti, I. (2012). Productividad primaria del manglar de *Rhizophora mangle* en el canal estuarino de Isla de Cañas, provincia de Los Santos, República de Panamá. *Tecnociencia*, 14(2), 85-99.

Rossalino-Jiménez, M. (2015). Estructura del mangle y la asociación con características fisicoquímicas de agua y suelo en Tumulco, Mpio. de Tuxpan, Ver (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana, México.

Samper-Villarreal, J. y Silva-Benavides, A. M. (2015). Complejidad estructural de los manglares de Playa Blanca, Escondido y Rincón de Osa, Golfo Dulce, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 63(1), 199-208.

Santiago-Molina, L. S. (2018). Estimación del potencial de captura de carbono (C) del bosque de manglar de Tumulco de Tuxpan, Veracruz, México (Tesis de Maestría). Universidad Veracruzana, Veracruz, México.

Twilley, R. R. (1995). Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. En Bernini, E. y Rezende, C. E. 2010. Litterfall in a Mangrove in Southeast Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4), 508-519.

Vásquez-Muñoz, J. (2000). Estructura de los bosques de mangle del Valle de Los Cangrejos y El Ríito, delta del río Ranchería, Caribe, colombiano (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional de Colombia.

Veliz-Rodríguez, J. L. (2009). Diversidad y estructura de los manglares de Tecomán, Colima, México. (Tesis Pregrado). Universidad Autónoma Agraria Antonio Navarro. México.

# Descomposición de la hojarasca del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en un sector del Caribe Venezolano

Vanessa Acosta-Balbás<sup>1</sup>  
Giovanna La Manna<sup>2</sup>  
Roger Velásquez<sup>3</sup>  
José Imery<sup>4</sup>  
Ana María Santana-Piñeros<sup>3</sup>  
Yanis Cruz<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Biología, Laboratorio de Ecología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Venezuela, Universidad Técnica de Manabí.

<sup>2</sup>Grupo de Investigación de Biodiversidad y Ecología de Ecosistemas Acuáticos, Escuela de Acuicultura y pesquería, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Técnica de Manabí

<sup>3</sup>Grupo de investigación en Sanidad Acuícola, Inocuidad y Salud Ambiental, Escuela de Acuicultura y Pesquería, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Técnica de Manabí

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones Ecológicas, Guayaquán, Universidad de Oriente, Venezuela.

**Cita:** V. Acosta-Balbás., G. La Manna., R. Velásquez., J. Imery., A. Santana-Piñeros., Y. Cruz. (2019) Descomposición de la hojarasca del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en un sector del Caribe Venezolano. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Se evaluó la velocidad de descomposición de la hojarasca del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en las ensenadas de Carenero y Turpialito, con la finalidad de conocer la fracción de tiempo que dura el proceso. Se colocaron 5 g de hojas senescentes en bolsas tipo malla en dos sustratos diferentes (suelo y agua) durante 14 semanas, donde se tomaron registros de temperatura, salinidad y pH. En la primera semana, se registró una pérdida simultánea de la hojarasca 55 % en Turpialito y del 25-30 % en Carenero, en ambos sustratos. El modelo de regresión lineal, fue el que mejor se ajustó a la dinámica de descomposición con respecto al tiempo (semanas), evidenciándose que el proceso de degradación fue ligeramente mayor en el agua en ambas ensenadas. La velocidad de descomposición en cada sustrato se produce de manera independiente en relación a los factores ambientales que predominan en cada ensenada. EL efecto combinado de la temperatura, salinidad, pH y disponibilidad de sustrato en Turpialito, aceleraron en su conjunto el proceso de descomposición de la hojarasca, siendo este proceso más eficiente en Turpialito, por el menor porcentaje de biomasa remanente (4.77 %), lo cual indica una contribución continua de nutrientes.

**Palabras Clave:** Temperatura, pH, tasa de remanencia, sustrato de descomposición, Caribe.

## ABSTRACT

The decomposition rate of red mangrove litter (*Rhizophora mangle*) in the Carenero and Turpialito inlets was evaluated in order to know the fraction of time the process lasts. Five g of senescent leaves were placed in mesh-type bags on two different substrates (soil and water) for 14 weeks, where records of temperature, salinity and pH were taken. In the first week, there was a simultaneous loss of 55% in Turpialito and 25-30% in Carenero, in both substrates. The linear regression model was the one that best adjusted to the decomposition dynamics with respect to time (weeks), evidencing that the degradation process was slightly greater in the water in both inlets. The rate of decomposition in each substrate occurs independently in relation to the environmental factors that predominate in each inlet. The combined effect of temperature, salinity, pH, availability of

substrate in Turpialito, accelerated the litter decomposition process as a whole, this process being more efficient in Turpialito, due to the lower percentage of remaining biomass (4.77%), which indicates a continuous contribution of nutrients.

**key words:** Temperature, pH, remanence rate, decomposition substrate, Caribbean.

## 1. Introducción

Una característica fundamental de los manglares, es su alta productividad primaria y el aporte de carbono a las zonas costeras; siendo la cantidad de hojarasca producida y descompuesta por unidad de área y tiempo, el indicador de productividad más empleado (Kristensen et al., 2008; Spalding et al., 2010). Hasta el momento, se han identificado diferentes factores que influyen en la velocidad de descomposición como la temperatura, humedad y ubicación geográfica (Imgraben & Dittmann, 2008; Galeano et al., 2010; Querales et al., 2012; Lima & Colpo, 2014), variación temporal y medio de descomposición (Sierra-Rozo et al., 2009), composición de especies del manglar y características físicas del suelo (Dick & Osunkoya, 2000; Orihuela et al., 2004; Barroso-Matos et al., 2012).

Determinar la fracción de tiempo en el que se produce la descomposición de la hojarasca como vía de sustento nutritivo en la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, es importante ya que permite conocer cuál es el aporte del manglar en relación a la materia orgánica que puede ser liberada al medio circundante. Es por ello, que en este estudio se determinó la velocidad en la cual se descompone la hojarasca de *R. mangle* en relación al tiempo, sustrato y factores ambientales, en dos ensenadas tropicales.

## 2. Materiales y métodos

Áreas de estudio: Las ensenadas de Carenero (10°26'42"N y 64°02'16"O) y Turpialito (10° 26' 05" N y 64° 02' 56" O), se encuentran ubicadas al sur del Mar Caribe, Golfo de Cariaco-Venezuela (Fig. 1). El manglar en Carenero (5368,70 m<sup>2</sup>) y Turpialito (4001,43 m<sup>2</sup>), presentan coberturas diferentes, con una distribución discontinua en pequeños parches de *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*, siendo la especie dominante *Rhizophora mangle*, la cual domina y bordea la línea costera en ambas ensenadas.

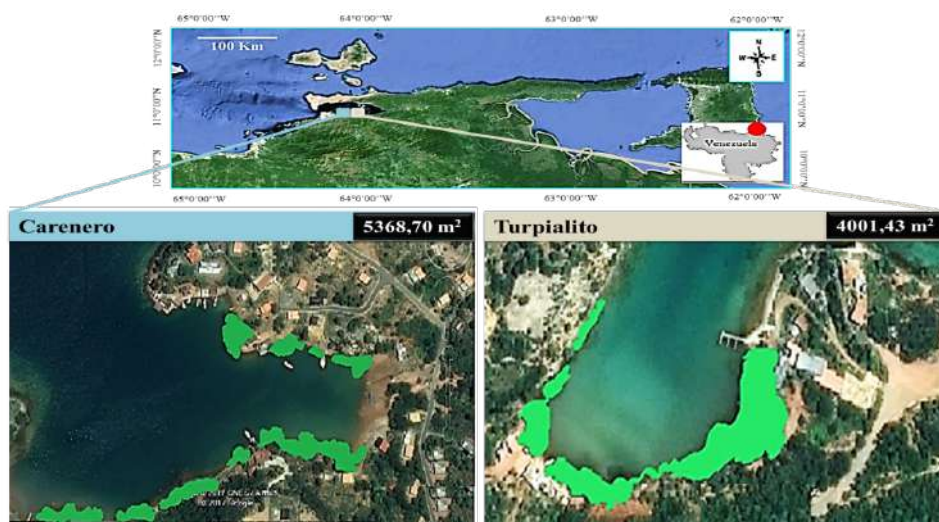


Figura 1. Ubicación geográfica del golfo de Cariaco, Venezuela. (A) Ensenada de Carenero y (B) Ensenada de Turpialito. En el borde superior derecho de A y B se muestra en verde, la cobertura en área de mangle en cada ensenada.

Factores ambientales: Semanalmente en cada sustrato (suelo y agua) se determinaron *in situ* la salinidad con un refractómetro Vista A366ATC, temperatura con termómetro de mercurio y el pH mediante la utilización de un electrodo de vidrio de pHmetro Schott Handy. En el medio suelo, se excavaron hoyos adyacentes a las zonas donde se encontraban ubicadas las unidades experimentales (UE) y se tomaron las medidas antes mencionadas.

Descomposición de la hojarasca: La descomposición de la hojarasca, se cuantificó mediante la técnica de la bolsa de hojarasca (litterbag), propuesta por Harmon et al. (1999), la cual consistió en coleccionar, durante las dos primeras semanas del mes de septiembre de 2016, hojas senescentes (amarillas) de mangle rojo, formaran parte de la copa. Las hojas seleccionadas fueron colocadas en una bandeja y expuestas a temperatura ambiente durante una semana. Una vez transcurrido este tiempo, se pesaron  $5 \text{ g} \pm 0.15 \text{ g}$  en una balanza analítica (PW 254- aeADAM- Max 250-0.0001 g) y se colocaron en sacos de nylon tipo malla divididos en 16 secciones de  $10 \times 20 \text{ cm}$  (en cada compartimiento se colocó 5 g, para un total de 80 g de hojas por saco). Cada saco fue considerado una Unidad Experimental UE. Un total de 40 sacos



## Manglares de América

fueron distribuidos entre las 2 ensenadas (20 UE en Carenero y 20 UE en Turpialito) de manera equidistante a lo largo de las ensenadas, en dos sustratos de descomposición: unos ubicados superficialmente en el suelo (medio suelo) y otros suspendidos en el agua (medio agua). Cada UE se sujetó a las raíces del mangle rojo con alambres, para asegurarlas y no perderlas por efecto de las mareas. En las primeras 6 semanas (septiembre-octubre), de manera simultánea, se retiró el material foliar de cada compartimiento por UE. Se realizó cada dos semanas hasta completar las 14 semanas de exposición (noviembre-diciembre). En cada fase de recolección, el material biológico (hojarasca) fue empaquetado en bolsas plásticas previamente etiquetadas para su posterior procesamiento.

**Determinación de la biomasa remanente de la hojarasca:** Las muestras de hojarasca en el laboratorio, fueron colocadas en un tamiz de muselina y lavadas cuidadosamente con agua, para no perder material foliar, y poder retirar los restos de sedimentos y organismos asociados. El material limpio, fue envuelto en papel aluminio y secado en una estufa marca Memmert a 55°C. Transcurridos 5 días, una vez alcanzado el peso constante, las muestras fueron pesadas en una balanza analítica (PW 254-aeADAM- Max 250 g d=0,0001 g). Los valores de peso seco obtenido representan las diferencias entre la biomasa inicial y la biomasa remanente (%), correspondiendo estos a la cantidad de materia orgánica descompuesta. Para describir los procesos de degradación como pérdida de masa durante un tiempo determinado, se empleó un modelo de regresión, donde el valor K explica la pérdida de masa (Kelman & Lang, 1982).

**Análisis estadísticos:** Para determinar diferencias significativas entre las variables ambientales (temperatura, salinidad y pH) en función al tiempo (semanas), sustratos (agua-suelo) y localidad (Carenero-Turpialito) se usaron análisis de varianza multifactorial. Estos análisis se hicieron con el programa estadístico Statistica versión 8. En el caso donde se obtuvieron diferencias significativas entre las medias, se utilizó la prueba de múltiples rangos de Duncan, teniendo en cuenta los niveles de significancia de  $p < 0.05$  (Sokal y Rohlf, 1981). La diferencia entre la biomasa remanente de la hojarasca con respecto al tiempo de descomposición en cada medio, se evaluó mediante un análisis de regresión lineal entre la variable dependiente (peso) y la independiente (tiempo).

### 3. Resultados

La salinidad, la temperatura y el pH mostraron diferencias significativas entre semanas, sustratos y localidad (Tabla 1). La salinidad durante las primeras semanas del estudio mostró un comportamiento contrario en ambas ensenadas y entre sustratos. En Carenero, los valores más bajos se obtuvieron en el suelo, mientras que en Turpialito, se registraron los mayores valores en el agua (Fig. 2A-B). De manera general la temperatura se comportó similar entre ensenadas, mostrando una disminución de la tercera a la séptima semana (Fig. 2C-D); sin embargo, los valores fueron más altos en Carenero que en Turpialit. El pH en el suelo, mostro un comportamiento inverso entre ensenadas. En Carenero se observaron fluctuaciones en los valores de pH a lo largo del muestreo, sin embargo, se dio un incremento significativamente diferente en la semana 5, alcanzando valores de 8.2. (Fig. 2E). El pH del agua en ambas ensenadas, mostraron valores similares al inicio (semanas 1 a 4) y al final (8 a 9) del estudio, sin embargo, de la quinta a la séptima semana el pH fue mayor en Carenero que en Turpialito (Fig. 2F).

Tabla 1. Análisis de varianza (ANOVA) multifactorial usado para determinar diferencias entre sitios de muestreo, sustrato y tiempo (\*): indica diferencias estadísticas.

	Salinidad (UPS)	Temperatura (°C)	pH
<b>Carenero</b>			
Tiempo (semana)	F(8,170)= 13,93*	F(8,171)=69,51*	F(8,272)= 13,76*
Sustrato (agua, suelo)	F(1,178)=0,10*	F(1,178)=8,34*	F(1,178)= 103,88*
<b>Turpialito</b>			
Tiempo (semana)	F(8,171)=12,02*	F(8,171)=8,84*	F(8,171)= 4,53*
Sustrato (agua, suelo)	F(1,178)=6,99*	F(1,178)=20,73*	F(1,178)= 137,12*

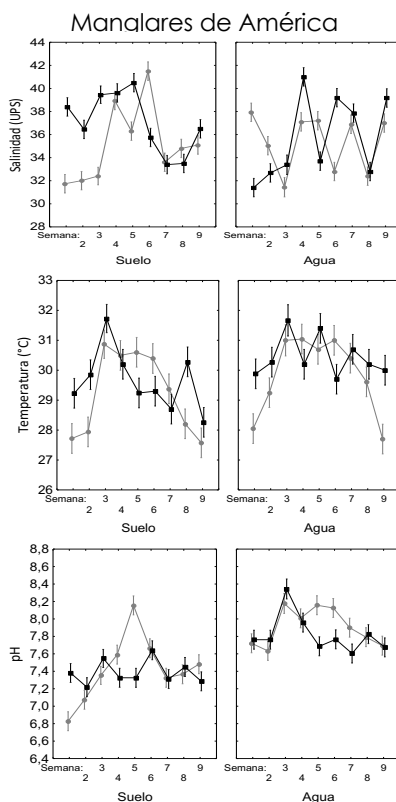


Figura 2. Variación semanal de la salinidad en suelo (A) agua (B); temperatura suelo (C) agua (D) y pH suelo (E) y agua (F) registrados en Carenero ( ) y Turpialito ( ). Cuadrado y círculo: promedio; barra: Desviación estándar.

Descomposición de la hojarasca: Partiendo de una biomasa inicial de 5 g (100%) de hojarasca se pudo determinar que transcurrida la primera semana (7 días) de exposición en los 2 medios (agua y suelo) se observa una pérdida abrupta de biomasa del 55% en Turpialito y de 25-30% en Carenero. Posterior a los 7 días, la descomposición fue más lenta, donde a medida que transcurre el tiempo se hace constante, en los dos sustratos (agua y suelo), quedando en la última semana de exposición (a los 92 días) un remanente de biomasa de hojarasca de *R. mangle* en los dos medios de 4,77% y 12,9% en Turpialito y Carenero (Fig. 3).

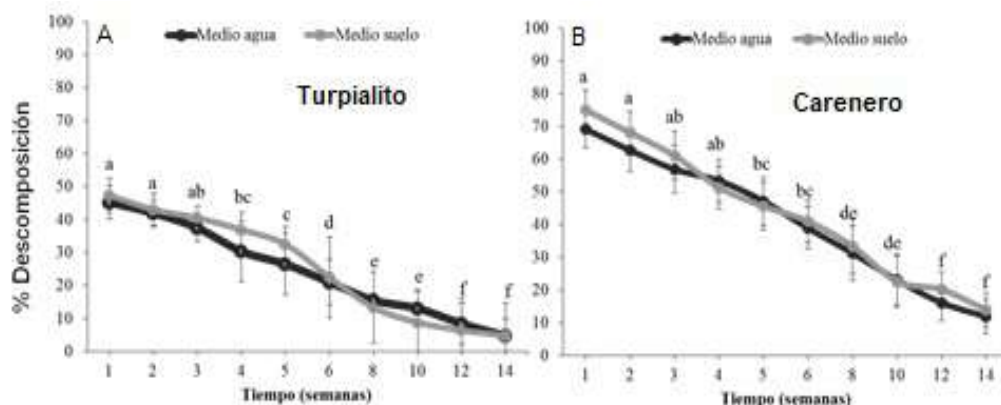


Figura 3. Porcentaje de la velocidad promedio de descomposición de la hojarasca de *R. mangle* en dos medios de descomposición (agua y suelo) de las ensenadas de Turpialito (A) y Carenero (B) durante el periodo septiembre-diciembre de 2016. Las letras sobre la línea representan las diferencias entre el tiempo según la prueba a posteriori Duncan ( $P < 0,05$ ;  $n = 100$ ).

Biomasa remanente: La relación entre la velocidad descomposición y el tiempo (semanas) se ajustó al modelo de regresión lineal, donde se observa que el proceso de descomposición aumenta a medida que transcurre el tiempo. En ambas ensenadas la descomposición de la hojarasca fue más rápida en el agua que en el suelo. El modelo de regresión lineal en medio agua en Turpialito mostró un ajuste de  $R^2 = 0,80$  (Fig. 3A-B) y en Carenero fue de  $R^2 = 0,88$  (Fig. 3C-D). Mientras que el ajuste fue menor en medio sustrato para ambas ensenadas, donde Turpialito tuvo un ajuste de  $R = 0,75$  y Carenero de  $R = 0,67$  (Fig. 4).

## Manglares de América

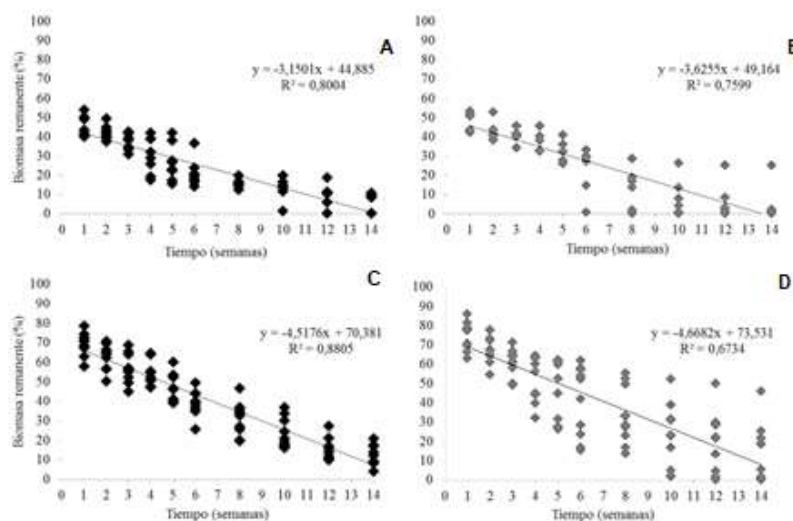


Figura 4. Relación entre la velocidad de descomposición de la hojarasca de *Rhizophora mangle* en los medios: agua y suelo, con respecto al tiempo de descomposición: (A) Turpialito medio agua; (B) Turpialito medio suelo; (C) Carenero medio agua; (D) Carenero medio suelo. En el periodo de septiembre-diciembre de 2016.

#### 4. Discusión

La tasa de descomposición es la velocidad de transformación de la materia orgánica en nutrientes. Esta se mide como la cantidad de materia orgánica de la hojarasca que se degrada por unidad de tiempo y se expresa como una tasa exponencial de pérdida de peso (Alongi, 2009). En este estudio, la cinética de descomposición foliar en las ensenadas estudiadas, se describe adecuadamente a través de los modelos de regresión lineal, que detallan una degradación progresiva de la hojarasca en ambos medios (agua-suelo) a medida que transcurre el tiempo de exposición (semanas), siendo este proceso más efectivo en Turpialito, donde en ambos sustratos, se observó una pérdida de biomasa del 50% en la primera semana. Estos resultados son mayores a los obtenidos por Camilleri y Ribí (1986) que reportaron valores del 13 y 40 % del material foliar de *R. mangle*, Sierra-Rozo et al. (2009), quienes obtuvieron una mayor velocidad de degradación después de 15 semanas del 49% y Querales (2012) que reporta una pérdida del 50% después de sesenta días.

El proceso de descomposición, en este estudio, fue ligeramente mayor en el agua, ya que este medio facilita el lavado de compuestos solubles de la hojarasca. Observaciones llevadas a cabo en especies del género *Rhizophora*, han determinado que la velocidad de la descomposición de su hojarasca es mayor en sitios que se encuentran permanentemente inundadas (Middleton et al., 2001; Galeano et al., 2010). No obstante, se sugiere que existen otros factores, que, de manera combinada, como la temperatura, salinidad y pH, pueden acelerar el proceso, tal y como se observa en Carenero y Turpialito, que, aunque mostraron comportamientos diferentes y en el sustrato de descomposición, incidieron de manera significativa en el proceso. Estos resultados coinciden con lo reportado por otros autores quienes señalan que la tasa de descomposición de la hojarasca del mangle, está dada según las condiciones (temperatura, salinidad, humedad) del medio de degradación (Galeano, Mancera y Medina, 2010; De Souza et al. 2013).

La menor tasa de remanencia registrada en Turpialito, sugiere una pérdida abrupta de la biomasa en cada uno de los medios de exposición, siendo mucho más alta en la última semana en el suelo. Esta respuesta pudo estar asociada a la presencia de cangrejos masticadores de los géneros *Cardisoma*, *Uca* y *Mythrax* sp. observados particularmente en Turpialito, los cuales pudieron dinamizar el proceso de descomposición de la hojarasca de *R. mangle*; ya que estos organismos contribuyen con el rompimiento del tejido vegetal, facilitando su posterior degradación (Middleton & McKee 2001; Ericson, 2003). Se sugiere realizar un estudio para determinar el papel que juegan estas especies de crustáceos en el proceso de degradación de la hojarasca en la ensenada de Turpialito.

El efecto de altos valores de temperatura, salinidad, pH, disponibilidad de sustrato y la biota particularmente la carcinogénica asociada al ambiente del manglar, aceleran en su conjunto el proceso de descomposición de la hojarasca, estas variables definieron la diferencia en la tasa de descomposición en el sustrato suelo, entre las ensenadas. De este modo, se corrobora la hipótesis planteada por Acosta et al. (2012) y Gotera (2016), demostrándose, un efectivo proceso de degradación tanto en el suelo como en el agua, por lo que se puede inferir que el mangle rojo establecido en ambas ensenadas, estarían contribuyendo de

manera eficiente en la exportación de detritus al medio marino costero.

## 5. Conclusiones

La velocidad de descomposición en las ensenadas, aunque mantuvieron la misma tendencia, se realizaron en tiempos diferente en cada sustrato, lo cual indica una contribución continua de nutrientes, siendo más eficiente en la ensenada de Turpialito, por la menor tasa de remanencia.

## Referencias bibliográficas

Acosta, V., Montes, M., Cortez, R., Guevara, M. and Lodeiros, C. (2012). Crecimiento del mejillón verde *Perna viridis* (Bivalvia: Mytilidae) bajo sistema de cultivo de fondo en la ensenada de Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1749-1762.

Alongi, D. M. 2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer. 213pp.

Barroso Matos, T. Bernini, E. and Rezende, C. (2012). Decomposition of mangrove leaves in the estuary of Paraiba do Sul River Rio de Janeiro, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40 (2), 398-407.

Castellanos-Barliza, J. and León-Peláez, J. (2011). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista Biología Tropical*, 59 (1), 7-14.

Dick, T. and Osunkoya, O. (2000). Influence of tidal restriction floodgates on decomposition of mangrove litter. *Aquatic Botany*, 68, 273-280.

Erickson, A., Saltis, M., Bell, S. and C. Dawes. (2003). Herbivore feeding preferences as measured by leaf damage and stomatal ingestion: a mangrove crab example. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298, 123-138.

Galeano, E., Mancera-Pineda, E. and Medina Calderón, H. (2010) Effect of the substrate on the litter decomposition in three

mangrove species in the Biosphere Reserve Seaflower, Colombian Caribbean. *Caldasia*, 32(2), 411-424.

Gotera, B. (2016). Caracterización de la flora y fauna asociada a las raíces del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en Carenero y Turpialito, Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Tesis de Grado en Licenciatura en Biología, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela.

Imgraben, S. and Dittman, S. (2008). Leaf litter dynamics and litter consumption in two temperate South Australian mangrove forests. *Journal of Sea Research*, 59(1), 83-93. DOI:10.1016/j.seares.2007.06.004.

Kelman, R. and Lang, G. (1982). A Critique of the Analytical Methods Used in Examining Decomposition Data Obtained From Litter Bag. *Ecology*, 63 (6), 1636-1642. DOI: 10.2307/1940104

Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T. and Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89, 201-219.

Lima, R., & Colpo, K. (2014). Leaf-litter decomposition of the mangrove species *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94 (2), 233-239. doi:10.1017/S0025315413001574

Middleton, B. A. and McKee, K. L. (2001). Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forest. *Journal Ecology*, 89, 818-828.

Orihuela, D., Tovilla, C., Vester, H. and Álvarez, T. (2004). Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera y Bosques*, 2: 45-61.

Querales, Y., Barboza, F., Briceño, J. and Medina, E. (2012). Descomposición de material foliar de *Rhizophora mangle* en el manglar de Punta Capitán Chico, Estado Zulia, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 46(1), 3-19.

Sierra-Rozo, O., Mancera-Pineda, J. and Santos-Martínez, A. (2009). Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés isla, Caribe colombiano. *Boletín Investigaciones Marinas y Costeras*, 38: 59-82.



## Manglares de América

Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. (1981). *Biometry*. W. H. Freeman, Nueva York. 832 p.

Spalding, M., Kainuma, M. and Collins, L. (2010). *World atlas of mangroves*. Gutenberg press. 319.

Sharpley, R. and Jepson, D. (2011). Rural tourism: A spiritual experience? *Annals of Tourism Research*, 38 (1), 52-71.

**Biología y  
comportamiento de  
Coccotrypes  
rhizophorae  
(Coleoptera:  
Curculionidae:  
Scolytinae) en  
propágulos del  
género Rhizophora**

Myriam Arias de López<sup>1</sup>  
Natalia Molina-Moreira<sup>1</sup>

Universidad Espíritu Santo-Ecuador

**Cita:** M. Arias., N. Molina-Moreira (2019) Atributos estructurales y caída de hojarasca de *Avicennia germinans* en el manglar de Tumlaco, Tuxpan, Veracruz. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

El género *Rhizophora* de la familia *Rhizophoraceae* comprende las especies *Rhizophora mangle*, *R. racemosa* y el híbrido natural *R. x harissonii*, son plantas vivíparas, cuyos propágulos y raíces aéreas son infestados por el insecto barrenador *Coccotrypes rhizophorae*. Estudios precedentes indican que cuando los propágulos son barrenados en el área apical, hay mayor mortalidad. Esta investigación tuvo como objetivo estudiar la biología y comportamiento de este insecto. Se utilizó una metodología de infestación artificial y evaluación destructiva diaria, para determinar los días de duración y el comportamiento de cada estado biológico. El tiempo de pre-ovoposición duró en promedio de 6.8 días, la incubación de los huevos 4.8 días, el estado larval 6.8 días, la pupa 7.6 días. Los adultos tenerales o recién nacidos son de color marrón claro, emergen a los 20 días e inmediatamente copulan, las hembras son más grandes que los machos. Las hembras grávidas de color marrón oscuro, inician la infestación de los propágulos haciendo un orificio, luego construyen la cámara de cría donde depositan los huevos, se desarrollan las larvas y pupas, desalojando aserrín por el orificio. Conocer el ciclo biológico de *C. rhizophorae* es fundamental para el manejo en programas de restauración, puesto que contribuye a establecer métodos de siembra con propágulos libres de infestación.

**Palabras claves:** *Rhizophoraceae*, *Coccotrypes rhizophorae*, biología

## ABSTRACT

The genus *Rhizophora* of the family *Rhizophoraceae* includes the species *Rhizophora mangle*, *R. racemosa*, and the natural hybrid *R. x harissonii*. They are viviparous plants, whose propagules and aerial roots can be infested by the burrowing insect *Coccotrypes rhizophorae*. Earlier studies indicate that, when propagules are burrowed into in the apical area, there is higher mortality. The objective of this research was to study the biology and behavior of this insect. An artificial infestation and destructive evaluation method was used daily to determine the days of duration and the behavior of each biological state. The time of pre-oviposition lasted an average of 6.8 days, the incubation of eggs 4.8 days, the larval state 6.8 days, and the pupa 7.6 days. The general adults and

newborns are of a clear, brown color, they emerge at 20 days and immediately copulate. The females are larger than the males. The pregnant females are of a dark brown color, and they signal the infestation of propagules in the orifice. Later they construct a growth chamber where they deposit the eggs, from which larva and pupa develop, dislodging sawdust from the orifice. Knowledge of the biological cycle of *C. rhizophorae* is fundamental for restoration management programs because it contributes to the establishment of sowing methods with propagules that are free from infestation.

**Key words** Rhizophoraceae, *Coccotrypes rhizophorae*, biology

## 1. Introducción

Los manglares son dominantes en las costas tropicales y subtropicales del planeta. En América Latina y el Caribe aunque son de gran valor científico, económico, ambiental y sociocultural, está menospreciado, su protección legal es débil y su deterioro ambiental es severo (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1999). Estos bosques llamados hidrófilos por estar en contacto con cuerpos de agua de origen marino, mezclado en muchos casos con agua dulce, son asociaciones de plantas leñosas y arbustivas establecidas en zonas intermareales, donde reciben nutrientes y energías del suelo y del mar (Spalding, Blasco y Field, 1997; Valverde y Pérez, 2012). Realizan vitales funciones ecosistémicas brindando refugio, sitios de crianza y alimentación a diversos grupos de animales, exportan materia orgánica, mantienen las cadenas tróficas marino costeras, son sumideros de carbono, protegen la banda costera de marejadas y tormentas tropicales, controlan la contaminación orgánica a través de la filtración de nutrientes (Astrálaga, 2006). Pertenecen a 8 familias, 12 géneros y alrededor de 80 especies, siendo los géneros predominantes *Rhizophora*, *Avicennia*, *Bruguiera* y *Sonneratia* (Smith y Smith, 2007; Boderó y Robadue, 1995).

El género *Rhizophora* de la familia Rhizophoraceae comprende las especies *Rhizophora mangle*, *R. racemosa* y *R. x harisonnii* híbrido natural, son plantas vivíparas y estas especies junto con *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* son conocidos como manglares mayores (Cornejo, 2014). Las especies vivíparas son más utilizadas en restauración de manglares porque los propágulos germinan antes de caer de la planta madre y pueden sembrarse

directamente, en las áreas donde se desea recuperar la cobertura de manglares (Ye, et al. 2006). En Ecuador, se ha registrado la pérdida de 55,738.77 hectáreas de manglar correspondiente al 27.33% de su cobertura, en un periodo de 37 años, desde 1969 hasta el 2006 (Molina-Moreira et al 2015). A la fecha Ecuador cuenta con 161,000 hectáreas de manglar (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2018). Como en muchos países tropicales, los manglares de Ecuador enfrentan muchos problemas de asentamientos humanos, conversión en actividades de ganadería, agricultura y acuicultura, principalmente, causando cambios irreversibles (Cornejo, 2014; Bodero y Robadue, 1995). También ha sido evidente el ataque de insectos plagas y enfermedades (Molina, et al.2000).

Uno de los insectos plaga que afecta los propágulos del género *Rhizophora* antes y después de su dispersión en las áreas de manglares, es una pequeña broca identificada taxonómicamente como *Coccotrypes rhizophorae*, (Hopkins, 1915) pertenece al orden Coleoptera, familia Curculionidae, subfamilia Scolytinae (Molina et al, 2000, Martínez-Zacarías et al, 2017).

*Coccotrypes rhizophorae* actúa como parásito obligado, su presencia puede depender de factores ambientales como la humedad, iluminación, salinidad, entre otros; causando daño e incluso la muerte de los propágulos y plántulas de *R. mangle*, pudiendo afectar la resiliencia del ecosistema (Woodruff, 1970). Este insecto es originario de Indonesia y por medio de corrientes marinas los propágulos infestados fueron dispersados al continente americano, especialmente a Florida y las Islas Galápagos en Santa Cruz e Isabela (Wood, 1982) causando severas mortalidades en los propágulos de estas plantas (Ministerio de Ambiente, 2018).

Se ha registrado infestando manglares en Costa Rica, Perú, Ecuador, México, y Estados Unidos (Sousa, et al. 2003); sin embargo, aún falta describir los estados de desarrollo de la especie *Coccotrypes rhizophorae* en los propágulos del género *Rhizophora*.

Las especies del género *Rhizophora* son susceptibles a la depredación de sus propágulos por artrópodos ya sean lepidópteros o coleópteros los cuales pueden reducir la calidad y el número de plántulas en su fase de establecimiento (Cannicci et al, 2008). La familia Curculionidae, subfamilia Scolytinae se caracterizan por ser especies de tamaño muy pequeño (máximo

5 mm) localizadas en ramas, troncos, raíces, propágulos y plántulas, donde por medio de un orificio que realiza la hembra, se introduce para construir galerías destruyendo el tejido que resulta fundamental para el desarrollo, establecimiento y supervivencia de los mismos (Wood et al, 1991; Proffitt et al, 2005).

La clasificación taxonómica de *Coccotrypes rhizophorae* (Hopkins 1915) es la siguiente:

Dominio: Eukarya  
 Reino: Animalia  
 Phylum: Arthropoda  
 Clase: Insecta (Linnaeus, 1758)  
 Orden: Coleoptera (Linnaeus, 1758)  
 Familia: Curculionidae (Latreille, 1802)  
 Subfamilia: Scolytinae (Latreille, 1804)  
 Tribu: Dryocoetini (Lindemann, 1877)  
 Género: *Coccotrypes* (Hopkins, 1915)  
 Especie: *rhizophorae* (Hopkins, 1915)

Los nombres sinónimos de *Coccotrypes rhizophorae* (Hopkins 1915) son: *Poecilips rhizophorae* (Hopkins 1915), *Spermatoplex rhizophorae* (Hopkins 1915), *Dendurgus rhizophorae* (Eggers 1923), *Thamnurgides nephelii* (Eggers 1936), *Thamnurgides shanorum* (Beeson 1939).

El escarabajo *Coccotrypes rhizophorae* es un parásito obligado que puede causar la mortalidad de propágulos y plántulas de *R. mangle*, moldeando la estructura de sus poblaciones. Los estudios precedentes indican que cuando los propágulos son barrenados en el área apical, hay mayor mortalidad, por la temporada del año y por las características de la zona en donde se encuentre la infestación (Martínez-Zacarías et al, 2017). De manera general se menciona, que los huevos son depositados individualmente o en pequeños grupos, para luego pasar por los distintos estadios biológicos de larva, pupa, adulto. Este proceso generalmente dura de 20 a 90 días y al finalizar, la hembra se traslada a material nuevo. Según su biología, la mayor parte de las especies de la sub familia Scolytinae pueden soportar temperaturas entre 10 a 38°C (Wood, 1982).

Conocer el ciclo biológico de *Coccotrypes rhizophorae* es fundamental para el manejo en programas de restauración de

manglares, puesto que contribuye a establecer métodos de siembra con propágulos libres de infestación. Por lo expuesto esta investigación tuvo como objetivo estudiar la biología y comportamiento de *C. rhizophorae* en propágulos del género *Rhizophora*.

### **Estudio del ciclo biológico de *Coccotrypes rhizophorae* mediante infestación artificial y evaluación destructiva**

Se realizó en el laboratorio de la Escuela de Ciencias Ambientales, de la Universidad de Especialidades Espíritu Santo, ubicada en el cantón Samborondón, provincia de Guayas-Ecuador, durante los meses de mayo y junio del 2018. La temperatura promedio fluctuó entre 25°C y 26.4°C, y la humedad relativa entre 89% y 95% (INHANI, 2018). Se escogieron 220 propágulos sanos del género *Rhizophora* en el Parque Histórico Guayaquil, se hidrataron para mantenerlos vivos, en recipientes con agua purificada, las raíces se lavaron semanalmente y se cambió el agua. En cada propágulo se realizó un corte de bisel de 1 cm y se hizo un pequeño orificio, creando una cámara para infestación artificial, donde se colocaron de dos a cuatro adultos y se cubrió con masking tape. Se seleccionaron 10 propágulos infestados al azar por día y para evaluarlos se destruyó la cámara de cría, se observó el desarrollo del insecto con lupas y estéreo microscopio sobre un lienzo negro. Se registró en días, la duración de los estadios biológicos: huevo, larva, pre-pupa, pupa, adulto y su comportamiento (Fig.1 Tab.1).



Figura 1. Métodos de infestación artificial y evaluación destructiva para el estudio del ciclo biológico de *Coccotrypes rhizophorae* en propágulos del género *Rhizophora*

Tabla 1. Biología de *Coccotrypes rhizophorae* (Hopkins, 1915)

Estado biológico	Días de duración (repeticiones)										$\bar{x}$
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
Pre-ovoposición	8	6	5	6	6	7	7	7	6	7	6.8
Huevos	5	5	5	4	5	5	5	5	5	4	4.8
Larvas	9	9	5	6	8	6	6	5	6	8	6.8
Pre-pupas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.0
Pupas	7	7	7	8	8	8	8	7	7	9	7.6
Emergencia del adulto	22	22	18	19	22	20	20	18	19	22	20.1

Pre-ovoposición.- Entre uno y dos días después de la infestación artificial, los adultos con sus mandíbulas, ya habían construido el orificio a través del cual excretan el aserrín y sus heces fecales. La expulsión del aserrín es para la construcción de las cámaras de ovoposición, de alimentación de los adultos y desarrollo de los estados inmaduros del insecto, especialmente las larvas. El tiempo de pre-ovoposición dura mínimo cinco y máximo ocho días, con un valor promedio de 6.8 días, tiempo en el cual construye la cámara para depositar los primeros huevos, a una distancia de 1 a 3 cm del orificio de entrada. A medida que hacen más profundas las cámaras dentro del propágulo, los adultos llevan los huevos a la parte más interna (Tab.1, Fig.2).

Huevo.- Los huevos tienen forma ovoide, color blanco, transparente y brillante, miden 1 mm. La hembra los coloca en grupos de 5, 10 hasta 20. La incubación dura mínimo cuatro y máximo cinco días, con un promedio de 4.8 días (Tab.1, Fig.2).

Larva.- Las larvas neonatas son de color blanco, ápodas y el cuerpo tiene forma de ``C``, miden 1 mm y permanecen agrupadas junto a los huevos que están próximos a eclosionar. El cuerpo toma una coloración rosada, a medida que se van alimentando, y al final del estado larval miden 3 mm. Se alimentan del tejido aerenquimático endospérmico, especialmente del floema que es la parte más blanda, sin llegar a la corteza. Este estado dura mínimo 5 y máximo 9 días con un promedio de 6.8 días. Durante todo el desarrollo larval permanecen agrupadas, y son los adultos guardianes y se encargan de ayudarles a excavar y evacuar el excremento en forma de aserrín, a través de los orificios. Las galerías donde están alojadas llegan a medir entre 3 a 5 cm de longitud (Tab.1, Fig. 2).

Pre-pupa.- Las larvas dejan de



## Manglares de América

alimentarse, evacuan todo el alimento de sus intestinos y se convierten en pre-pupas. Se caracterizan por ser de color blanco, no se mueven y fácilmente son desplazadas por las larvas vecinas. En este estadio miden 3 mm y dura un día (Tab.1, Fig. 2).

Pupa.- La pre-pupa muda y se convierte en pupa exarata de color blanco, que se caracteriza por presentar todos sus apéndices locomotores, cabeza, tórax y abdomen bien definidos, tienen mucha movilidad, especialmente el abdomen. A medida que transcurren los días, las puntas de las alas toman una coloración ligeramente gris, posteriormente tornan de color marrón muy claro. Este estadio dura mínimo siete y máximo de nueve días, con un valor promedio de 7.6 días (Tab.1, Fig.2). Adulto.- Los adultos tenerales o recién nacidos, aún no tienen la cutícula completamente endurecida y colorida, emergen desde un mínimo de 18 días hasta un máximo de 22 días, en promedio 20.1 días. Son de color marrón claro, la hembra es más grande mide 3mm y el macho es más pequeño mide 2mm. A medida que transcurren los días, las hembras cambian la coloración a marrón oscuro. Los machos no cambian de color (Tab.1, Fig.2).

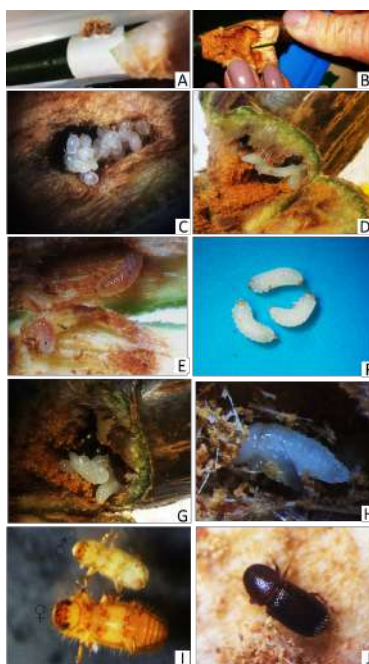


Figura 2. Ciclo biológico de *Coccotrypes rhizophorae*: A: Orificios de salida del aserrín, B: cámara de cría, C: huevos, D: larvas neonatas, E: larva escarabeiforme,

F: prepupa, G: pupa, H. pupa con alas oscuras. I. adultos tenebrales hembra y macho. J: adulto.

### **Comportamiento**

Cópula: hembra y machos tenebrales nacen maduros sexualmente, la proporción de hembras es mayor que los machos, estos persiguen las hembras hasta lograr la cópula, dentro de la cámara de cría. Las hembras grávidas abandonan las cámaras de cría, haciendo nuevos orificios para volar e infestar otros propágulos, mientras que, los machos mueren dentro de la cámara, después de la cópula. Las hembras quedan a cuidado de las crías y se las denomina adultos guardianes. Con las patas traseras, van empujando y desalojando el aserrín hacia el exterior del orificio, así aumentan el tamaño de la cámara de cría. Con la parte terminal del abdomen y con los élitros, cubren la entrada del orificio, para proteger a sus crías. El orificio de entrada se mimetiza con las lenticelas del propágulo, por lo que no es fácil detectar la infestación inicial, que si es visible después de dos o tres días, cuando los adultos empiezan a construir la cámara de cría, desalojando un aserrín conformado por las excretas de ellos y de las larvas (Fig. 3). Dentro de las cámaras de cría, se encuentran los adultos, pupas, pre-pupas, larvas de diferentes tamaños y huevos. La ovoposición de las hembras tiene forma de una masa, que se va conformando a diario, con las posturas sucesivas, que pueden llegar a acumular más de 20 huevos. Este insecto también cumple todo su ciclo biológico, en las raíces nuevas de mangles del género *Rhizophora*, donde se observaron orificios de entrada. Cuando se colectaron raíces y se disectaron se encontraron todos los estadios de desarrollo del insecto, igual que en los propágulos (Fig. 3).

## Manglares de América



Figura 3. Comportamiento de *Coccotrypes rhizophorae*. A: adulto cubriendo orificio con los élitros. B: orificio de ingreso cubierto de aserrín cerca de una lenticela, C: adultos tenerales en cámara de cría, D: huevos con larva recién eclosionada. E: raíz de *Rhizophora* infestada con *C. rhizophorae*, F: diferentes estadios de desarrollo de *C. rhizophorae*.

### Consideración final

Conocer el ciclo de *C. rhizophorae* es fundamental para obtener propágulos sanos, con fines de restauración de la cobertura vegetal con las especies de *Rhizophora racemosa*, *R. mangle* y *R. x harrisonii*, debido a que, la infestación del propágulo, es visible entre dos a tres días después del ingreso del adulto para construir la cámara de cría. El aserrín que expulsan por los orificios de entrada es la evidencia de la infestación. Por lo expuesto se recomienda: colocar los propágulos en agua sumergiendo la parte radical, para observar y controlar la infestación antes de sembrarlos en el área definitiva. Cuando el porcentaje de infestación es bajo y en el área radical del propágulo, colocarlos en agua ayuda a la sobrevivencia, porque mueren los insectos.

### Referencias bibliográficas

Astralaga, M. (2006). La Convención Ramsar y los Ecosistemas de manglar, disponible en, [http://.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/speech/speech\\_campeche\\_manglares2006.pdf](http://.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/speech/speech_campeche_manglares2006.pdf)

Bodero, A., Robadue, D. (1995). Estrategia para el Manejo del Ecosistema de Manglar, Ecuador. En Ochoa, M., editor. Manejo Costero Integrado en Ecuador. Fundación Pedro Vicente Maldonado. Guayaquil, Ecuador: Programa de Manejo de Recursos Costeros.

Cannicci S., Burrows D., Fratini S., Smith III T., Offenberg J., Dahdouh-Guebas F. 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*: 89: pp. 186–200.

Cornejo, Xavier (ed.). (2014). *Plant of the South American Mangrove Swamps*. Publicaciones del Herbario GUAY. Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil.

INAMI. 2018. Boletín meteorológico, número 107-18.

Martínez-Zacarías, A. A., Chamorro-Florescano, I. A., Pech-Canché, J.M., Alanís-Méndez, J.L., Basáñez-Muñoz, A. J. 2017. Propágulos de *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) barrenados por *Coccotrypes rhizophorae* (Coleoptera: Curculionidae) en el manglar de Tumulco, Veracruz, México. *Rev. biol. trop* vol.65 n.3 San José Jul./Sep. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29451>

Ministerio del Ambiente del Ecuador (2018). Noticias. Conversatorio en conmemoración del Día Internacional de Conservación del Ecosistema de Manglares. Disponible en: <http://www.ambiente.gob.ec/conversatorio-en-conmemoracion-del-dia-internacional-de-conservacion-del-ecosistema-de-manglares/>

Molina, R., Zambrano, R., Arias, M., & Vivas. (2000). Diagnóstico sobre la reforestación de manglar e identificación de insecto plaga y enfermedades en el Parque Histórico Guayaquil: Fundación Ecológica Rescate Jambelí.

Molina-Moreira, N. Lavayen Tamaño, J & Fabara-Suárez. M. 2015. Árboles de Guayaquil. Samborondón. Universidad Espíritu Santo-Ecuador. 280 pp.

Proffitt, C. E., & Devlin, D. J. (2005). Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 13(5), 531-551.

Smith, T. y R. Smith. 2007. *Ecología*. 6a Edición Pearson Educación, S.A, Madrid, pp. 776

Sousa, W. P., Quek, S. P., & Mitchell, B. J. (2003). Regeneration of *Rhizophora mangle* in a Caribbean mangrove forest: interacting effects of canopy disturbance and a stem-boring beetle. *Oecologia*, 137(3), 436-445.

## Manglares de América

Spalding, M.D., Blasco, F. & Field, C.D. (eds). 1997. World mangrove atlas. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa 903-01, Japan. Pp. 178

Valverde, F.M. y J. Pérez. 2012. La Biodiversidad Vegetal como Capital Natural de la Sostenibilidad en la Costa Ecuatoriana. Primera edición. Programa editorial de la M.I. Municipalidad de Santiago de Guayaquil. pp. 97.

Woodruff, R (1970). A mangrove borer, *Poecilips rhizophorae* (Hopkins) (Coleoptera: Scolytidae). Florida Dept. Agric. Ent. Circ. 98:1-2.

Wood, S. L. (1982). The Bark and Ambrosia Beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a Taxonomic Monograph [pp. 159–167] Brigham Young University. Provo, Utah, United States of North America.

Wood, S.L.; Stevens, G.C.; Lezama, H.J. 1991. Los Scolytidae de Costa Rica: Clave de generos y de la subfamilia Hylesinae (Coleoptera). [The Scolytidae of Costa Rica: Key to genera and to the subfamily Hylesinae (Coleoptera)]. 39: 125-148.

Yáñez-Arancibia, A. y A. L. Lara-Domínguez, 1999. Los manglares de América Latina en la encrucijada, p. 9-16. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 pp.

Ye, Y., Weng, J., Lu, C.Y. & Chen, G. C.2006. Mangrove biodiversity restoration. *Acta Ecológica Sílica*. 1243-1250 Vol. 26: 1243-1250



# MANEJO DE RECURSOS Y MANEJO DE DESECHOS

# Efectividad de Manejo de Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar en la provincia de El Oro

Fausto López-Rodríguez<sup>1</sup>

Ángel Benítez<sup>2</sup>

Irma Jurrius

<sup>1</sup>Universidad Técnica Particular de Loja-UTPL

**Cita:** F. López-Rodríguez, A. Benítez., I. Jurrius (2019) Efectividad de Manejo de Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar en la provincia de El Oro. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

La presente investigación analizó la efectividad de manejo de 20 áreas bajo Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar (AUSCM). Para ello se utilizó la Evaluación de Desempeño 360° con 17 indicadores distribuidos en cuatro categorías. Los resultados indicaron que la efectividad de manejo de las 20 áreas se encuentra entre el 46,7% y 93,5%, por ende, ninguna organización tiene un manejo "Insatisfactorio". Los AUSCM son una herramienta efectiva para la conservación del ecosistema manglar y para la economía de las comunidades ancestrales en la provincia de El Oro. Existen diferencias significativas entre las 20 áreas de custodia, siendo el incentivo Sociomanglar eficaz en mejorar la efectividad de los Acuerdos, al igual que el fortalecimiento organizacional. Sin embargo, aún persiste la sobreexplotación de los recursos bioacuáticos y la contaminación que requieren mayor apoyo y coordinación interinstitucional por parte de los entes de control como el MAE, MPCEIP y Fiscalía.

**Palabras Clave:** Manglar, efectividad de manejo, área de custodia, uso sustentable, conservación.

## ABSTRACT

The present investigation analyzed the effectiveness of the management of mangroves under 20 sustainable use and custody agreements (AUSCM) in the province of El Oro. The method named "360° Performance Evaluation" was used in combination with 17 indicators distributed in four categories such as the current status of the mangrove, compliance with the agreement, performance of the fisherman organizations, and performance of the support entities. The results indicated that the management effectiveness of the 20 areas is in the range of 46.7% and 93.5%, therefore, no organization has an "Unsatisfactory" management level. There are significant differences between the management of the 20 custody agreements, the Sociomanglar incentive being effective in improving the management effectiveness, as well as organizational strengthening. However, the overexploitation of bio-aquatic resources and pollution require greater support and inter-institutional coordination by control entities such as the MAE, MPCEIP and Prosecutor's Office.



**key words:** Mangrove, management effectiveness, custody area, sustainable use, conservation.

## 1. Introducción

En Ecuador, y a nivel mundial, existe una gran variedad de estrategias de conservación de los manglares (Alongi, 2002; Lopez Angarita et al., 2016; UTPL, 2018; Carvajal y Santillán, 2019; López-Rodríguez, 2018, GIZ-UTPL, 2018; PUCESE-GIZ, 2018). Las más usadas son las áreas protegidas, pero existen otras, como los incentivos económicos, el uso sostenible por usuarios tradicionales y ancestrales y áreas protegidas comunitarias. La Constitución del Ecuador establece que las comunidades y usuarios ancestrales del manglar pueden participar en su administración y gestión (Asamblea Nacional Constituyente, 2008). Los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia del Manglar (AUSCM) se formalizan a través de la firma de un convenio entre el Ministerio del Ambiente y las organizaciones solicitantes (también se los conoce como "custodios"). Ecuador cuenta con 161.835 hectáreas de manglar de las cuales, 73.071 se encuentran dentro del SNAP y 68.208 forman parte de los AUSCM hasta el 2018 (Carvajal y Santillán, 2019). El resto del manglar se encuentra bajo la figura de bosque protector con lo cual, el 100% del manglar está protegido en Ecuador (Lopez Angarita et al., 2016).

En la provincia de El Oro existen 15.636 hectáreas de manglar bajo AUSCM entregadas a 23 asociaciones (SGMC, comunicación personal, 2019). Considerando la extensión del manglar en la provincia de El Oro, que es de 19.318,39 ha (SGMC, comunicación personal, 2019), el manglar protegido en las áreas de custodia abarcaría el 81%. Los AUSCM en esta provincia son fundamentales para la conservación del ecosistema ya que la Reserva Ecológica Arenillas, de 14.655 hectáreas, tiene solamente 1266 hectáreas de manglar (López-Rodríguez, 2018).

Evaluar la efectividad de este manejo de los AUSCM es clave porque permite, además de conocer los problemas de gestión y sus causas, identificar y aplicar, de manera oportuna, estrategias y medidas para mejorar su gestión. En Ecuador la metodología más usada para evaluar la efectividad de manejo en áreas marino costeras, han sido el Marco Referencial de Hockings propuesto por la UICN (2000) y la evaluación de desempeño 360° (Coello et al., 2008).

La UPTL, en el marco del proyecto “Manejo Integrado de Espacios Marinos y Costeros de Alto Valor para la biodiversidad en el Ecuador Continental”, del Ministerio del Ambiente, Conservación Internacional, HIVOS, FAO y GEF realizó, en el 2017, el análisis de efectividad de manejo de los AUSCM de la provincia de El Oro (UTPL,2017). Este artículo refleja los resultados de este estudio.

## 2. Materiales y métodos

La evaluación de efectividad de manejo se aplicó a 20 áreas de custodia de la provincia de El Oro vigentes al 2017. La metodología usada para ello fue la Evaluación de Desempeño 360° (Coello et al., 2008) con algunas adaptaciones la cual permite verificar el cumplimiento de las obligaciones inherentes de las organizaciones involucradas, así como los factores que afectan su accionar. Los 17 indicadores que se usaron se encuentran distribuidos en cuatro grupos:

- a. Estado actual del manglar. Evalúa aspectos como cobertura de manglar y contaminación.
- b. Cumplimiento del acuerdo. Incluye el cumplimiento del Plan de Manejo, la entrega de informes semestrales y, denuncias, etc.
- c. Desempeño del custodio. Incluye el cumplimiento de la implementación de los programas de control y vigilancia, aprovechamiento sostenible, participación de socios, aportes económicos, comercialización, etc.
- d. Desempeño de los entes de apoyo. Incluye al MAE, Subsecretaría de Gestión Marina y Costera, otras instituciones del Estado, academia, etc.

Para el levantamiento de la información se cumplieron las siguientes actividades:

- Revisión de documentación de los custodios que reposa en el MAE.
- Grupos focales con delegados de cada organización para conocer sus percepciones sobre el AUSCM el cual incluyó: 1) Análisis FODA 2) Análisis de cumplimiento de implementación del Plan de Manejo 3) Análisis de estado actual del manglar bajo custodia 4) Análisis de apoyo institucional.
- Entrevistas individuales con los delegados de las organizaciones.

- Entrevistas individuales con otros actores (MAE, entidades de asistencia técnica, otras entidades gubernamentales, ONG, Universidades, etc.).

Para la calificación y ponderación de esta evaluación se usó la escala de Likert con cuatro niveles de calificación (de 0 a 4) asociados a un porcentaje que reflejan los respectivos niveles de gestión y que fue ajustada de la metodología originalmente usada por De Faría (1993) e incorporado luego por WWF, GIZ y UICN en el Manual para Evaluar la Efectividad de Manejo de Áreas Protegidas (Cifuentes et al., 2000). Ulloa et al. (2012) la aplicaron en la evaluación de la efectividad de manejo de cinco áreas protegidas marino costeras. En la tabla 1 se presentan los niveles de calificación de efectividad de manejo de las áreas bajo custodia.

Tabla 1. Niveles de efectividad de manejo de áreas bajo AUSCM

#### **Niveles de Efectividad de Manejo**

---

**Nivel I. Manejo Insatisfactorio.** ( $\leq 25\%$ ). Indica que el área carece de los recursos mínimos necesarios para su manejo básico y, por lo tanto, no existen garantías para su permanencia a largo plazo.

---

**Nivel II. Manejo Poco Satisfactorio.** (26 - 50 %). El área posee ciertos recursos y medios que son indispensables para su manejo, pero que le faltan muchos elementos para alcanzar un nivel mínimo aceptable, por lo tanto, no se garantiza su permanencia a largo plazo.

---

**Nivel III. Manejo Satisfactorio.** (51 - 75 %). El área dispone de los elementos mínimos para el manejo, pero todavía presenta deficiencias que no permiten establecer una sólida base para que este manejo sea efectivo.

---

**Nivel IV. Manejo Muy Satisfactorio.** (76 - 100 %). Los factores y medios que posibilitan el manejo son atendidos adecuadamente. La permanencia del área estaría garantizada por cuanto hay un equilibrio dinámico entre los elementos fundamentales del manejo

Fuente: De Faría, 1993; Ulloa et al., 2012

Para conocer el cumplimiento de los indicadores de cada área bajo custodia se utilizó, en una primera etapa, estadística descriptiva. Se realizaron diagramas de barras de todos los indicadores de cada área bajo custodia, así como también del cumplimiento de los cuatro indicadores con datos de los promedios y desviación estándar. Se determinó las diferencias en el cumplimiento de los cuatro indicadores de todas áreas bajo custodia mediante un análisis de varianza (ANOVA), debido a que los datos presentaron una distribución normal (Shapiro-Wilk  $p < 0,05$ ). Adicionalmente, para evaluar el efecto de variables relacionadas con el área de manglar bajo AUSCM y número de socios sobre la efectividad de los indicadores se realizó una

## Manglares de América

correlación de Pearson. Así mismo, para evaluar la relación entre la efectividad de los indicadores y las variables relacionadas con reuniones de la organización (Si/No), año de entrega del área bajo custodia (Antes 2014/Después 2014), ubicación del área (en Isla/ o Continente), pertenece a Sociomanglar (Si/No), se realizó una prueba T de student.

### 3. Resultados

Los resultados indicaron que la efectividad de manejo de las 20 áreas bajo AUSCM analizadas se encuentra en rangos comprendidos entre el 46,7% y 93,5% lo cual significa que ninguna área tiene un manejo Insatisfactorio en los promedios de los cuatro indicadores (Tabla 2, Figura 1).

Tabla 2. Promedios de los indicadores de las 20 áreas con AUSCM

ANÁLISIS FACTORES DE EFECTIVIDAD DE MANEJO	ORGANIZACIÓN	Cobertura del manglar	Contaminación	ESTADO DEL MANGLAR (TOTAL)				DESEMPEÑO ACTORES (TOTAL)				CUMPLIMIENTO ACUERDO (TOTAL)				DESEMPEÑO CUSTODIO (TOTAL)	PROMEDIO TOTAL ACUERDO	PROMEDIO TOTAL ACUERDO (%)							
				Relación SGMIC-organización	Organización de asistencia técnica	Apoyo organizaciones gubernamentales	Apoyo de otras organizaciones	Participación en Sociomanglar	Cumplimiento plan de manejo	Entrega informes semestrales	Presentación de denuncias	Aporte económico de los socios	Capacitación, difusión, concientización	Participación socios y liderazgo	Días invertidos en control y vigilancia				Sistema de control y vigilancia formalizado	Seguimiento normativa pesquera	Venta directa, valor agregado, diversificación				
1	"10 DE AGOSTO"	4	3	3,5	3	3	3	2	0	2,2	4	2	4	3,3	1	3	1	2	4	4	0	2,14	2,61	65,4	
2	"LAS HUACAS"	4	3	3,5	4	4	4	4	4	4	4	4	4,0	4	4	4	4	4	4	4	4	2	3,71	3,74	93,5
3	"ESTERO PORTEÑO"	4	2	3	3	3	3	4	0	2,6	4	4	4	4,0	1	4	4	2	2	2	4	2,71	2,77	69,3	
4	"LOS ISLENOS"	4	2	3	3	2	3	3	4	3	3	3	4	3,3	3	4	4	4	3	4	2	3,43	3,14	78,6	
5	"AMOR Y ESPERANZA"	4	2	3	4	4	3	4	4	3,8	3	1	4	2,7	2	4	4	3	3	2	4	3,14	3,31	82,9	
6	"SAN ANTONIO"	4	2	3	3	3	2	2	4	2,8	2	4	3,3	2	3	3	2	3	0	3	2,29	2,70	67,4		
7	"19 DE OCTUBRE"	4	3	3,5	3	2	2	2	4	2,6	2	2	2,1	2	2	3	4	3	2	0	2,29	2,80	69,9		
8	"LOS PRECIADOS"	4	2	3	3	2	2	2	4	2,6	2	2	4	2,8	3	2	1	2	3	0	1	1,71	2,44	61,0	
9	"MAR DE GALILEA"	4	3	3,5	3	2	2	2	0	1,8	2	0	4	2,1	2	2	1	3	3	0	0	1,57	2,29	57,3	
10	"RÍO CHAGUANA"	4	3	3,5	3	2	2	2	4	2,6	2	4	2	2,6	2	2	2	1	3	0	0	1,43	2,51	62,7	
11	"NI UN PASO ATRÁS"	4	3	3,5	4	2	2	2	4	2,8	2	2	2	2,0	2	2	1	2	3	0	0	1,43	2,58	64,4	
12	"24 DE OCTUBRE" – ARMA	4	3	3,5	4	2	2	3	0	2,2	1	1	4	2,0	2	3	2	1	2	2	3	2,14	2,61	65,4	
13	"11 DE ENERO"	4	3	3,5	3	2	3	2	4	2,8	1	1	2	1,3	3	2	3	4	2	0	0	2,00	2,77	69,2	
14	"PUERTO GRANDE"	4	3	3,5	4	3	3	3	4	3,4	1	1	2	1,3	3	4	4	4	3	4	4	3,71	3,54	88,5	
15	"17 DE ENERO"	4	3	3,5	3	2	2	2	0	1,8	1	2	2	1,7	2	2	1	1	2	0	0	1,14	2,15	53,7	
16	"16 DE JULIO"	4	2	3	2	2	2	2	0	1,6	1	3	4	2,7	2	2	1	1	1	0	0	1,00	1,87	46,7	
17	"ISLA PONGALILLO"	4	3	3,5	3	4	2	3	4	3,2	4	2	4	3,3	3	4	4	2	4	4	0	3,00	3,23	80,8	
18	"ISLA BELLAVISTA"	4	3	3,5	3	2	2	2	0	1,8	1	1	4	2,1	2	4	3	2	2	4	1	2,57	2,62	65,6	
19	"COSTA RICA"	4	3	3,5	3	2	2	2	0	1,8	1	0	4	1,8	0	4	3	2	2	4	1	2,29	2,53	63,2	
20	"VIKINGOS DEL MAR"	4	2	3	3	2	2	2	0	1,8	2	1	4	2,4	3	3	3	3	4	0	2,71	2,50	62,6		
EFECTIVIDAD DE MANEJO POR CADA INDICADOR		4,0	2,7	3,3	3,2	2,5	2,4	2,5	2,2	2,6	2,2	2,0	3,4	2,5	2,2	3,0	2,6	2,5	2,8	2,0	1,3	2,32	2,74	68,4	

Fuente: UTPL, 2017

Con respecto a los indicadores por grupo, el más bajo corresponde a las percepciones sobre el "Desempeño del custodio" (Figura 1) y el más alto al "estado de conservación del manglar" (Tabla 2; Figura 1). Así mismo, existen valores bajos en los entes de apoyo como las organizaciones de pescadores del MAE, MPCEIP, GAD, la entidad responsable de proveer asistente técnica

(universidades, consultoras, ONG), y otras organizaciones. A nivel de indicador individual, el más alto corresponde a la cobertura del Manglar y el más bajo corresponde a "Venta directa/ valor agregado" (Tabla 2, Figura 1), que demuestra que la mayoría de los pescadores aún trabajan con intermediarios que se encargan de comercializar los productos bioacuáticos.

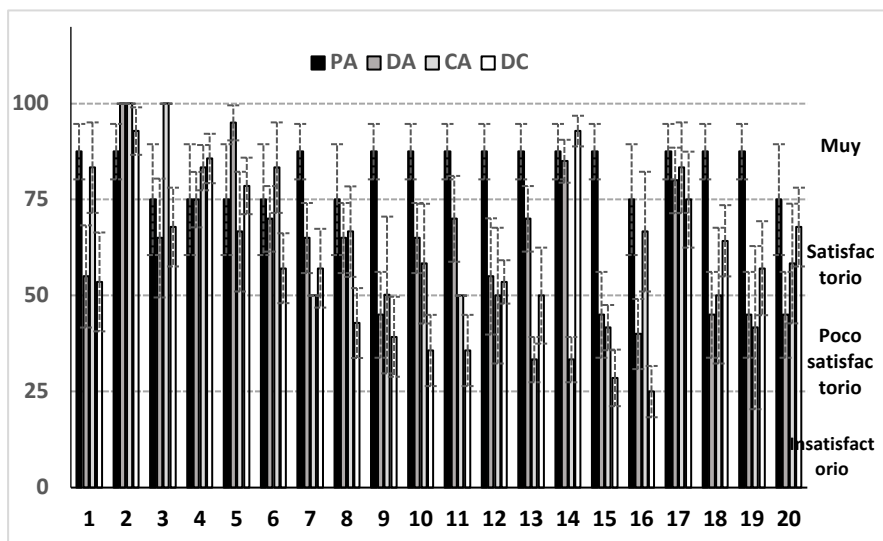


Figura 1. Promedios de las categorías de cada uno de los indicadores relacionados con la gestión y conservación del manglar.

Solamente tres áreas de custodia se ubicaron en el nivel Poco Satisfactorio (41-60%), 13 tienen un Nivel Satisfactorio (61-80%) y 4 áreas de custodia alcanzan el Nivel de Manejo Muy Satisfactorio (81 y 100%, Figura 2)

Corroborando el patrón, el ANOVA señaló que hay diferencias significativas ( $F=4,053$ ;  $p<0,0001$ ) entre las 20 áreas de custodia en relación con los indicadores de gestión y conservación del manglar. El coeficiente de correlación señaló que no hay una correlación significativa entre la cobertura del área bajo AUSCM ( $R=0,3660$ ,  $p=0,1125$ ) y el número de socios de la organización de pescadores ( $R=0,1944$ ,  $p=0,4113$ ) y el cumplimiento de los indicadores de gestión y conservación. El análisis de la prueba T señaló que el número de reuniones de la organización ( $p=0,001$ ) y la vinculación al programa Sociomanglar ( $p=0,001$ ) influyen significativamente sobre el cumplimiento de los indicadores, mientras que la ubicación de área bajo custodia ( $p=0,3803$ ) y el año de entrega del área ( $p=0,1562$ ) no fueron influyentes.

## Manglares de América

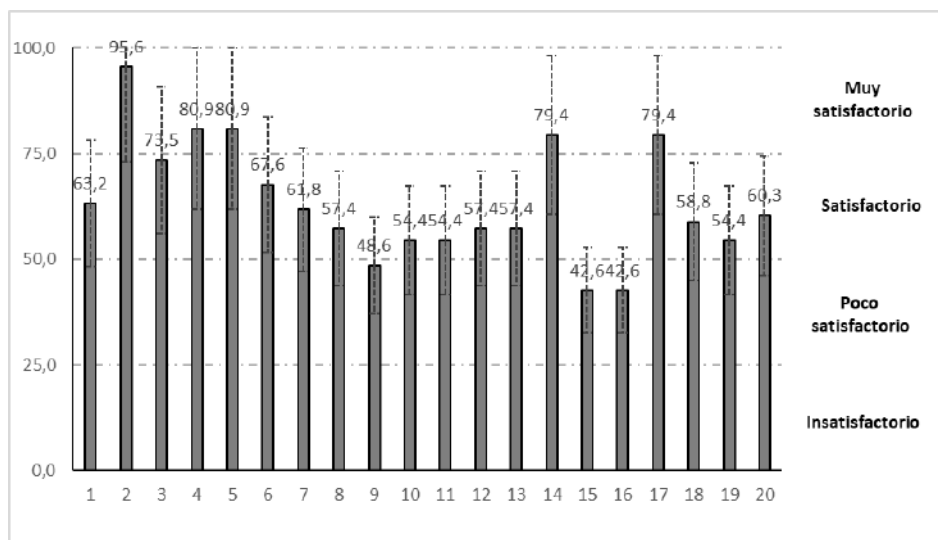


Figura 2. Promedios totales en % de los cuatro indicadores de cada una de las organizaciones relacionadas con la gestión y conservación de manglar.

### Estado de conservación del manglar

Un indicador importante de la gestión de los AUSCM es la cobertura de manglar (Tabla 2, Figura 1). Las percepciones de los custodios respecto a la recuperación del manglar fueron comprobadas mediante un análisis multitemporal en tres períodos: 1998-2010-2017. En todas las áreas se aprecia un incremento en la cobertura vegetal. La información concuerda con la percepción de las organizaciones e instituciones que mencionan que la tala masiva de manglar se ha frenado a partir de la creación de los AUSCM. Existen pequeños desbroces, principalmente en las áreas colindantes con las piscinas camaroneras, para el mantenimiento de los muros (UTPL, 2017). Por otro lado, perciben recuperación de manglar en sitios alejados de camaroneras la cual atribuyen a las actividades de control y vigilancia y reforestación que realizan las organizaciones (UTPL, 2017).

Sobre la contaminación, los resultados y literatura coinciden que las principales fuentes provienen de los vertidos de las camaroneras, agroquímicos de la actividad bananera, aguas residuales urbanas, basura que llega a los estuarios y al manglar, la minería y el derrame de combustibles por las embarcaciones y las bombas de las camaroneras (López-Rodríguez, 2018, Carvajal y

Santillán, 2019; UTPL-GIZ, 2018; Castañeda, 2001; León, 2017; Harari, 2009).

Es importante anotar que, aunque las organizaciones realizan patrullajes y control de forma constante, no está dentro de su alcance reducir la contaminación, ni controlar la tala realizada por camaroneras. Su responsabilidad es controlar, vigilar e informar anomalías al MAE para los procesos administrativos y penales respectivos (UTPL, 2017; UTPL-GIZ, 2018).

### **Desempeño de las organizaciones de apoyo**

Este grupo presenta indicadores con valores altos superado únicamente por las percepciones del estado de conservación del Manglar (Tabla 2, Figura 1). Los involucrados valoran el desempeño del MAE, su asistente técnico, GAD y otras entidades de apoyo. Contar con un ente de asistencia técnica es un requisito para que las organizaciones puedan firmar un AUSCM; el objetivo es garantizar el apoyo para la implementación del plan de manejo y otras actividades que aporten a la gestión del área. A febrero de 2018, siete de las 20 organizaciones tenían convenios vigentes registrados en el MAE. La percepción sobre el apoyo técnico varía entre el 15% y 85% para las organizaciones y 45% y 95% para los entes de apoyo técnico. El GAD provincial de El Oro financió proyectos productivos a 4 organizaciones. El MAE, HIVOS y CI apoyan a través de Sociobosque y del Proyecto Marino Costero.

En cuanto al control y vigilancia del manglar y la prevención y reacción ante el incumplimiento de la normativa ambiental y pesquera, el apoyo de los entes de control es limitado puesto que no hay procesos penales y administrativos desde el MAE, MPCEIP y Fiscalía. Este dato se encuentra en otros informes y en el Plan de Acción Nacional del Manglar (López-Rodríguez, 2018; Carvajal R. y Santillán, 2019; UTPL-GIZ, 2018)

### **Cumplimiento del Acuerdo de Uso y Custodia**

Según el Acuerdo Ministerial No 129 del 11 de agosto de 2010, las organizaciones tienen la obligación de implementar los Planes de Manejo. La percepción sobre su implementación varía entre el 85 y 25% (UTPL, 2017) siendo las razones de su incumplimiento la falta de presupuesto y actividades no alineadas a la realidad e interés de la organización. Planes de manejo con muchas actividades muestran un cumplimiento bajo (UTPL, 2017). Este mismo Acuerdo

establece que las organizaciones deben presentar informes semestrales del plan de manejo. Aquí se determinó que 18 organizaciones cumplieron con la entrega de estos informes, 9 de ellos con aceptación "satisfactoria" y dos organizaciones no entregaron ningún informe (UTPL, 2017). Las organizaciones mencionan haber realizado denuncias y notificaciones de manera escrita, verbal, whatsapp y vía telefónica, sin embargo, dejaron de hacerlo por el costo económico y el tiempo que representan y por las amenazas que reciben. Otra razón es el desinterés de las autoridades ante las denuncias, pues afirman que la mayoría no han recibido respuesta (UTPL, 2017).

### **Desempeño de la organización custodia**

En el Acuerdo Ministerial No. 144 del 2011 se establece que cada plan de manejo debe contar con tres Programas: Control y Vigilancia, Uso Sustentable y Monitoreo. Sobre el "control y vigilancia", 4 de las organizaciones patrullan el área durante las actividades diarias de faena, 6 contratan personal exclusivamente para esta actividad y 12 hacen un control y vigilancia de manera rotativa con sus socios (UTPL, 2017).

En cuanto al "aprovechamiento sustentable", las organizaciones aplican varias medidas. Además de las establecidas por la normativa nacional (tallas mínimas de 45 mm para concha prieta (*Anadara tuberculosa* y *A. similis*) y 7 cm en cangrejo (*Ucides occidentalis*) y vedas en época de apareamiento, aplican medidas voluntarias, como las autovedas (cuando el apareamiento y muda no coinciden con la normativa nacional), menos días de extracción, rotación de las zonas de extracción, captura de conchas con tallas mayores a 45mm, entre otras (UTPL, 2017).

La "comercialización directa y el valor agregado a sus productos" y el "seguimiento a la normativa pesquera" son los indicadores más bajos en este grupo. La "participación de los socios" en la gestión del área es importante y se refleja en la asistencia a reuniones y asambleas (UTPL, 2017). La participación varía entre 80 y 100% en tanto que el "financiamiento para los gastos de administración" alcanzó 2 puntos. Los ingresos son diversos, siendo las principales las cuotas mensuales y multas por incumplimiento del reglamento interno. Doce organizaciones aportan entre USD 3 y 9 mensual, 6 de 10 a 20 USD y una aporta hasta USD 56. El incumplimiento en el



pago de las cuotas mensuales les ha generado conflictos internos (UTPL, 2017).

El incentivo económico que brinda Sociomanglar (10 organizaciones son parte de este programa) es sin duda importante para la gestión de las áreas, ya que les facilita el cumplimiento de actividades de control y vigilancia pues con estos recursos han adquirido embarcaciones, motores y equipos de comunicación (UTPL, 2017).

El desempeño de las organizaciones custodias también se ha visto afectado por problemas externos, como la incursión de pescadores independientes (que han resultado en agresiones físicas y sobreexplotación de concha y cangrejo) y las agresiones por parte de los cuidadores de las camaroneras, ataques de perros y la contaminación. El indicador "Capacitación, difusión y concientización", alcanzó el puntaje máximo debido a la presencia de proyectos importantes de la cooperación internacional como el proyecto Marino Costero y el aporte de las universidades.

#### **4. Discusión**

Los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar son una estrategia de conservación importante y efectiva para la conservación del manglar en la provincia de El Oro. La recuperación de la cobertura de manglar y el nivel promedio de efectividad de manejo "Satisfactorio" confirman esta efectividad.

Los planes de manejo son una herramienta válida para la planificación a largo plazo de estas áreas, pero no como la única para evaluar la efectividad de manejo y los informes semestrales, las cuales dependen del alcance del Plan, amenazas y oportunidades. Por ejemplo, el Acuerdo Ministerial Nro. 129 (2010) solicita un reglamento Interno y cumplimiento de la normativa y denuncias, temas que no son tomados en cuenta en informes semestrales. Además, existen planes de manejo que contemplan actividades que no concuerdan con la realidad de las organizaciones, son extensos, complejos y con presupuestos elevados no acordes a la realidad económica de los "custodios", situación que limita el nivel de cumplimiento de sus planes.

El bajo puntaje en la efectividad de manejo que tienen algunas áreas se debe, en su mayoría, a factores que están fuera de su alcance o no son de su responsabilidad, como la contaminación de los esteros y la invasión a las áreas de custodia por pescadores independientes, no estar dentro del programa Sociomanglar y la forma de comercialización de los recursos bioacuáticos (UTPL, 2017).

La debilidad en la elaboración de los informes semestrales se debe, principalmente a la falta de una cultura de obtener evidencias de las actividades que desarrollan. La mayoría de las organizaciones mencionan no haber recibido apoyo de la entidad de asistencia técnica para la elaboración de estos informes.

## 5. Conclusiones

Las organizaciones con áreas de custodia, entidades de asistencia técnica y de gobierno, concuerdan que los Acuerdos de Usos Sustentable y Custodia son una herramienta efectiva para la conservación y para la economía de las comunidades ancestrales y usuarios tradicionales del manglar. Ha sido efectiva en frenar la tala de manglar (como lo demuestra el estudio multitemporal), aunque persiste la sobreexplotación de los recursos bioacuáticos y la contaminación de agua y sedimento, amenazas para las cuales se requiere un mayor apoyo y coordinación interinstitucional por parte de los entes de control (MAE, MPCEIP, Fiscalía).

La UTPL, junto con el MAE, CI y GIZ apoyan la gestión de los AUSCM con investigaciones, proyectos de vinculación, capacitaciones y en la formulación de proyectos productivos, y junto con las organizaciones de AUSCM contribuyen a la conservación y uso sustentable de la Vida Marina (ODS 14).

### Referencias bibliográficas

Acuerdo Ministerial N° 129. (2010). Registro Oficial No. 283. Quito: Ministerio del Ambiente. 21 de septiembre del 2010. Disponible en [http://gobec.gobiernoelectronico.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento\\_Procedimiento-Acuerdo-Uso-Sustentable-Custodia-Manglares.pdf](http://gobec.gobiernoelectronico.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento_Procedimiento-Acuerdo-Uso-Sustentable-Custodia-Manglares.pdf)

Acuerdo Ministerial N° 144. (2011). Ministerio del Ambiente. <http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/docs2013/manglares/Acuerdo%20144.pdf>

Alongi, DM. (2002) Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29(3). Cambridge University Press: 331–349. DOI: 10.1017/S0376892902000231

Asamblea Nacional Constituyente. (2008). Constitución de la República del Ecuador. Registro Oficial No. 449 de 20 de octubre de 2008.

Carvajal R. y X. Santillán. (2019). Plan de Acción Nacional para la Conservación de los Manglares del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente de Ecuador, Conservación Internacional Ecuador, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) y la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS). Proyecto Conservación de Manglar en el Pacífico Este Tropical. Guayaquil, Ecuador. Disponible en: <http://conservation.org.ec/wp-content/uploads/2019/07/PAN-Manglares-Ecuador.pdf>

Castañeda, D. (2001). “El sector camaronero, el dumping Ecológico y sus repercusiones en el ámbito social, el medio ambiente y el desarrollo nacional”. Instituto de Altos Estudios Nacionales.

Cifuentes, M. & A. Izurieta. (1999). Evaluation of protected area management effectiveness: analysis of procedures and outline for a manual. WWF Centroamérica. Turrialba, Costa Rica

Coello, S., D. Vinuesa & R. Alemán. (2008). Evaluación del desempeño de los acuerdos de uso sustentable y custodia de manglar de la zona costera del Ecuador. Ministerio del Ambiente del Ecuador – Conservación Internacional – Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) – Comisión Mundial de Áreas Protegidas de UICN – Programa de apoyo a la gestión descentralizada de los recursos naturales en las tres provincias del norte del Ecuador (PRODERENA) – Ecobiotec. Julio de 2008: 52pp.

De Faria, H. (1993). Elaboración de un procedimiento para medir la efectividad de manejo de áreas silvestres protegidas y su aplicación en dos áreas protegidas de Costa Rica, Turrialba, Costa Rica, Tesis. Mag. Sc., CATIE, 1993.

Harari, R. (2009). Trabajo, ambiente y salud en la producción bananera del Ecuador. Corporación para el Desarrollo de la Producción y el Medioambiente Laboral

Hockings, M. (2000). Evaluating protected area management: a review of systems for assessing management effective-ness of

protected areas. The University of Queensland School of Natural and Rural Systems Management, Occasional Paper 7(3).

León, L. (2017). La sostenibilidad ambiental en el sector productivo bananero del cantón Machala. Universidad Técnica de Machala. II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología.

López Angarita J, et al. (2016), Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management* 368 (2016) 151–162

López-Rodríguez, FV. (2018) Mangrove Concessions: An Innovative Strategy for Community Mangrove Conservation in Ecuador. In: Makowski C and Finkl CW (eds) *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*. Cham: Springer International Publishing, pp. 557–578. DOI: 10.1007/978-3-319-73016-5\_25.

Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas y Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. (2018). Hacia un

manejo adaptativo del Refugio de Vida Silvestre Manglares Estuario del Río Muisne, ubicado en la Provincia de Esmeraldas. Sistematización de la aplicación de la metodología Manejo Adaptativo de Riesgo y Vulnerabilidad en Sitios de Conservación (MARISCO). Quito – Ecuador.

Ulloa, R. y Tamayo, D. (2012). Evaluación de efectividad de manejo de cinco áreas protegidas marinas y costeras del Ecuador continental: Parque Nacional Machalilla, Reserva Marina Galera-San Francisco, Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro, Refugio de Vida Silvestre Marino Costero Pacoche y Reserva de Producción Faunística Marino Costero Puntilla de Santa Elena. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Conservación Internacional Ecuador. Guayaquil, Ecuador

Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL). (2017). Evaluación de efectividad de manejo de los acuerdos de uso sustentable y custodia del manglar en la provincia de El Oro (Documento digital). SGMIC, CI-Ecuador, HIVOS, GEF y FAO. Loja. Ecuador.

Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL) y Deutsche Gesellschaft fuer Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. (2018). Hacia un manejo adaptativo de los ecosistemas costeros de la provincia de El Oro, Ecuador. Sistematización de la aplicación de la metodología Manejo Adaptativo de Riesgo y

Vulnerabilidad en Sitios de Conservación (MARISCO). Quito – Ecuador. UTPL (C. Naranjo, F. López, M. Morocho, E. Toledo y M. Riofrio.) y GIZ

# Impactos antropogénicos en los Manglares de la laguna de Nuxco, Guerrero, México

Herlinda Gervacio Jiménez<sup>1</sup>  
Benjamín Castillo Elías<sup>2</sup>  
Fernando Severiano Galeana<sup>1</sup>  
José Angel Vences Martínez<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Docente-Investigadora de la Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco, Guerrero

<sup>2</sup>Docente-Investigador del Instituto de Investigación Científica Humanística Social y Posgrado de la Universidad Autónoma de Guerrero, Chilpancingo, Guerrero, México, Autor de correspondencia

<sup>3</sup>Docente-Investigador de la Escuela Superior de Desarrollo Sustentable de la Universidad Autónoma de Guerrero, Tecpan de Galeana, Guerrero, México,

**Cita:** H. Gervacio., B. Castillo., F., Severiano., J. Vences. (2019) Impactos antropogénicos en los Manglares de la laguna de Nuxco, Guerrero, México. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Los manglares tienen una amplia relación con las comunidades ribereñas, donde surgen beneficios sociales y económicos. Estos ecosistemas influyen sobre la situación económica de los habitantes por el uso de la madera del mangle. El objetivo fue identificar las actividades antropogénicas por los habitantes de la localidad Colonia Veinte de Noviembre adjunta a la laguna de Nuxco, Municipio de Tecpan de Galeana, Guerrero, que provocan un impacto ambiental sobre los manglares. Se aplicó una encuesta a una muestra de 158 personas de un total de 705 pobladores. Se obtuvo información sobre el impacto que provocan las actividades antropogénicas sobre el manglar y actividades que lo afectan directamente. Se identificó la problemática socio-económico-ambiental en las que están inmersos. Se logró conocer y documentar los diferentes usos y afectaciones sobre el manglar, permitiendo integrar a corto plazo un proyecto viable de sustentabilidad económica regional.

**Palabras Clave:** Mangle, educación ambiental, desarrollo regional.

## ABSTRACT

Mangroves have a close relationship with riparian communities, where social and economic benefits arise. These ecosystems impact on the economic situation of the population through the use of mangrove wood. The objective was to identify the anthropogenic activities caused by the population of "La Colonia Veinte de Noviembre", locality nearby to the Nuxco lagoon, township of "Tecpan de Galeana, Guerrero", which cause an environmental impact on the mangroves. A survey was applied to a sample of 158 people out of a total of 705 settlers. Information was obtained about the impact caused by anthropogenic activities on the mangrove and activities that affect it directly. The socio-economic-environmental problems in which they are immersed were identified. It was possible to know and document the different uses and damages caused to the mangrove, allowing to introduce a short term viable project of regional economic sustainability.

**key words:** mangrove, environmental education, regional development.

## 1. Introducción

Los manglares tienen una amplia relación con las comunidades ribereñas, donde surgen y se desempeñan otros papeles importantes en lo que se refiere a beneficios sociales y económicos (Tovilla y Orihuela, 2002).

Las localidades costeras ejercen una fuerte presión sobre los ecosistemas de manglares con la demanda de madera que se utiliza para construir habitaciones, cimbras, cercos, artes de pesca, muelles, leña, forrajes y otros productos forestales no madereros (Foroughbakhch et al. 2004).

Los ecosistemas de manglar son una fuente de riqueza natural y de servicios ambientales de gran importancia en lo ecológico, económico y social debido a la conservación que otorga a diversas especies (CONABIO, 2009). Estos ecosistemas son explotados de manera directa o indirectamente por el hombre, obteniendo como beneficio la extracción de madera, de peces, crustáceos y moluscos (Tovilla y Orihuela, 2002); así también actividades como la ganadería, agricultura, cacería ilegal, ocasionando sobre-explotación y deterioro del ecosistema de manglar (Álvarez-León, 2003; Castillo et al., 2018).

Diferentes estudios han demostrado la estrecha relación socioeconómica de las comunidades ribereñas y su influencia directa con los mangles, por lo que es posible el aprovechamiento sustentable de este recurso forestal mediante el establecimiento de proyectos productivos propiciando alternativas viables para mejorar la situación socioeconómica regional con el aprovechamiento de productos de los manglares (leña, carbón y madera) para el mercado y generando capacidad técnica y oportunidades de empleo, proyectando a su vez actividades de restauración y reforestación (Álvarez-León, 2003; Valdez, 2004; Castillo-Elías y Rosas, 2006; Castillo, 2007; Gervacio y Castillo-Elías, 2006; Castillo, 2010; López et al., 2013; Vences et al., 2015; Vences et al., 2016; Castillo-Elías et al., 2017; Castillo et al., 2018; Vences-Martínez et al., 2018).

Con referencia a lo anterior, los manglares son considerados como un recurso natural forestal debido a los servicios ambientales que otorga, obteniendo beneficios para las actividades cotidianas, uso medicinal y de pesca.



Es así, que debido al inadecuado manejo de los recursos naturales, en las zonas representativas de manglar se ha ocasionado el deterioro del entorno ambiental por el uso y aprovechamiento irracional de los manglares; cambio de uso de suelo por diferentes actividades antropogénicas; falta de cultura ecológica referente a la importancia que tiene la protección de los manglares; la erosión del suelo; disminución en las corrientes de agua; la desaparición tanto de flora y fauna silvestre asociadas a los ecosistemas de manglar y que están consideradas en peligro de extinción; generación de incendios forestales por la quema de la basura y una sobreexplotación del recurso pesquero; coloca en una situación socioeconómica crítica a los habitantes de las comunidades ribereñas en las cercanías de los manglares (Castillo, 2010).

El objetivo de este trabajo fue identificar las actividades antropogénicas por los habitantes de la localidad de la Colonia Veinte de Noviembre adjunta a la laguna de Nuxco, Municipio de Tecpan de Galeana, Guerrero, que provocan un impacto ambiental sobre los manglares, conociendo los usos que se le da al recurso manglar y determinando la situación actual de los manglares en la laguna de Nuxco, Gro.

Por lo anterior, el presente estudio, tiene la finalidad de conocer la vinculación entre los componentes ambientales del recurso manglar y los pobladores de la localidad de la Colonia Veinte de Noviembre, Municipio de Tecpan de Galeana, Guerrero, para proponer alternativas de aprovechamiento sustentable y de conservación de ese recurso forestal, promoviendo el establecimiento de proyectos productivos sustentables enfocados al ecosistema de manglar, toda vez que esta zona es de gran importancia turística y pesquera.

## **2. Materiales y métodos**

El área de estudio se ubica a 20 km al suroeste de la cabecera Municipal de Tecpan de Galeana, Guerrero en las coordenadas geográficas 17°12'56.96" N y 100°47'25.61" W (Figura 1), abarcando la laguna de Nuxco una superficie aproximada de 6,300 ha (Contreras, 2001); presenta un clima tropical subhúmedo, del tipo Aw'' (wi) con lluvias en verano, sequías en invierno y temperatura mayor a 20°C (Rzedowski, 2006); se encuentra en la región hidrológica N° 19: Costa Grande formada por la cuenca del

## Manglares de América

río Atoyac; cuenca del río de la Sabana y la cuenca del río Papagayo; con suelos de tipo Chernozem (INEGI, 2005).

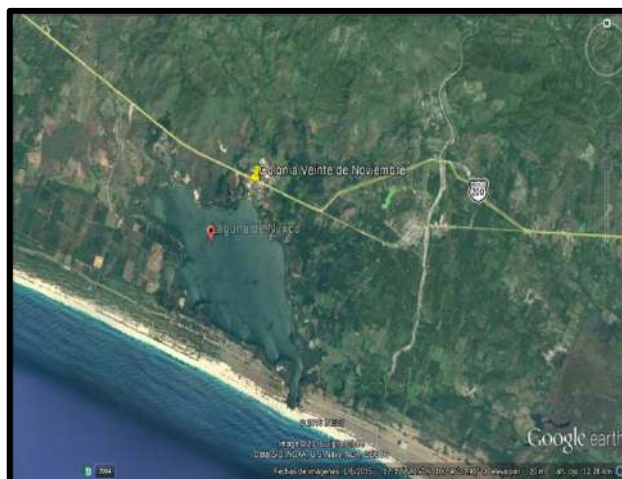


Figura 1. Imagen aérea del área de estudio. Fuente: Google Earth

Durante el periodo comprendido entre los años de 2017 a 2018, se realizaron encuestas a los habitantes de la localidad de la Colonia Veinte de Noviembre, se eligió una muestra simple aleatoria de 158 personas de un total de 705 pobladores, con base en la información estadística de los datos aportados por la SEDESOL (2013) y de acuerdo con Pértegas y Pita (2002) citados por Castillo (2010) se determinó el tamaño de la muestra considerando que se trata de una población finita, mediante la siguiente formula se determinó el tamaño de la muestra:

$$n = \frac{N * Z_{\alpha}^2 p + q}{d^2 * (N - 1) + Z_{\alpha}^2 * p * q}$$

Dónde:

n= Tamaño de muestra a elegir

N= Total de la población

Z $\alpha$ <sup>2</sup>= 1.96<sup>2</sup> (seguridad del 95%)

p= Proporción esperada (en este caso 5%=0.05)

$q = 1 - p$  (en este caso  $1 - 0.05 = 0.95$ )

$d =$  precisión (en este caso deseamos un 3%)

La encuesta se realizó donde se encontraba la población a encuestar como varaderos donde se efectúa la pesca, reuniones y/o en los domicilios particulares.

Con el resultado del análisis de las encuestas se obtuvieron tres variables principales que abordaron el aspecto general de acciones que se realizan para la conservación y aprovechamiento sustentable de los manglares y sus áreas de influencia (laguna y playa) encaminados con la educación ambiental, abarcando los siguientes temas:

Usos del mangle

Manejo de residuos sólidos urbanos (RSU)

Afectación de los manglares

### **3. Resultados**

De acuerdo a las encuestas aplicadas, se conocieron cuáles eran las expectativas de los encuestados con relación a los recursos naturales que se encuentran en su localidad como son los manglares, obteniendo los siguientes indicadores:

#### **Aprovechamiento del Mangle**

De los datos obtenidos en la Colonia El 20 se destacó que existe un cierto aprovechamiento del recurso manglar, para diferentes actividades laborales como el uso de madera, uso de carbón, de leña, de manera comercial, entre otras actividades, lo cual un 58% de los habitantes están de acuerdo que existe un aprovechamiento del recurso de mangle, mientras que un 42% está en desacuerdo de que no existe el aprovechamiento de mangle en la laguna de Nuxco anexa a la Colonia El 20.

#### **Usos que se le da al mangle**

##### **Uso como leña**

Con referencia al uso que se le da al manglar para la obtención de leña, se detectaron los siguientes porcentajes: el 71% nunca lo

utilizan como recurso para leña, mientras que en un 29% siempre es utilizado para leña en usos diversos.

### **Uso doméstico**

El uso que se le da al manglar existente en la laguna de Nuxco para la obtención de madera de mangle en los quehaceres domésticos, arrojó los siguientes porcentajes: un 71% nunca lo utiliza, y un 29% siempre es utilizado para usos domésticos.

Asimismo, se constató que se realizaron algunas actividades relacionadas con el uso doméstico, ya que principalmente en la zona costera de playa en la franja restaurantera se usó la madera de mangle para la edificación de enramadas, de igual manera, se detectó que los pobladores afirmaron el principal uso doméstico que se les dan a los ejemplares de mangle son para la elaboración de leña y horcones.

### **Uso comercial**

Las actividades y los usos anteriormente descritos, en su conjunto representan un riesgo para las especies de manglar, ya que se realizan sin un aprovechamiento sustentable, incluso en algunas ocasiones este uso se trasporta a la práctica comercial de la madera de mangle, aun considerándose un delito ambiental la comercialización con especies de vida silvestre sin una autorización previa por las autoridades Federales, por lo cual los pobladores encuestados contestaron que un 88% nunca utilizan ejemplares de mangle para comercializar y el 13% siempre han comercializado como un recurso forestal, para satisfacer sus necesidades básicas, considerándolo como un recurso poco valorado de manera comercial, debido a nivel de conocimiento con que cuenta la localidad en general con respecto al manglar.

### **Uso para carbón**

El uso que se le da al manglar para la obtención de carbón, se obtuvieron los siguientes porcentajes: del total de la población encuestada un 89% opinaron que nunca han utilizado el mangle para el uso del carbón, mientras que el 11% casi siempre lo usan para la elaboración y obtención de carbón.

### **Especie de mangle más utilizada**

De acuerdo a la participación de los habitantes en la Colonia 20 de Noviembre y a los datos recabados, la especie que mayormente se utiliza es el mangle botoncillo (*Conocarpus*

erectus), con un 34% debido a que este ejemplar otorga mayor resistencia a plagas y a la pudrición; en segundo lugar con un aprovechamiento del 19% se encuentra mangle prieto o salado, con un 16% el mangle candellilla o rojo, que la población lo utiliza como medicinal, utilizando la cascara o corteza del árbol, un 4% el mangle blanco o bobo tiene un menor aprovechamiento debido a que es un maderera muy fácil de ser atacado por plagas, y un 27% de los habitantes encuestados no lo utilizan como recurso forestal (Figura 2).

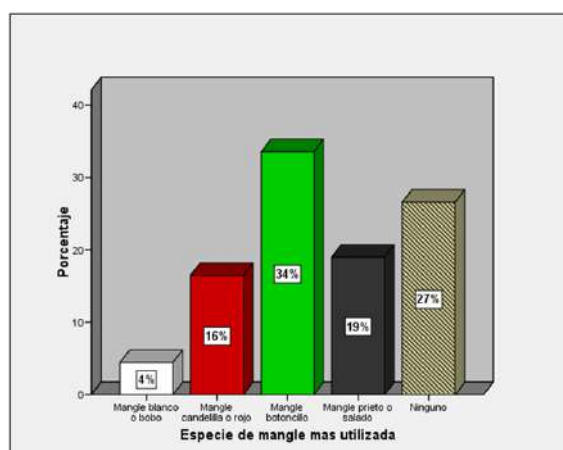


Figura 2. Especie de Mangle más utilizado por los habitantes

De los habitantes encuestados el 90% están comprometidos con la protección y conservación de los mangles, debido a los recursos que otorga el ecosistema de manglar, el crecimiento y reproducción tanto de especies de peces, aves migratorias que anidan en temporadas de reproducción y los servicios ambientales ecosistémicos que otorga a las comunidades anexa a un cuerpo lagunar, solo el 10 % no muestra interés en participar.

Los habitantes de la localidad manifestaron la importancia que tiene la actividad de la reforestación, debido a la diversidad y riqueza que el ecosistema de manglar otorga de manera económica, ecológica y social.

### **Manejo de los residuos sólidos**

El manejo de los residuos es un aspecto fundamental, para seguir conservando en buen estado nuestros recursos naturales, es por

## Manglares de América

ello que al no tener un manejo adecuado de nuestros residuos ocasionan graves problemas en la salud, el agua, el aire y el suelo.

Habitantes encuestados argumentan que el servicio de recolección de basura se encuentra en malas condiciones debido a que el camión recolector de basura pasa cada tercer día en un 58%, un 32% solo una vez a la semana pasa a recolectar la basura de la localidad, mientras un 8% de los habitantes nunca pasa y un 1% pasa a diario, cabe mencionar los habitantes de la colonia El 20 que el carro recolector de la basura solo pasa por las calles principales de la comunidad, eso hace que las personas que viven más retiradas no cuenten con el servicio de recolección de basura.

El reciclaje de los residuos sólidos es de gran importancia debido a que ayuda a minimizar el impacto que ocasiona al desintegrarse a cielo abierto. Un 34% no tienen la cultura de reciclar, mientras un 27% separa lo que es el aluminio debido que es un material que es vendido por kilogramo, un 11% recicla el cartón y un 16% utiliza el vidrio para diferentes actividades, mientras un 11% hace la actividad de otros (residuos de comida, hojarasca, madera).

Con referencia al destino de los residuos sólidos por la falta del servicio de recolección Municipal, el 9% de los encuestados contestaron que lo depositan en tiraderos a cielo abierto, mientras que un 11% comentó que lo almacena en su domicilio y un 67% mencionó que realizan la quema de la basura en los patios traseros o en lugares anexos a sus casas, mientras que un 9% se depositan en contenedores y un 4% se tira a las orillas de la laguna, ocasionando así severa contaminación y mal aspecto visual en la localidad bajo estudio (Figura 3).

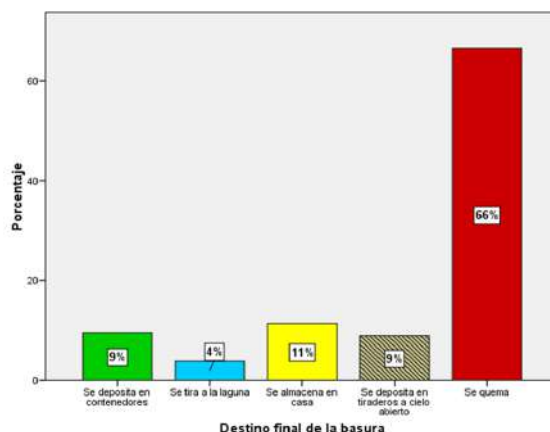


Figura 3. Destino final de los residuos sólidos urbanos

De acuerdo con la información obtenida, se constató al realizar recorridos por algunas áreas anexas a la localidad de estudio, la evidencia de que los habitantes realizan actividades como la quema de basura; así como la eliminación sus residuos sólidos arrojándolos en sitios a cielo abierto y en áreas de manglar colindantes a sus viviendas y en traspatios de las casas.

### Contaminación de la laguna de Nuxco

Los habitantes de la Colonia el 20, un 59% de la población encuestada aceptaron que tanto en la localidad como en sus alrededores existe el problema con la basura y de animales domésticos por las calles como: puercos, gallinas, perros, entre otros, lo cual genera un mal aspecto para la Colonia, contrario al 41% desconocieron la existencia de la problemática de la basura en la localidad y sus alrededores.

El 71% de la población aceptaron y están de acuerdo de la existencia de la contaminación de la basura que es ocasionada por las diferentes actividades realizadas en la Colonia, en tanto que el 29% no reconocieron que existe contaminación de la basura en la laguna y la playa.

Con relación a la Contaminación por descargas de agua residuales en la Colonia el 20, los habitantes aceptaron un 39% de que existen descargas al cuerpo lagunar, generando una serie de consecuencias como: mal olor y sabor, alteraciones químicas en el Ph, oxígeno disuelto lo cual pueden ser peligrosas para la salud humana, mientras que un 61% desconoció la problemática.

## Manglares de América

Constatando en recorridos de campo la evidencia real de puntos donde se realizaba de manera clandestina la descarga de aguas negras.

Otras de las problemáticas que también influyen en la contaminación de las aguas de la laguna de Nuxco es la descarga de agua que proviene de los estanques camaronícolas, lo cual contiene residuos utilizados en el proceso de engorde de dichos cultivos acuícolas (Figura 4).



Figura 4. Estanques camaronícolas

Otra de las principales problemáticas con las que cuenta los habitantes de la Colonia el 20, es la falta del servicio del drenaje de lo cual el 78% de la población cuenta con fosas sépticas, un 6% cuenta con biofosas, un 7% utiliza como depósito de descarga letrinas y un 9% no tiene un sistema de drenaje adecuado para el manejo de las descargas de aguas sanitarias, lo cual genera un impacto negativo y de mal aspecto para la Colonia.

#### **Áreas de manglar deforestadas**

En cuanto a la situación actual de los manglares de acuerdo a las diferentes actividades antropogénicas que se realizan en la periferia e interior del humedal siendo las más importantes: la



realización de obras y/o actividades consistentes en la construcción de viviendas particulares, el relleno y destrucción de la zona de manglar mediante la apertura de brechas o caminos y el desmonte de la vegetación tanto de mangle como de selva baja caducifolia, actividades de cambio de uso de suelo mediante la lotificación de terrenos para la venta dentro de terrenos de uso nacional en el caso de áreas del humedal, instalación de potreros y la apertura de zonas de pastoreo para ganado vacuno y porcino y la construcción de estanques acuícolas y/o camaronícolas y vertimientos de aguas residuales, estas actividades influyen de manera decisiva sobre la integridad del ecosistema de manglar, modificando su estructura y biodiversidad, lo que ocasiona una problemática ambiental, por lo que de acuerdo con estas actividades antropogénicas, los encuestados aceptaron en un 62% están de acuerdo que existen áreas que gradualmente han sido deforestadas, mientras que un 38% negaron esa situación de áreas gradualmente deforestadas.

Constatando evidencias en campo que existen áreas de deforestación dentro del ecosistema de manglar en la laguna de Nuxco, existiendo aún áreas representativas y aún conservadas de manglar.

Los recorridos en campo, se hicieron en cuatro sitios, siendo elegidos por ser más representativos en cuanto a la mayor cobertura de manglar (Figura 5).

## Manglares de América

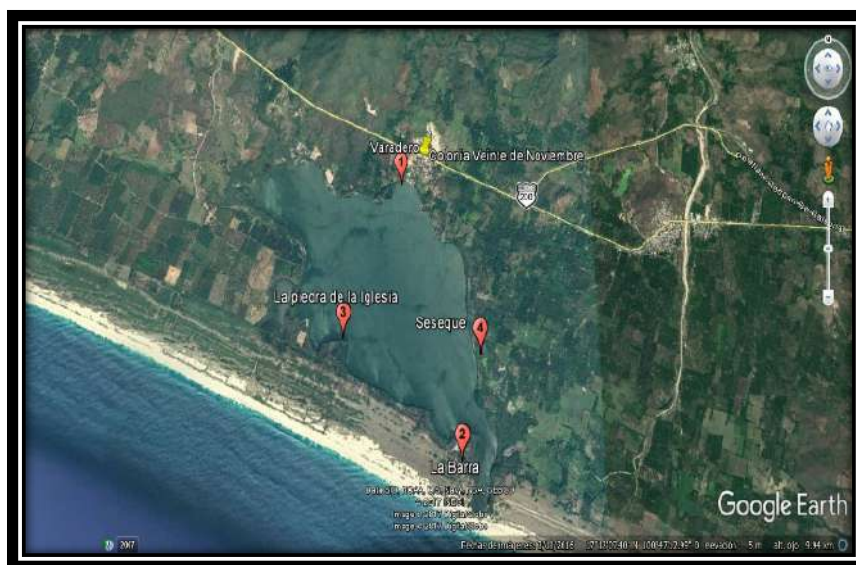


Figura 5. Mapa de distribución de los cuatro sitios

Fuente: Google Earth

En los sitios seleccionados se obtuvieron las siguientes observaciones:

Sitio No.1. El varadero, se ubica entre las coordenadas geográficas  $17^{\circ}12' 50.0''$  N y  $100^{\circ}41' 40.9''$  O se encuentra en deterioro o perturbado debido, a las huellas de disturbio que se presenta en el área siendo la; tala de ejemplares de mangle para el consumo doméstico o comercialización, pastoreo por hatos de ganado bovino, la basura que es arrojada por los mismo habitantes de la localidad, aperturas de camino o brecha sobre las orillas de la laguna, el vertimiento de aguas residuales tanto domésticas, como agropecuarias, ocasionando así un severo daño como asolvamiento del cuerpo lagunar y perdida de especies de peces comerciales.

Sitio No. 2. La barra se ubica entre las coordenadas geográficas,  $17^{\circ}10' 52.7''$  N y  $100^{\circ}46' 50.3''$  O; se encuentra perturbado, por la basura generada del turismo, la apertura de caminos debido a que es una zona de turismo ya que es un lugar concurrido no solo por los lugareños de la colonia sino por otras personas ajenas a la comunidad, donde decenas de familias se pasan el día conviviendo llevan comida, entre otros productos de consumo humano, lo que ocasiona al final del día que esas personas dejen

su basura en el sitio lo cual afecta al ecosistema de manglar. La barra presenta un mayor deterioro debido a las actividades antrópicas que se realizan.

Sitio No. 3. La piedra de la iglesia se ubica en las coordenadas 17°11' 49.4" N y 100°47' 59.5" O, algunas huellas de disturbio como; la tala, basura a menor escala y la construcción de caminos, el hábitat se encuentra fragmentado por las actividades antropogénicas que se realizan dentro y en la periferia del ecosistema de manglar, como tendidos eléctricos. El tipo de vegetación que predomina en la zona es Palmares, Pastizales, Nopaleras y selva baja espinosa caducifolia. Por lo tanto, es un área aún más conservada que los anteriores sitios, por lo cual es un lugar apto para el muestreo de fauna debido a que existe una población de murciélagos entre otras especies de vertebrados.

Sitio No. 4. Conocido como Seseque o camino del güero se ubica en las coordenadas 17°11' 05.8" N y 100°46' 26.1" O, El tipo de vegetación que predomina en la zona es Manglar, Pastizales y selva baja espinosa caducifolia el lugar se encuentra perturbado como; tiradero de basura (PET, cartón, entre otros residuos) en las orillas de la Laguna y el pastoreo de ganado o cambio y uso de suelo como potreros, el hábitat se encuentra fragmentado por las actividades antropogénicas de la agricultura entre otros factores. Con riesgo a desaparecer por las actividades agropecuarias que se realizan en esa zona.

#### **4. Discusión**

Referente al diagnóstico ambiental uso y aprovechamiento del recurso de mangle en la Colonia Veinte de Noviembre; se constató que los habitantes, por satisfacer sus necesidades llegan hacer un uso indebido de los recursos naturales como; el uso de ejemplares de mangles para diversas actividades; leña, madera para construcciones rusticas de enramadas o viviendas, para elaboración de herramientas de trabajo, carbón, por lo cual un 29% de las personas encuestadas afirman que si existe un aprovechamiento del mangle como un recurso forestal: siendo diferente a lo reportado por Castillo (2007; 2010) quien afirma que el uso que se le da al manglar para la obtención de leña en localidades costeras de la laguna de Tres Palos en Acapulco, Guerrero, utilizan siempre este recurso en un mayor porcentaje, siendo sobre utilizado, por lo que son lugares en donde se

encuentran dañadas las áreas de manglar. El uso doméstico de manglar en la laguna de Nuxco es mínimo comparado con el reporte de Castillo (2007; 2010) donde el uso de la madera de mangle para la edificación de enramadas es en alto porcentaje de demanda para la elaboración de leña y horcones.

La situación de aprovechamiento de madera de mangle para uso comercial fue similar a lo reportado por Tovilla y Orihuela (2002) y Castillo (2007) siendo el recurso manglar considerado un elemento útil de subsistencia alterna para las localidades pesqueras.

Una similitud en particular son las condiciones socio-económicas en que se encuentra ambas comunidades, hacen un aprovechamiento inadecuado de los recursos naturales como lo señalan Castillo (2010) y Basáñez et al. (2006) siendo la actividad de aprovechamiento en escala menor el uso de manglares para obtención de leña, en quehaceres domésticos, de apoyo en el trabajo y de uso comercial.

En el presente estudio la especie de mangle de mayor demanda fue el mangle Botoncillo (*Conocarpus erectus*) diferente a lo citado por Castillo (2007) quien determinó que la especie que más utilizan en la laguna de Tres Palos es de mangle blanco (*Laguncularia racemosa* (L.) Gaertner) con un 82%.

El manejo de los residuos sólidos en la Colonia Veinte de Noviembre con un porcentaje de la población encuestada se constató que un 66% realiza la quema de la basura en los patios o en lugares anexos a sus viviendas, debido a la falta del servicio de recolección municipal, afirmando con un 58% pasa cada tercer día el camión recolector de basura solo por las calles céntricas de la colonia, que trae como consecuencia que las casas o personas que están situada en zonas más alejadas de las calles principales de la Colonia, no cuenten con el servicio de recolección de basura tal y como lo es, lo citado anteriormente es

Ese fenómeno es similar a lo reportado por (Castillo, 2010) citando que las zonas de manglar son utilizadas como vertederos de basura a cielo abierto y la mayoría de la población realiza la quema de basura en sus patios de sus vivienda en la laguna el Carrizal Municipio de Coyuca de Benítez, Gro. En este sentido, Gervacio (2008) recomienda implementar programas para disminuir la producción de basura y recuperar residuos sólidos para producir nuevos productos mediante el reciclaje, pues si el manejo de basura está bien organizado y se da información sobre el tema,

es más probable que la conducta y la conciencia ambiental de los pobladores mejorará, denotándose un cambio de actitudes y conocimiento adecuado para el uso y manejo de los residuos sólidos urbanos. Siendo necesaria la vinculación de las autoridades municipales para disminuir este efecto a través de recorridos de recolección de basura, pero también, educación ambiental a los habitantes de ambas comunidades para que vayan tomando conciencia ecológica y obtener un beneficio económico extra por la reutilización de la misma.

Referente a la situación actual de los manglares de acuerdo a los resultados obtenidos en la aplicación de las encuestas y de la observación mediante los recorridos de campo se constato un 52%, que existen zonas deforestadas en el ecosistema de manglar, y que son por las actividades antropogénicas que se ejerce en la periferia e interior del humedal como lo es; la construcción de obras y/o edificaciones para viviendas, deforestación de la zona de manglar para la apertura de brechas o caminos y actividades de cambio de uso de suelo como la lotificación de terrenos para la venta, lo anterior es diferente al reporte de Vences et al. (2016) y Vences-Martínez et. al., (2018) mediante la consulta de datos geográficos de Usos de Suelo y Vegetación en el Geo portal de la CONABIO de los años 1981; 2005; 2010 y 2015, la afectación de la cobertura del manglar en los últimos 34 años, es debido a las diversas actividades antropogénicas, sirviéndose así la población de los recursos naturales para satisfacer sus necesidades obteniendo una pérdida del 50% de la cobertura. Viéndolo desde un punto de similitud es debido al crecimiento poblacional al paso del tiempo en la Colonia que no es posible seguir conservando la misma tasa de aprovechamiento sobre los recursos naturales que otorga el ecosistema de manglar. Una tendencia similar al estudio de Castillo (2007) quien reportó la existencia de algunos puntos de la laguna de Tres Palos donde empresas constructoras de viviendas y particulares, están llevando a cabo la realización de obras y/o actividades consistentes en el relleno y destrucción de la zona de manglar, mediante el desmonte de la vegetación tanto de manglar como de selva baja caducifolia, afectando al ecosistema; asimismo, esa problemática es similar a lo mencionado por Castillo (2010) donde las actividades antropogénicas causan un efecto negativo sobre los manglares, ya que se realizan obras de relleno que afectan localmente a las comunidades de manglar, teniendo como amenaza potencial el establecimiento de granjas acuícolas y casas habitación.

La población encuestada, en un 32% mencionó que es un problema severo en cuanto a la contaminación de la laguna por las descargas de aguas residuales y los cultivos de especies acuáticas en los estanques cercanos a la laguna; lo anterior es diferente a lo citado por López et al. (2013) en el cual afirma que la comunidad de Barra Vieja en la laguna de Tres Palos, Gro existe la contaminación debido a la descarga de aguas residuales a las márgenes de la laguna con un 80% los pobladores aceptaron, siendo diferente a que una segunda actividad más fuerte es la utilización de la laguna como centro recreativo turístico.

Igualmente, la situación del área de estudio tiene la misma tendencia a lo citado por Castillo-Elías et al. (2017) repostando la presencia de contaminación en la laguna de Coyuca de Benítez por la presencia de coliformes fecales afectando la calidad del agua lagunar.

## **5. Conclusiones**

La situación del área de estudio se encuentra inmersa en vías del deterioro ecológico debido a las diferentes actividades antropogénicas que se realizan en torno al ecosistema de manglar.

La mayoría de los habitantes están consciente sobre la situación actual en que se encuentra su ecosistema de manglar, y están interesados en la implementación y operatividad de un proyecto sustentable de producción de plántulas de mangle, debido a que perciben la posibilidad de generar fuentes de empleo, así como también seguir conservando y obteniendo los beneficios económico, social y ambiental que estos ecosistemas de manglares otorgan a la humanidad.

El uso que se le otorga a los recursos naturales dentro del ecosistema de manglar como; leña, madera, carbón, entre otros productos o subproductos, ya sea para el autoconsumo o comercialización está en riesgo debido al crecimiento poblacional de la Colonia que se obtendrá al paso del tiempo, es decir que no es posible conservar, proteger y garantizar la restauración del ecosistema, si la población va en aumento y con ello la demanda crece en cuanto a la adquisición de alimento y vivienda para los habitantes.

Se recomienda generar una estrategia de sustentabilidad regional para la localidad de la Colonia Veinte de Noviembre anexa con la laguna de Nuxco, considerando las características ambientales del entorno donde se desarrollan diferentes actividades antrópicas que han causado el deterioro ecológico sobre los factores naturales como el manglar, buscando mejorar las condiciones ecológicas de la zona, partiendo del interés y la disposición de los pobladores en participar en proyectos de protección, conservación y aprovechamiento sustentable a favor de solucionar esta problemática.

Finalmente, y de acuerdo a los puntos del análisis, se concluye que la realización del presente diagnóstico permitió visualizar que el área de estudio se encuentra en vías del deterioro ecológico debido a diferentes actividades antropogénicas; tala de árboles de mangles, vertimiento de aguas residuales y agropecuarias a la laguna, quema de basura en los patios de las viviendas, entre otras malas prácticas que se realizan entorno al ecosistema de manglar, lo que lleva a la conjetura de citar que esas mismas condiciones y tendencia de deterioro ambiental ya sea agresivo o de manera gradual se presenta y/o se está presentando en el resto de las localidades costeras del territorio Estatal e incluso Nacional que presentan el mismo panorama y las características ya señaladas.

### **Referencias bibliográficas**

Álvarez-León, R. (2003). Los Manglares de Colombia y la Recuperación de sus áreas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9(1):3-25.

Basáñez, M. A. De J., G. Olmedo P. y P. Rojas M. (2006). Características estructurales y usos del manglar en el ejido Cerro de Tumilco, Tuxpan, Veracruz, México. *Revista UDO Agrícola* 6 (1): 114-120.

Castillo-Elías, B. y Rosas, A. J.L. (2006). Propuesta de una Unidad de Manejo Ambiental Sustentable para el Mangle Blanco (*Laguncularia Racemosa* C.F. Gaertner) en la Laguna de Tres Palos, Municipio de Acapulco, Guerrero. Pp. 22 en: Gasca Zamora J. (Coord.) *La Construcción de Perspectivas de Desarrollo en México desde sus Regiones*. Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C. (AMECIDER) Memorias Multimedia. ISBN: 970-32-3489-5.

## Manglares de América

Castillo, E. B. (2007). Propuesta de una Unidad de Manejo Ambiental Sustentable para el Mangle Blanco (*Laguncularia Racemosa* C.F. Gaertner) en la Laguna de Tres Palos, Municipio de Acapulco, Guerrero. Tesis de Maestría. Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero. 110 p.

Castillo, E. B. (2010). Diagnóstico ambiental del manglar en la laguna de Coyuca de Benítez Guerrero. Tesis de Doctorado. Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero. 241 p.

Castillo-Elías, B., H. Gervacio-Jiménez, R. Bedolla-Solano, Y. B. García-Domínguez y E. Mendoza-Almazán. (2017). Evaluación de la calidad del agua en el canal meándrico lagunar de Coyuca de Benítez, Gro. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 4(5): 57-69. ISSN 2334-2501 (en línea: <http://www.reibci.org/publicados/2017/oct/2500111.pdf> )

Castillo E. B., Gervacio J. H. & Bedolla S. R. (2018). Estructura forestal de una zona de manglar en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45). (en línea: <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.140> )

CONABIO. (2009). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *Manglares de México: Extensión y distribución*. México. 38 p.

Contreras, E. F. (2001). Caracterización de lagunas costeras mexicanas a través de variables ecológicas seleccionadas. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana, México, DF. (Disponible en línea: <http://148.206.53.84/tesiuami/UAM0924.pdf> )

Foroughbakhch, P.R., A. E. Céspedes C., M. A. Alvarado V., A. Núñez G. y M. H. Badii. (2004). Aspectos Ecológicos de los Manglares y su potencial como fitorremediadores en el Golfo de México, *Ciencia UANL*. Vol VII (2) 203:208.

Gervacio, J. H. y B., Castillo-Elías. (2006). Aprovechamiento de bosques de mangle a través de unidades de manejo sustentable como recurso para el desarrollo económico local y su importancia en la educación ambiental. Pp. 19 en: Gasca Zamora J. (Coord.) *La Construcción de Perspectivas de Desarrollo en México desde sus Regiones*. Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo



Regional A.C. (AMECIDER) Memorias Multimedia. ISBN: 970-32-3489-5.

Gervacio, J. H. (2008). Propuesta de Ambientalización para cuatro Instituciones Educativas del Nivel Medio Superior de la Universidad Autónoma de Guerrero. Tesis de Doctorado. Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional de la Universidad Autónoma de Guerrero. 208 pp.

INEGI. (2005). Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. II Censo de Población y Vivienda, estadísticas censales a escalas geoelectorales, resultados por localidad. Biblioteca digital. (en línea: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2005/Default.aspx>)

López V., Toache G., López J., García S., Benítez J. I., Juárez A. y Rivas M. (2013). Percepción de la comunidad de Barra Vieja sobre la contaminación de la Laguna de Tres Palos, Guerrero. Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ, XI, 79-95.

Pértigas, D. S. y Pita, F. S. (2002). Determinación del tamaño muestral para calcular la significación del coeficiente de correlación lineal. Unidad de Epidemiología Clínica y Bioestadística. Complejo Hospitalario Juan Canalejo. A Coruña. Cuadernos de Atención Primaria. ISSN 1134-3583 Vol. 9 No.4:209-211.

Rzedowski, J. (2006). La Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (editor). México, D.F. 504 pp.

Tovilla, H. C. y Orihuela, B. E. (2002). Ecología de los Bosques de Mangles y Algunos Aspectos Socioeconómicos de la Zona Costera de Barra de Tecoanapa Guerrero, México: Un Estudio Integral. (en línea: [http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetetas/243/manglares.html?id\\_pub=243](http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetetas/243/manglares.html?id_pub=243))

SEDESOL. (2013). Secretaría de Desarrollo Social: Catálogo de localidades del Municipio de Tecpan de Galeana, 2013. (en línea: <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?tipo=clave&campo=loc&ent=12&mun=057>)

Valdez, H., J.I. (2004). Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. Madera y Bosques Número especial: 2:93-104.

## Manglares de América

Vences, M. J. A., Sampedro, R. M. L., Amaya, G. I. y Méndez, O. C. (2015). Actividades antropogénicas y el impacto ambiental en la Laguna de Nuxco, Guerrero. Memoria del XIV congreso internacional y XX congreso nacional de Ciencias Ambientales ANCA. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 6(12):1459-1463. ISSN-2007-512X.

Vences, M. J. A., M. L. Sampedro R., B. Castillo E., E. Olmos M., A. L. Juárez L., M. Reyes U., I. Amaya G. y J. D. Cipriano E. (2016). Afectación del manglar por actividades antropogénicas en la subcuenca de Nuxco, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Agroecosistemas* 3(2): 163-174. Nota Técnica ISSN: 2007-9559.

Vences-Martínez, J. A. M. L. Sampedro-Rosas, E. Olmos-Martínez, V. Rosas-Guerrero, B. Castillo-Elías And A. L. Juárez L. (2018). Perception and environmental knowledge of anthropogenic activities in a coastal community. *International Journal of Current Research*, 10, (03) 66750-66755. ISSN: 0975-833X. (en línea: <http://www.journalcra.com/article/perception-and-environmental-knowledge-anthropogenic-activities-coastal-community> )

# Estructura Sociogeográfica y Análisis de las Especies Registradas en el Área Natural Protegida Pantanos De Centla

Perla Karina De la cruz Mézquita<sup>1</sup>

José Padilla-Vega<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Intercultural del Estado de Tabasco, Centla, Tabasco.  
México

**Cita:** P. De la Cruz., J. Padilla-Vega. (2019) Estructura Sociogeográfica y Análisis de las Especies Registradas en el Área Natural Protegida Pantanos De Centla . Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

La Reserva de la Biosfera de los Pantanos de Centla es un sitio de importancia RAMSAR tiene una extensión de 302,70 ha y en ellas se albergan diferentes grupos de plantas y animales. Sin embargo, esta reserva también tiene comunidades dentro de las zonas núcleo y áreas de amortiguamiento por lo que se hizo un análisis del rango de marginación y uso de suelo. Se encontró que las comunidades presentan un alto y muy alto grado de marginación, el uso de suelo con fines agropecuarios está presente en la reserva y éste se encuentra estrechamente ligado a las vías de acceso terrestres de la reserva. Con respecto a las especies animales registradas en el plan de manejo se encontró que 81 de ellas están con algún grado de vulnerabilidad de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT y su actualización 2015. De las especies vegetales resalta *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* como especies en la categoría de amenazadas. El plan de manejo debe incorporar verdaderos planes integradores de desarrollo sustentable para las personas de las comunidades que allí viven, de otra manera y debido a su condición social seguirán haciendo presión sobre los recursos naturales de la reserva.

**Palabras Clave:** Reserva, Biosfera, Uso de suelo, Marginación, RAMSAR.

## ABSTRACT

The Pantanos of Centla Biosphere Reserve is an important RAMSAR site with an extension of 302, 70 hectares and is home different groups of plants and animals. However, this reserve also has communities with in the core zones and buffer zones, so an analysis was made of the range of marginalization and land use. It was found that the communities have a high and very high degree of marginalization, the use of land for agricultural purposes is present in the reserve and is closely linked to the terrestrial access roads the reserve. With respect to the animal species registered in the management plan it was found that 81 of them are with some degree of vulnerability according to NOM-059-SEMARNAT and its 2015 update.

**key words:** Reserve, Biosphere, Land use, Marginalization, RAMSAR.

## 1. Introducción

Las áreas naturales protegidas (ANP) han sido un importante esfuerzo para la conservación de los recursos naturales por parte del gobierno, en la actualidad México tiene 90, 839,521.55 ha, bajo diferentes categorías de manejo, una de las más importantes son las reservas de la biosfera las cuales ocupan el 69.30% de la superficie destinada a la conservación a nivel nacional. Las reservas de la biosfera son áreas representativas, de uno o más ecosistemas, no alterados por la acción del ser humano o que requieran ser preservados y restaurados, en las cuales habitan especies representativas de la biodiversidad nacional, incluyendo a las consideradas endémicas, amenazadas o en peligro de extinción. La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) con 302,70 ha constituye uno de los humedales más importantes de Norte América, ocupando el octavo lugar por superficie. Además, está dentro de la lista de humedales de importancia internacional, representando el 3.46% de la superficie a nivel mundial (RAMSAR, 2000).

Los sitios Ramsar contemplan una amplia variedad de los humedales, que abarca todos los lagos y ríos, acuíferos subterráneos, pantanos y marismas, pastizales húmedos, turberas, oasis, estuarios, deltas y bajos de marea, manglares y otras zonas costeras, arrecifes coralinos, y sitios artificiales como estanques piscícolas, arrozales, reservorios y salinas. Y México ocupa el segundo lugar a nivel mundial con 142 sitios en esta lista. Sumándose así a este compromiso y debe garantizar su manejo eficaz de cada uno de los humedales inscritos.

La RBPC se ubica en la zona de descarga de la cuenca de los ríos Grijalva y Usumacinta y descarga al Golfo de México 125 billones de metros cúbicos al año, esto constituye un conjunto de hábitats que son refugio de numerosas poblaciones de aves acuáticas, peces e invertebrados acuáticos y sin duda es la principal reserva de plantas acuáticas de México y de toda el área mesoamericana. Por otro lado, desde antes de la llegada de los españoles a las costas de Tabasco en 1519, en los hoy pantanos de Centla se concentraba gran parte de la población Chontal de aquella época y su población se estimaba en 150 000 habitantes (Soares y González, 2017). Desde entonces se ha ejercido presión sobre los recursos naturales de esa área. Sin embargo, con el

decreto como ANP el seis de agosto de 1992 se establece un programa de manejo y la mejor manera de ver la efectividad del mismo es mediante el análisis del paisaje al respecto Guerra-Martínez y Ochoa-Gaona (2006) concluyen que en el periodo 1990-2000 el cambio de uso de suelo no ha parado en su totalidad. Por lo tanto, el siguiente trabajo hace una revisión de la categoría de plantas y animales que aparecen lista de especies en riesgo a 15 años de haber sido publicado el plan de manejo de los Pantanos de Centla. Además de hacer un análisis de las condiciones de vida de las comunidades que viven dentro de los polígonos de la reserva en la parte correspondiente al Municipio de Centla, Tabasco.

## 2. Materiales y métodos

La RBPC se ubica entre las coordenadas geográficas 17° 57'45" y 18° 39'05" de latitud norte y 92° 06' 30" y 92° 47'58" de longitud oeste. En la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo Sur y en la subprovincia Llanuras y Pantanos Tabasqueños, y está representada por cuatro unidades geomorfológicas: llanura litoral, llanura fluvio-marina, fluvio-palustre y llanura fluvial (Zavala, 1988). La mayor parte de la reserva se encuentra dentro del municipio de Centla con 230,775 ha lo que representa el 76.2%. Presenta ecosistemas como selva mediana subperennifolia y baja subperennifolia, manglar, matorral, palmares y en una mayor extensión de territorio vegetación hidrófila, representada por 737 especies de plantas vasculares, de las cuales 637 taxa son silvestres, 198 son de uso tradicional y 10 taxa son reportadas como vulnerables o en peligro de extinción, lo que representa el 1.35 % de la biodiversidad total (Guadarrama y Ortiz, 2000). En cuanto a la fauna, la Reserva cuenta con 546 especies: 72 peces, 27 anfibios, 68 reptiles, 104 mamíferos, 255 aves y 20 crustáceos; 133 especies tienen algún grado de vulnerabilidad debido a la destrucción de su hábitat o a su extracción directa (IREBIT, 1994). En la parte de la reserva correspondiente a Centla, Tabasco hay asentamientos de 69 comunidades.

Para el siguiente trabajo se hizo un análisis comparativo de las especies registradas el plan de manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla contra la NOM-059-SEMARNAT-2015. Para el Análisis de las condiciones de vida de las comunidades se hizo con

los datos de la CONAPO. Para la ubicación de las comunidades y delimitación de la RBPC de manera cartográfica se utilizaron los metadatos de la CONABIO, así como el uso de suelo los datos fueron analizados con ayuda del paquete ARC VIEW 3.2.

### **3. Resultados**

#### **Estructura socio-geográfica de la RBPC**

La Zona Núcleo I se ubica al sur del área ocupando una superficie de 57,738 ha. La Zona Núcleo II mantiene una superficie de 75,857 ha. En ambas zonas núcleo existen parches de vegetación predominante de manglar. Las comunidades en esta área son; Arroyo Polo 1ra y 3ra sección, también se encuentran las comunidades de El Palmar, El porvenir, El Tulipán, Luis Echeverría Álvarez y Punta Manglar, todas ellas en un grado de marginación alto con un total de población de 841 personas. En general de las 22 comunidades establecidas en las zonas núcleo de tres de ellas no se tienen datos (Los Guácimos, Augusto Gómez Villanueva, El Tulipán) y el 37 % se encuentra en un grado de marginación alto y el 63% en un grado de marginación muy alto.

La Zona de Amortiguamiento, está compuesta por 169,683 ha y se encuentra ligada principalmente a usos de suelo como carreteras que se construyeron con planes de explotación petrolera antes de la declaración como ANP de igual manera las comunidades establecidas están en las carreteras con conexión con otros estados o municipios del Estado de Tabasco. En esta área habitan 11,938 personas y las comunidades al igual que en las zonas núcleo se encuentran en alto y muy alto grado de marginación. La comunidad Chilapa 2da. Sección (Cañaverlito) ocupa el número uno a nivel estatal en grado de marginación y el 728 a nivel nacional. Como se puede apreciar en la Figura 1 es muy marcado el efecto de las comunidades con el establecimiento de uso de suelo pecuario, condición que no debe de ser permitida de acuerdo al plan de manejo de la ANP.

## Manglares de América

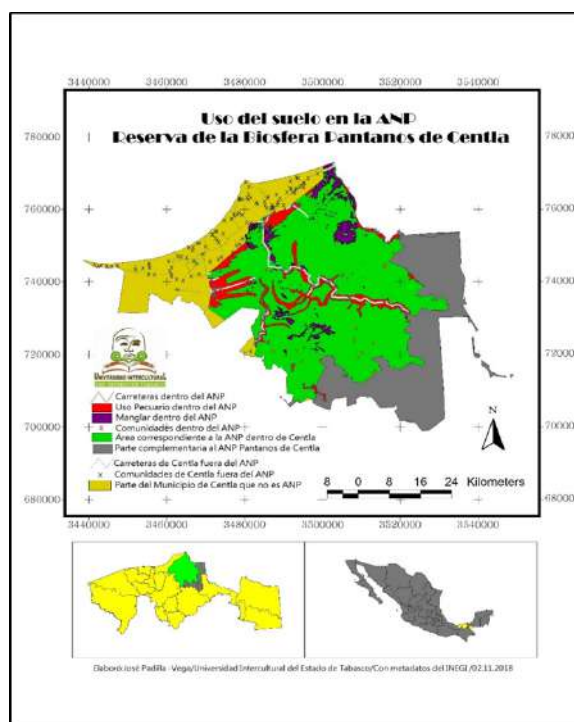


Figura 1. Mapa de uso de suelo y ubicación de las comunidades del ANP-RBPC

### Estatus de conservación de las especies registradas en la ANP-RBPC

De acuerdo con el plan de manejo de la RBPC de las especies registradas para la ANP-RBPC alrededor de 133 especies faunísticas tienen algún grado de vulnerabilidad en el año 2000 y de acuerdo con la NOM 059-SEMARNAT-2015 ahora sólo 81 especies se encuentran en algún grado de vulnerabilidad como se aprecia en la Tabla 1. Las aves son el grupo con mayor vulnerabilidad, aunque se presenta una disminución de 19 especies. Los mamíferos y reptiles presentaron una disminución de 7 y 5 especies respectivamente.

Con respecto a los peces y anfibios estos son los que menor proporción de especies en algún grado de vulnerabilidad presentan. Sin embargo, han sido también los que menos recuperación han tenido, por lo que se recomendaría hacer un muestreo para conocer las poblaciones de *Rhinophrynus dorsalis* (sapo cavador) dentro de la RBPC ya que es la única especie de anfibios que se encuentra aún con grado de perturbada. No se



encontraron categorías de perturbación en las almejas registradas para la reserva según la NOM-059-SEMARNAT. No obstante, el trabajo de Pérez-Cruz et al (2013) identificó que algunos metales pesados superaron los límites máximos permisibles en las almejas según la clasificación de Nauen, los metales y cantidades fueron; Cd ( $0.28 \pm 0.13 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Cr ( $4.27 \pm 2.29 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Ni ( $2.83 \pm 2.33 \mu\text{g g}^{-1}$ ), ( $2.29 \pm 1.10 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y V ( $1.85 \pm 1.15 \mu\text{g g}^{-1}$ ) aunque no se tiene certeza del origen de los metales, pero están presentes.

Tabla 1. Cambios en la vulnerabilidad de especies registradas en la RBPC 2000-2015

Clasificación	Especies registradas en plan de manejo	NOM-059-SEMARNAT	
		2000	2015
<b>Aves</b>	254	52	33
<b>Mamíferos</b>	104	31	24
<b>Reptiles</b>	68	27	22
<b>Peces</b>	52	3	1
<b>Anfibios</b>	27	3	1

De las 737 especies vegetales 19 se encuentran en algún grado de vulnerabilidad como se muestra en la Tabla 2. Resalta que las especies que mayor presión tienen son *Rhizophora mangle*, *Cedrela odorata*, *Laguncularia racemosa* debido a su importancia y uso como maderable. Siendo la RBPC un sitio RAMSAR su programa debe manejo de incorporar un importante componente en las especies prioritarias de un humedal costero como el manglar.

Si bien México se encuentra entre los cinco países del mundo con mayor extensión de manglares distribuidos en los 17 estados costeros. Para el año 2015 se han registrado 775, 555 ha de manglares, que representan aproximadamente el 5% de la cobertura total mundial. Sin embargo, en el Estado de Tabasco en el año 2010 se tenía una extensión de 101 ha de manglar en la clasificación de perturbado y para el 2015 la cifra aumento a 425 ha. La identificación y diferenciación del manglar perturbado es fundamental en las prácticas de conservación del ecosistema, porque es una etapa de transición que puede derivar en la recuperación o la pérdida del manglar y en el Estado de Tabasco no ha puesto énfasis en acciones restauradoras o de protección como lo muestran las cifras con el aumento de 324 ha. Guerra-

## Manglares de América

Martínez y Ochoa-Gaona (2008) mencionan que los cambios dentro de la RBPC pueden deberse a varios factores, entre los más importantes están la deforestación y cambios de uso del suelo, la presencia de poblados, canales, caminos, los incendios y las actividades de la industria petrolera.

Tabla 2. Especies registradas en la ANP con algún grado de vulnerabilidad

<b>Categoría</b>	<b>Género</b>	<b>Especie</b>
<b>Amenazada</b>	<i>Annona</i>	<i>sp.</i>
	<i>Chamaedorea</i>	<i>ernesti-augusti</i>
	<i>Chrysophylla</i>	<i>argentea</i>
	<i>Tabebuia</i>	<i>chrysanta</i>
	<i>Epiphyllum sp.</i>	<i>sp.</i>
	<i>Conocarpus</i>	<i>erecta</i>
	<i>Laguncularia</i>	<i>racemosa</i>
	<i>Olumbo</i>	<i>lutea</i>
	<i>Nymphaea</i>	<i>odorata</i>
	<i>Rhizophora</i>	<i>mangle</i>
<b>Peligro de extinción</b>	<i>Chamaedorea</i>	<i>sp.</i>
	<i>Dalbergia</i>	<i>glabra</i>
	<i>Vatairea</i>	<i>lundellii</i>
	<i>Laelia</i>	<i>anceps</i>
<b>Protección especial</b>	<i>Bactris</i>	<i>balanoidea</i>
	<i>Roystooa</i>	<i>regia</i>
	<i>Opuntia</i>	<i>sp.</i>
	<i>Ceratophyllum</i>	<i>echinatum</i>
	<i>Cedrela</i>	<i>odorata</i>

#### 4. Discusión

Es importante mencionar que las comunidades que se encuentran dentro de los pantanos de Centla tienen una categoría de alta y muy alta marginación de mantenerse así en los próximos años se continuará haciendo una presión sobre los recursos naturales. Es necesario la implementación de programas compatibles entre diferentes sectores por medio de una coordinación interinstitucional o con la aplicación de programas de

colaboración que posibiliten el real y eficiente cumplimiento de conservación y desarrollo socioeconómico en esta ANP y con ello se mitiguen los impactos negativos sobre los valores, bienes y servicios que la reserva ofrece (Barba Macías et al., 2014). El impacto de la actividad antropogénica tiene un efecto sobre el estado de conservación de los Pantanos de Centla, en el trabajo de Córdova-Avalos et al (2009) donde utiliza a las aves como indicadoras, se muestra que las zonas con actividades antropogénicas exhibieron vulnerabilidad al favorecer especies tolerantes, mientras las áreas menos impactadas presentaron una alta integridad al registrar el mayor número de especies asociadas con vegetación madura.

## 5. Conclusiones

El esfuerzo por la conservación de los recursos naturales no será suficiente mientras se tengan comunidades con algún grado de marginación y para mejorar las condiciones de vida de las personas es necesario la participación de la sociedad civil organizada de manera que se puedan tender puentes entre comunidad, gobierno e instituciones de investigación. Ya que hasta el momento las comunidades establecidas en la orilla de la carretera ven como alternativa económica el uso del suelo con fines agropecuarios. No se puede negar la importancia que tiene la RBPC en aspectos de conservación, pero es necesario que se desarrolle una actualización al plan de manejo y que esté incorporé medidas para que la presión antropogénica sea menor y las personas que allí viven puedan tener una calidad de vida digna. Además de que el plan debe plantear la conectividad del paisaje con la Laguna de Términos de Campeche.

## Referencias bibliográficas

Córdova-Avalos, A., Alcántara-Carbajal, J. L., Guzmán-Plazola, R., Mendoza-Martínez, G. D., y González-Romero, V. (2009). Desarrollo de un índice de integridad biológica avifaunístico para dos asociaciones vegetales de la reserva de la biosfera pantanos de Centla, Tabasco. *Universidad y ciencia*, 25(1), 1-22.

Guadarrama, O. M. A. y Ortiz, G. Análisis de la flora de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 15(30): 67-104, 2000

## Manglares de América

Guerra-Martínez, V. y Ochoa Gaona, S. (2006). Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones geográficas*, (59), 7-25.

Guerra-Martínez, V. y Ochoa-Gaona, S. (2008). Evaluación del programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco, México. *Universidad y ciencia*, 24(2), 135-146.

Barba-Macías, E.; Valadez Cruz, F.; Pinkus Rendón, M. A.; Pinkus Rendón, M. J. (2014). Revisión de la problemática socioambiental de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 60, 50-57

Pérez-Cruz Y. G., L. J. Rangel-Ruiz y J. Gamboa-Aguilar. (2013). Metales en almejas y sedimentos en la Reserva de la Biósfera "Pantanos de Centla" Tabasco, México. *Hidrobiológica* 23 (1): 1-8.

Zavala, C. J. (1988). Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. Casos de estudio. Tabasco, México: INIREB-División Regional Tabasco, Gobierno del estado de Tabasco, 183 p.

Soares, D. (2017). La cuenca del río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático.

IREBIT. (1994). Programa de manejo Reserva de la Biósfera de los Pantanos de Centla, Tabasco, México, 106 pp.

Barba-Macías, E.; Valadez Cruz, F.; Pinkus Rendón, M. A.; Pinkus Rendón, M. J. (2014). Revisión de la problemática socioambiental de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 60, 50-57

Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2015). Índice de marginación por entidad federativa 1990-2015

RAMSAR. (2000). What are wetlands?, The Ramsar Convention Bureau, [[http://www.ramsar.org/profiles\\_mexico.html](http://www.ramsar.org/profiles_mexico.html)]

Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2015 PROYECTO de Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010. Recuperado de

[http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ecol/semarnat059-ProyModAnexo2015\\_12.pdf](http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ecol/semarnat059-ProyModAnexo2015_12.pdf)

Consejo Nacional de Población. (2015). Índice de marginación por entidad federativa, Recuperado de <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indice-de-marginacion-por-entidad-federativa-y-municipio-2015>

# Patrones de consumo y demanda de leña en dos comunidades de la Costa de Chiapas

Tovilla, Hernández, C.<sup>1</sup>  
Salas, Roblero, R.L.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Carretera Antigua  
Aeropuerto Km. 2.5, Centro, 30700 Tapachula de Córdova y  
Ordoñez, Chis

**Cita:** T. Hernández, R. Salas (2019) Patrones de consumo y demanda de leña en dos comunidades de la Costa de Chiapas. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Actualmente la leña sigue siendo un recurso de primera necesidad para los habitantes de comunidades del medio rural de México. Comunidades de las zonas costeras del país no son la excepción, como, por ejemplo, los hogares de las comunidades de Brisas del Mar y La Cigüeña, en el estado de Chiapas, donde se analizó durante un período de 10 años el consumo de leña, con el objetivo de identificar los patrones de uso y demanda del recurso. El estudio se estructuró con base en la medición del número de leños consumidos (expresados en kg), y la especie arbórea utilizada en hogares seleccionados al azar, procesando la información con un análisis estadístico descriptivo. Los resultados obtenidos indican que la leña que se consume en los hogares de ambas comunidades proviene principalmente de los bosques de mangle aledaños. El aprovechamiento de la leña es a través de la recolección de ramas y troncos caídos. El uso de la leña en los hogares es principalmente para la cocción de alimentos. En los hogares de Brisas del Mar se registró una demanda media de  $7.3 \pm 2.3$  kg hogar-1 día-1, mientras que en hogares de La Cigüeña fue de  $4 \pm 3.1$  kg hogar-1 día-1, siendo constante a lo largo del año y registrando incrementos en respuesta a las actividades relacionadas a la vida social y cultural de las comunidades. La demanda de leña es posible que se duplique debido a la venta de alimentos preparados, sin embargo, no es una actividad culturalmente arraigada a los hogares en ambas comunidades. Los pobladores de las comunidades analizadas no se caracterizan por tener un uso intensivo de la leña, esto es favorecido por las condiciones cálidas del ambiente y el consumo que tiene como objetivo principal satisfacer las necesidades básicas del hogar. El uso no intensivo de la leña se debe considerar como una opción para generar y promover planes de manejo comunitario del uso del recurso que compense la demanda o déficit en otras comunidades del estado.

**Palabras Clave:** Comunidades rurales, leña, manglares, consumo, demanda, hábitos, cultura

## ABSTRACT

Currently, firewood continues to be a resource of first necessity for the inhabitants of rural communities in Mexico. Communities in the coastal areas of the country are no exception, for example,

households in the communities of Brisas del Mar and La Cigüeña, in the state of Chiapas, where the consumption of firewood was analyzed over a period of 10 years, with the objective of identifying the patterns of use and demand of the resource. The study is structured based on the measurement of the number of logs consumed (expressed in kg), and the tree species detected in randomly selected households, processing the information with a descriptive statistical analysis. The results indicated that the firewood consumed in the homes of the communities affected mainly from the surrounding mangrove forests. The use of firewood is through the collection of fallen branches and trunks. The use of firewood in homes is mainly for cooking food. In the homes of Brisas del Mar there is an average demand of  $7.3 \pm 2.3$  kg household-1 day-1, while in homes in La Cigüeña it was  $4 \pm 3.1$  kg household-1 day-1, being constant throughout the year and registering increases in response to activities related to the social and cultural life of communities. The demand for firewood is likely to double due to the sale of prepared food, however, it is not a culturally rooted activity in households in both communities. The inhabitants of the communities analyzed are not characterized by intensive use of firewood, this is favored by the warm conditions of the environment and consumption whose main objective is to meet the basic needs of the home. The non-intensive use of firewood should be considered as an option to generate and promote community-managed alternatives of the use of the resource that compensates for the demand or deficit in other communities of the state.

**key words:** Reserve, Biosphere, Land use, Marginalization, RAMSAR.

## 1. Introducción

### **La leña: fuente principal de combustible en comunidades rurales**

La madera y otros materiales de plantas se han quemado directamente para calefacción y cocción desde los albores de los seres humanos modernos (Guo, Song y Buhain, 2015). El combustible de madera sigue siendo una fuente de energía dominante en el mundo en desarrollo en ambas áreas, rural y urbana (Chi Win, Mizoue, Ota, Kajisa y Yoshida, 2018). Más de 2 mil millones de personas en las ciudades en desarrollo dependen principalmente todavía de la madera como combustible para cocción y calefacción (Johnson, 2010, citado por Chi Win et al., 2018).



En México para el año de 1990 la leña aportaba el 46% de la energía residencial consumida, existiendo grandes diferencias dentro del sector residencial entre el subsector rural y urbano, al demandar el sector rural 73% de la leña, mientras el sector urbano demandó el 23% (Masera 1993, citado por Díaz 2000); Hernández, Gómez y Campos, (2017), señalan que durante el período 2012-2013 las tasas más altas de madera usadas para cocinar se observan en áreas rurales de México. La leña en México tiene múltiples usos entre los que destacan la calefacción de la vivienda, cocción de alimentos y calentamiento de agua para consumo, (Ghilardi et al., 2007, citado por Quiroz y Orellana, 2010). El uso y manejo doméstico de leña en las zonas rurales es un proceso fundamentalmente de autoconsumo, del cual se encargan generalmente las mujeres y los niños (Best et al., 2006, citado por Quiroz y Orellana, 2010).

### **Los manglares son la fuente principal de energía para habitantes de las costas tropicales.**

Los árboles de mangle crecen en latitudes subtropicales y tropicales, con la mejor distribución global delimitada por las corrientes oceánicas y la isoterma de agua de mar de 20 C en invierno (Alongi, 2009). Los manglares son muy importantes para el hombre por diversas razones: exportan materia orgánica que es el subsidio energético directo de diversos recursos pesqueros o estimulante de la producción primaria en el ecosistema acuático adyacente; sustentan importantes pesquerías tropicales porque ofrecen refugio y alimento en las etapas críticas de los ciclos de vida de muchos peces, crustáceos y moluscos, que utilizan los manglares como áreas de reproducción y crianza. Del manglar se pueden extraer taninos, madera aserrable, postes, durmientes, leña y carbón, entre otros (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999).

Walters (2005), señala que cosechar madera a pequeña escala es una de las formas más usuales de usar el recurso en los trópicos (Awasthi et al., 2003; Murali et al., 1996; Nepstad & Schwartzman 1992; Smiet 1992; Tiekten 2004; Uma Shankar et al., 1998a, b). En particular los bosques de mangle han representado una valiosa fuente de productos maderables para muchas comunidades costeras (Christensen 1982; FAO 1994; Hamilton et al., 1989; Jara,

1987; Kunstadter et al., 1986; Lacerda 1993 citado por Walters, 2005).

Los dos usos más amplios de la madera de mangle son para combustible y construcción. Muchas especies de árboles de mangle, por ejemplo, *Rhizophora* spp., produce madera densa, dura y con frecuencia rica en taninos (FAO, 1994; Bandaranayake, 1998 citado por Walters et al. 2008). Tal madera arde y calienta por largo tiempo y esto hace que sea altamente atractiva para hacer carbón o utilizarla como leña (Brown & Fischer 1918; Chapman 1976; Christensen 1983b; Taylor 1982; Bhattacharyya 1990; Ewel et al., 1998a; Walters 2005a; Dahdouh-Guebas et al. 2006a, citado por Walters et al., 2008).

En diversas partes de los trópicos las comunidades costeras alejadas continúan dependiendo en gran medida de la madera de mangle como leña con fines de consumo doméstico (Untawale 1987; Walters and Burt 1991; Alvarez-Leon 1993; Allen et al., 2000; Dahdouh-Guebas et al., 2000b; Glaser 2003, citado por Walters et al., 2008).

Estudiar la estructura en que las comunidades rurales distinguen el uso y consumo de la leña, provee conocimientos para comprender cómo se satisface en la vida cotidiana la demanda de esta fuente de energía, enfatizando usos y costumbres que los identifica como pueblos y los relaciona con los recursos naturales. México posee diversidad de pueblos y comunidades con diferencias fisiográficas y culturales a nivel regional y local, sin embargo, algo común que comparten por cultura o tradición es usar la leña como combustible, principalmente para cocinar alimentos. En este caso, estudiar el uso y manejo de la leña en las comunidades es fundamental, por ejemplo, en la generación de lineamientos que favorezcan la eficiencia en el uso de este recurso forestal maderable. Con la finalidad de identificar patrones de consumo y demanda de leña se seleccionaron los hogares de dos comunidades rurales de la costa sur del estado de Chiapas, en las cuales se llevó a cabo un proyecto de investigación durante un período 10 años (2002-2012). Se analizó la demanda y el consumo de leña en períodos diarios, mensuales y anuales, y el manejo en relación a los rodales de manglar.

## 2. Materiales y métodos

El área de estudio comprende dos comunidades rurales de la costa sur de Chiapas, México (Figura 1): Brisas del Mar (92°18'52" longitud Oeste, 14°37'39" latitud Norte), municipio de Suchiate y La Cigüeña (92°19'01" longitud Oeste, 14°37'24" latitud Norte), municipio de Tapachula (INEGI, 2010), ubicadas dentro de la Reserva Estatal El Gancho Murillo. El área presenta clima cálido subhúmedo, temperatura media anual mayor de 22°C y lluvias en verano con índice P/T entre 43.2 y 55.3 (García 1998). La vegetación dominante está constituida por macizos de mangle, vegetación de duna costera y restos de selva mediana. Las dos comunidades están ubicadas dentro de bosques de mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*), vegetación que ha sido paulatinamente eliminada a medida que la población se ha incrementado. La población está dedicada (55%) a trabajar en las plantaciones de banano, mango y papaya en la ribera del río Cahoacán; el 39% vive de la pesca, 4% del comercio y los servicios y un 2% trabajan fuera de la comunidad (Pulido y Tovilla, 2003). El censo realizado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) en 2010, registra en Brisas del Mar una población de 354 habitantes de los cuales 176 son hombres y 178 mujeres, mientras que en La Cigüeña la población es de 367 habitantes, 190 hombres y 177 mujeres.

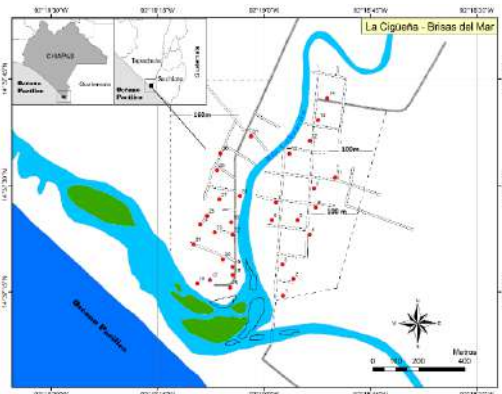


Figura 1. Mapa de ubicación de las comunidades La Cigüeña y Brisas del Mar, Chiapas, México.

Se seleccionaron al azar 14 de 71 hogares de Brisas del Mar y 17 de 79 hogares de La Cigüeña, la muestra representa el 20% y 22%,

respectivamente, del total de hogares habitados que se reportan en el Censo de población del 2005 (INEGI, 2005).

Previo acuerdo con los habitantes, el día domingo se elegían al azar 120 leños de la reserva de leña de cada hogar, los cuales se enumeraban de forma progresiva con un marcador indeleble en ambos extremos (1,2,3...y así sucesivamente hasta completar los 120 leños seleccionados); de cada leño numerado se obtenía el peso con una balanza graduada (0 a 5 kg), y la especie arbórea. Estos leños eran separados y colocados en el suelo para ser consumidos en los hogares durante una semana. El día lunes por la mañana se iniciaba el consumo, posteriormente por la noche se visitaba cada uno de los hogares cotejando el número de leños consumidos por día, así hasta completar una semana (lunes a domingo). Con el objetivo de limitar los errores en la medición, durante el primer año (2002), en el mes de febrero, durante una semana se realizó una prueba piloto en cada uno de los hogares seleccionados, para ejemplificar el proceso de consumo de leña y obtener los datos de la investigación. Las mediciones se realizaron cuatro veces al año (febrero, mayo, septiembre y diciembre), cada dos años, iniciando en 2002 y finalizando en el 2012. En cada hogar se registró el número de integrantes y se identificó el origen de la leña recolectada por los integrantes de la familia, incluso comprada, además se obtuvo información respecto al uso de otras fuentes de energía alterna a la leña.

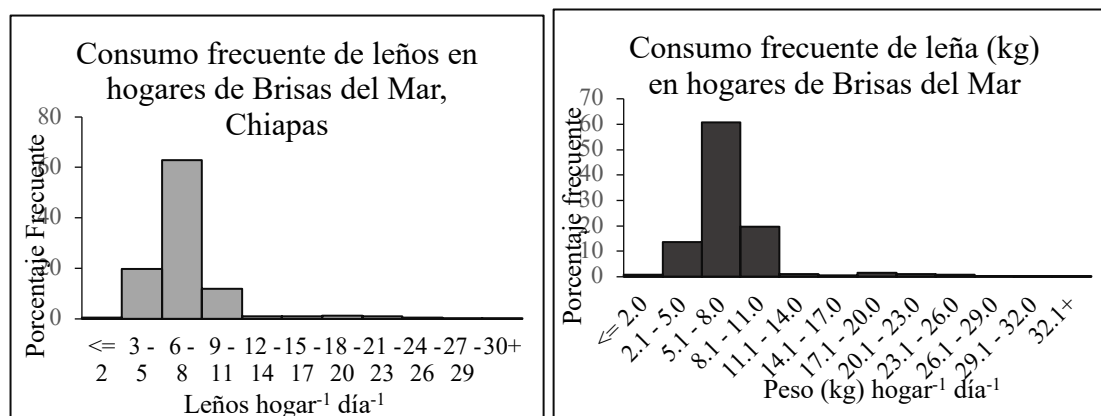
El análisis se estructuró con base en el uso doméstico, siendo éste, el uso principal que las comunidades rurales de la costa de Chiapas le dan a la leña. Se tomó el hogar como la unidad experimental, registrando el consumo del número de leños y peso (kg); así como el número de integrantes en el hogar como variables numéricas, la especie, día, mes, año y fuente de energía utilizada, como variables categóricas. Todos los datos obtenidos fueron analizados en los programas estadísticos SPSS versión 2014 y R Statistics (2019). Mediante estadística descriptiva se analizó en cada comunidad el uso de la leña en los hogares para identificar patrones de consumo y demanda en el período de 10 años de investigación.

### 3. Resultados

#### Patrones de consumo de leña en la comunidad Brisas del Mar, Chiapas.

Durante el periodo de evaluación (10 años), se registró un consumo frecuente de 6 a 8 leños hogar-1 día-1, en el 62.9% de los hogares evaluados, mientras que en un 4.9% se consume con frecuencia una cantidad  $\geq 12$  leños hogar-1 día-1, (Gráfica 1, a, b). El peso de la leña que se consume en el 60.6% de los hogares es  $> 5$  y  $\leq 8$  kg hogar-1 día-1, un porcentaje menor se registra con un consumo  $> 11$  kg hogar-1 día-1 con un 5.1% de los hogares (Gráfica 1).

Gráfica 1, a, b. Frecuencias y rangos de consumo de leña (kg), promedio por hogar-1 día-1, en Brisas del Mar, Chiapas.

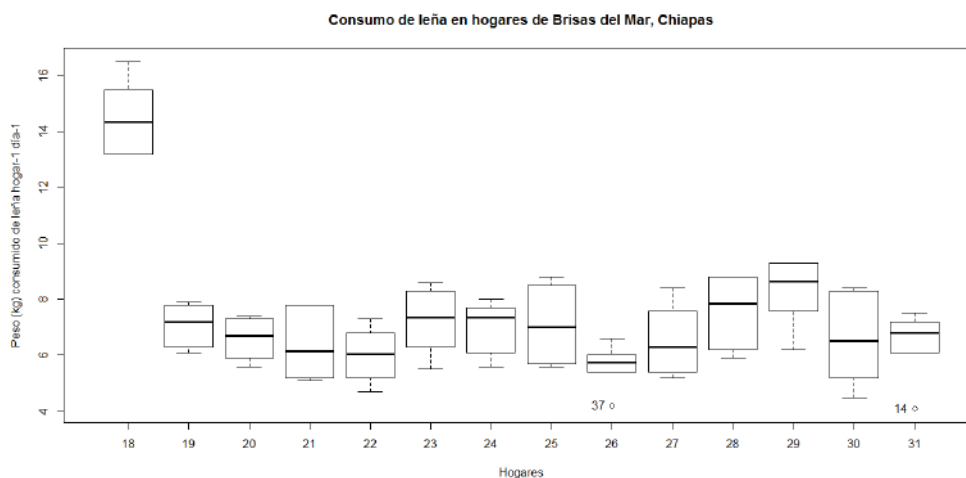


El consumo de leña promedio fue de  $7.3 \pm 2.3$  kg hogar-1 día-1 y éste se incrementó en los hogares número 18 (promedio  $14.5 \pm 1.3$  kg hogar-1 día-1) y 29 (promedio  $8.2 \pm 1.2$  kg hogar-1 día-1), que cocinan alimentos para vender en la misma comunidad (Gráfica 2).

En el período analizado, el número de personas en los hogares registro un promedio de  $6.9 \pm 1.7$ , el menor valor promedio se registró en el hogar 26 con  $4.3 \pm 0.3$  personas, mientras que en el hogar 18 se registró el mayor valor promedio con  $8.4 \pm 1.2$  personas.

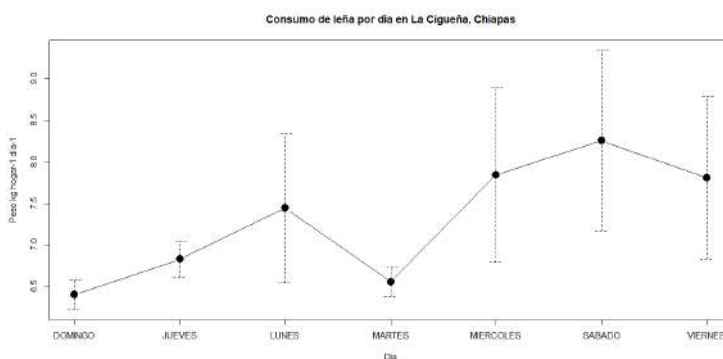
Gráfica 2. Consumo de leña (kg), hogar-1 día-1, en Brisas del Mar, Chiapas

## Manglares de América

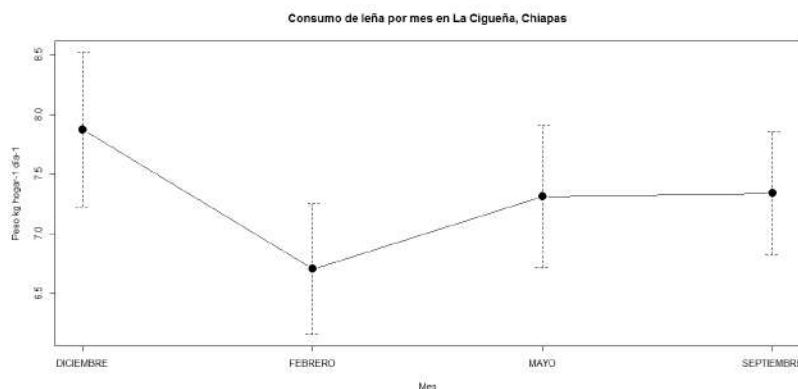


El consumo de leña (kg) promedio en los hogares los días sábado ( $8.3 \pm 4.05$  kg hogar-1 día-1), viernes ( $7.8 \pm 3.66$  kg hogar-1 día-1), y miércoles ( $7.8 \pm 3.92$  kg hogar-1 día-1), aumenta en relación a los otros días de la semana, lunes ( $7.4 \pm 3.37$  kg hogar-1 día-1), jueves ( $6.8 \pm 0.79$  kg hogar-1 día-1), martes, ( $6.6, \pm 0.66$  kg hogar-1 día-1), y domingo ( $6.4 \pm 0.66$  kg hogar-1 día-1), (Gráfica 3). El consumo de leña (kg) promedio se incrementa en el mes de diciembre ( $7.9 \pm 2.4$  kg hogar-1 día-1), respecto a los meses de septiembre ( $7.3 \pm 1.93$  kg hogar-1 día-1), mayo ( $7.3 \pm 2.2$  kg hogar-1 día-1), y febrero ( $6.7 \pm 2.0$  kg hogar-1 día-1), (Gráfica 4).

Gráfica 3. Consumo semanal de leña (kg), promedio hogar-1 día-1, en Brisas del Mar, Chiapas.

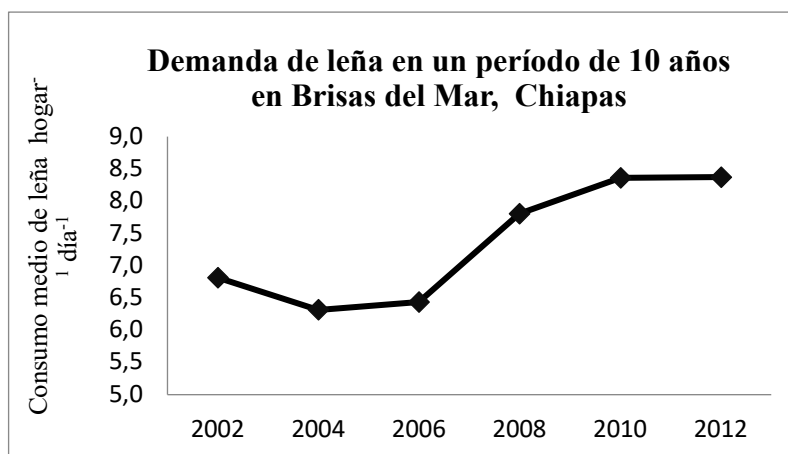


Gráfica 4. Consumo mensual de leña (kg) promedio hogar-1 día-1, en Brisas del Mar, Chiapas.



La demanda de leña en la comunidad de Brisas del Mar, registró en 2002 un consumo promedio de  $6.8 \pm 2.4$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, incrementando en 2008 a  $7.8 \pm 2.1$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, finalizando en 2012 con el consumo más elevado de  $8.4 \pm 2.4$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. (Gráfica 5)

Gráfica 5. Demanda de leña durante el periodo 2002-2012 en Brisas del Mar, Chiapas

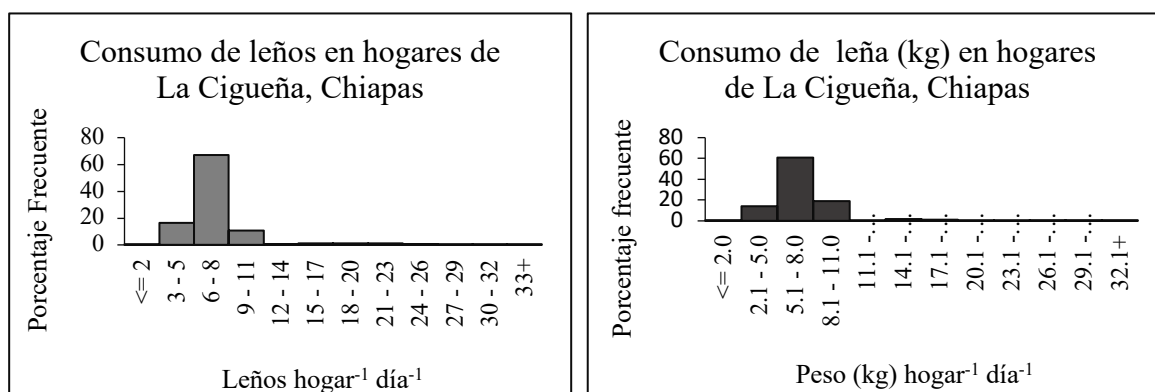


### Patrones de consumo de leña en la comunidad La Cigüeña, Chiapas.

Durante el periodo de evaluación, se registró un consumo de 6 a 8 leños hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en el 66.8% de los hogares, mientras que en 5.4% se consume con frecuencia una cantidad  $\geq 12$  leños hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Gráfica 5, a, b). El peso (kg), de consumo es  $> 5$  y  $\leq 8$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en el 60.7% de los hogares y en un 5.6% se consume la cantidad  $> 11$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, (Gráfica 6, a, b).

## Manglares de América

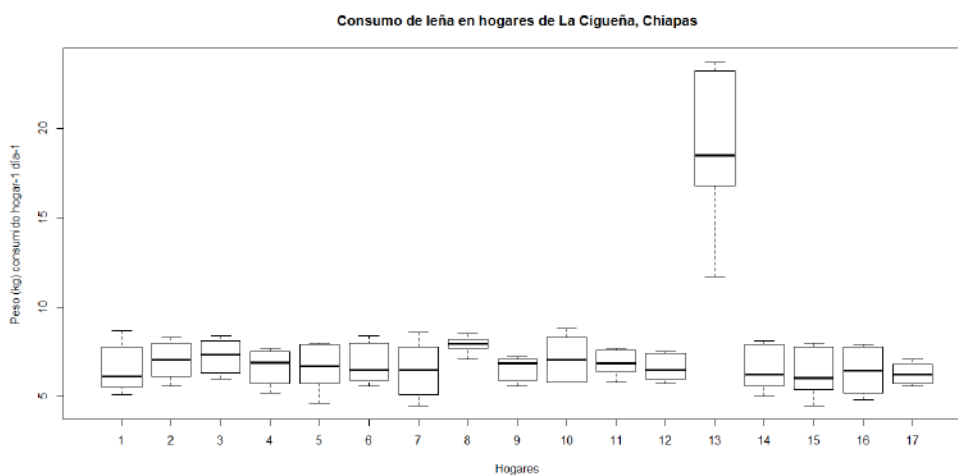
Gráfica 6, a, b. Frecuencias y rangos de consumo de leña (kg), promedio por hogar-1 día-1, en La Cigüeña, Chiapas.



El consumo de leña promedio fue de  $7.4 \pm 3.1$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> y éste se incrementó, como sucedió en la comunidad Brisas del Mar, en hogares con alguna actividad económica que demanda el recurso leña, como en el caso de los hogares número 8 ( $7.9 \pm 0.5$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>) y 13 ( $18.7 \pm 4.5$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>), ambos hogares, cocinan alimentos que son vendidos a los mismos pobladores (Gráfica 7).

En el período analizado (10 años), el número de personas en los hogares registro un promedio de  $7.3 \pm 1.6$ , el menor valor promedio se registró en el hogar 12 con  $6.5 \pm 0.9$  personas; mientras que en el hogar 13 se registró el mayor valor con  $8.9 \pm 1.5$  personas.

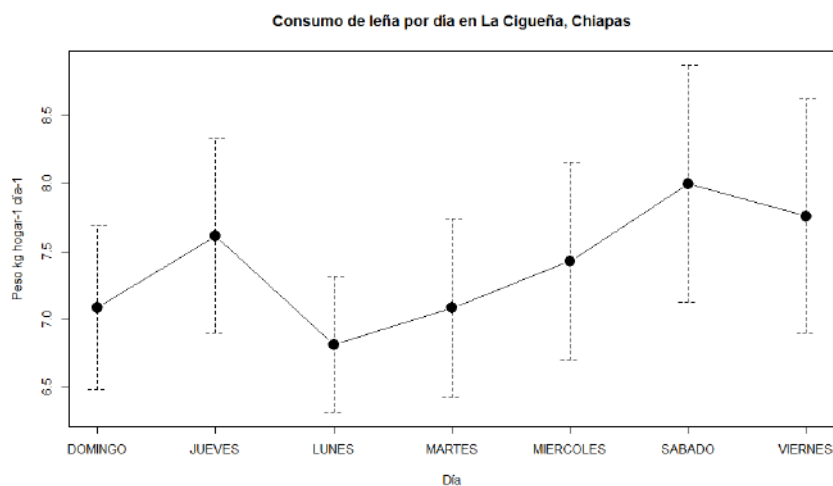
Gráfica 7. Consumo de leña (kg), hogar-1 día-1, en La Cigüeña, Chiapas.





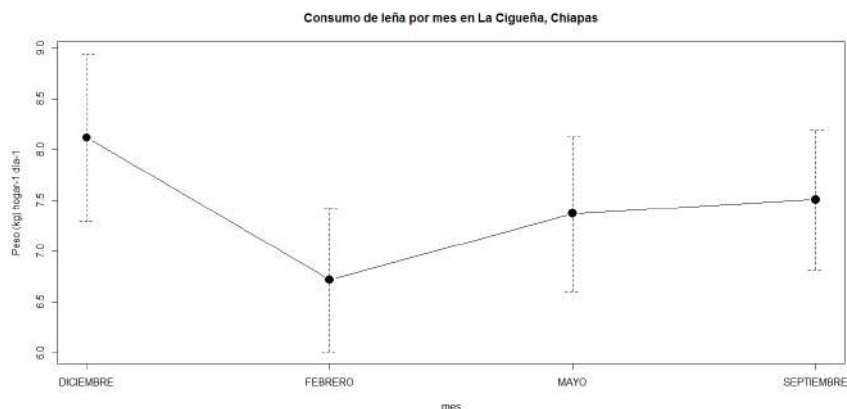
El consumo de leña promedio en los hogares los días sábados ( $8.0 \pm 3.6$  kg hogar-1 día-1), y viernes ( $7.8 \pm 3.5$  kg hogar-1 día-1), aumenta en relación a los otros días de la semana, jueves ( $7.6 \pm 2.9$  kg hogar-1 día-1), miércoles ( $7.4 \pm 3.0$  kg hogar-1 día-1), martes ( $7.1 \pm 2.7$  kg hogar-1 día-1), domingo ( $7.1 \pm 2.4$  kg hogar-1 día-1), y lunes ( $6.8 \pm 2.0$  kg hogar-1 día-1), (Gráfica 8). El consumo de leña (kg) promedio se incrementa en el mes de diciembre ( $8.1 \pm 3.3$  kg hogar-1 día-1), respecto a los meses de septiembre ( $7.5 \pm 2.7$  kg hogar-1 día-1), mayo ( $7.4 \pm 3.06$  kg hogar-1 día-1), y febrero ( $6.7 \pm 2.8$  kg hogar-1 día-1), (Gráfica 9).

Gráfica 8. Consumo semanal de leña (kg), promedio hogar-1 día-1, en La Cigüeña, Chiapas.



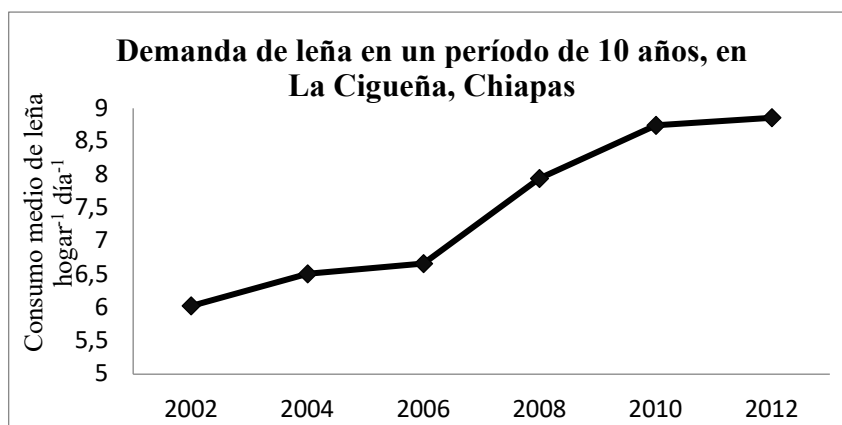
Gráfica 9. Consumo mensual de leña (kg) promedio hogar-1 día-1, en Brisas del Mar, Chiapas.

## Manglares de América



El consumo de leña en la comunidad La Cigüeña, registró en 2002 un promedio de  $6.0 \pm 1.7$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, incrementando en 2008 a  $7.9 \pm 3.0$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, finalizando en 2012 con un valor de  $8.9 \pm 3.7$  kg hogar<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. (Gráfica 10).

Gráfica 10. Consumo de leña durante el periodo 2002-2012 en La Cigüeña, Chiapas



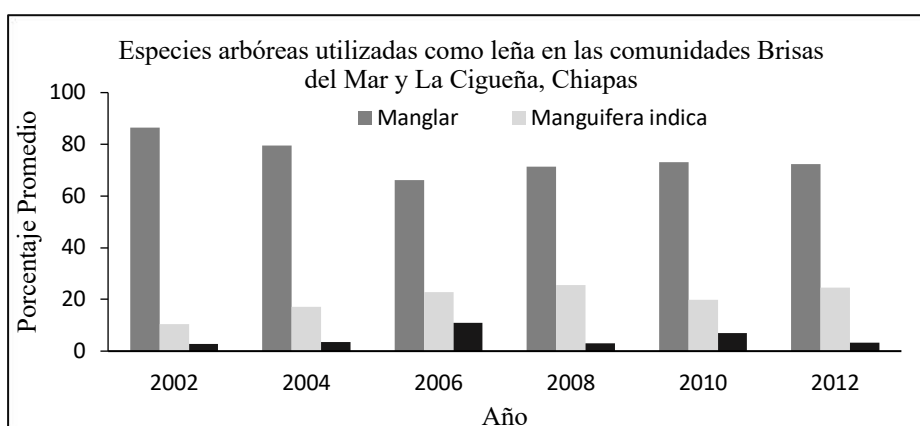
### Especies arbóreas en el consumo de leña

La mayor demanda en el consumo de leña de mangle se registró en 2002 ( $86.6\% \pm 2.8$ ), seguida de la leña de mango *Manguifera indica* ( $10.6\% \pm 1.95$ ), siendo menor el uso de otras especies de selva baja caducifolia, como *Prosopis juliflora*, *Gliricidia sepium*, *Cordia* spp, *Tabebuia* spp; en 2006 se registró el menor consumo sobre la leña de mangle, disminuyendo notablemente hasta ( $66.2\% \pm 7.97$ ), esto fue el resultado de la gran cantidad de árboles acarreados por el río Cahoacán durante el evento del huracán "Stan" en

octubre de 2005, los cuales fueron distribuidos en la desembocadura del río, arbolado que fue utilizado como leña durante los siguientes meses; por el contrario se incrementó la leña de mango *M. indica* ( $22.9\% \pm 9.08$ ) y de otras especies de selva baja ( $10.9\% \pm 17.01$ ).

La disminución en el consumo de leña de mangle en relación al año 2002, continuo en 2012 registrando un porcentaje promedio de  $72.3\% \pm 3.84$ , mientras que en *M. indica* fue de  $24.5\% \pm 1.48$ , y en otras especies de selva baja se mantuvo en  $3.2\% \pm 2.3$  (Gráfica 11).

Gráfica 11. Especies arbóreas utilizadas como leña en Brisas del Mar y La Cigüeña, Chiapas.



#### 4. Discusión

##### Patrones de consumo y demanda de leña en las localidades de Brisas del Mar y La Cigüeña

Los hogares de Brisas del Mar y La Cigüeña utilizan principalmente leña de especies arbóreas asociadas al manglar, como el mangle rojo (*R. mangle*). Tovilla et al., (2018) indican que la leña de mangle, por si sola representa hasta el 75.29% y entre 2002 y 2012 ese porcentaje se ha reducido de un 86.1 a 71%, debido a que la leña de *C. erectus* y *R. mangle* se ha sobreexplotado, haciéndose menos disponible en los bosques.

En el pasado en la periferia de ambas comunidades era abundante la leña de *C. erectus* incluso era preferida en los hogares debido a la dureza, capacidad calórica y duración del quemado; en la actualidad para recoger la leña, los leñadores (ancianos, niños y mujeres) tienen que recorrer de 0.5-1.2 km de

distancia, esto ha dificultado la recolección y elevado el precio (Tovilla et al., 2018), ante esta situación con frecuencia se ha venido utilizando leña de mangle blanco *Laguncularia racemosa* para suplir la disminución de *C. erectus* y leña de mango (*M. indica*), el cual proviene de la poda y eliminación del arbolado viejo de las plantaciones de mango aledañas a estas comunidades. Los resultados registran una tendencia a la disminución del uso leña de mangle y el incremento del uso de leña de otras especies arbóreas como es *M. indica*.

El abasto de la leña a los hogares en estas dos comunidades, es una actividad que regularmente la realizan mujeres, niños y ancianos, recolectando en el interior de los bosques de manglar aledaños: ramas y troncos del arbolado muerto en pie o caídos (estos últimos son árboles seniles que son derribados por el viento), sin embargo, cada día se invierte un tiempo mayor en la recolección de la leña, adentrándose con mayor continuidad a las áreas de manglar, ocasionalmente el jefe de la familia pescador o campesino proveen leña cuando en el traslado a pescar o a la parcela encuentra ramas y troncos de árboles caídos, con un machete corta los leños para ser transportados en cayucos o lancha hasta la comunidad. El proceso de obtener la leña a través de la recolección, es común en las comunidades de la costa de Chiapas. El área de recolección de ambas comunidades, están dentro de un Área Natural Protegida (ANP) Estatal denominada "El Gancho-Murillo", circunstancia que la mayoría de los habitantes de ambas comunidades ignoran, haciendo un uso desordenado en el autoconsumo del recurso madera y leña en los bosques de mangle aledaños, utilizando el recurso maderable para satisfacer su principal necesidad, la cual es cocinar sus alimentos, desconociendo el uso de la leña como un servicio ambiental más que proporciona el bosque de manglar.

La demanda de leña en ambas comunidades se incrementa los días viernes y sábado con respecto a los otros días de la semana, este incremento coincide con los días de descanso en el cual las familias están más tiempo en el hogar, causa que genera un mayor consumo en esos días. Considerando los usos y costumbres cuando en ambas comunidades se celebra algún tipo de festividad religiosa, cívica y familiar, ejemplos como: las celebraciones del "día de la Virgen de Guadalupe", "día del maestro" y "día de las madres", se registran incrementos en la demanda de leña.

En el caso del consumo de leña mensual, diciembre fue el mes que registró los incrementos más notables, debido a las festividades locales y regionales; incluso a la llegada de familiares que regresan de forma temporal en ambas comunidades, por radicar en otras ciudades como la Ciudad de México, Monterrey, Tijuana, o en Estados Unidos.

En las dos comunidades en algunos hogares, la venta de pan (hornos artesanales) y alimentos localmente conocidos como "cenadurías", incrementa notablemente la demanda de leña con valores fuera del rango de mayor consumo frecuente hogar-1 día-1, sin embargo, es una actividad realizada solo por 2 a 3 familias en cada comunidad.

En ambas comunidades existen algunas personas que ocasionalmente se dedican a vender leña, es una actividad que realizan principalmente durante la época de secas, cuando en buena parte de los bosques el nivel de inundación es mínimo, lo que facilita el acceso y la colecta de la leña. La venta se realiza transportando la leña en pequeñas carretas y ofreciéndola de puerta en puerta, el precio de venta es de aproximadamente de \$20.00 pesos por 10 a 12 leños con un peso de 15 a 20 kg.

Un cuarto de los hogares en México (27.2 millones de personas), cocinan con leña, 18.7 millones cocinan exclusivamente con leña y 8.5 millones combinan la leña con el gas LP (Díaz y Masera, 2003; Díaz, 2000, citado por Masera et al., 2005). A pesar del proceso rápido de urbanización en algunos lugares de México, en los últimos 30 años el uso de la leña permanece virtualmente constante con un incremento en el uso mixto de Leña-Gas LP (Masera et al., 2005). En algunos hogares en ambas comunidades se observó que, aunque tenían estufa de gas Lp el sistema estaba fuera de uso.

#### **Demanda de leña en otras regiones de México: comparación con las comunidades estudiadas.**

La pluralidad de las comunidades en el medio rural de México hace posible una diversidad de estudios enfocados al uso y manejo de la leña. En la costa de Chiapas, Morales (2010), registró en tres comunidades de la Reserva de la Biósfera La Encrucijada, un consumo diario por familia de 11kg/leña en la comunidad de Unión Santa Isabel, posteriormente se ubicó Barra de Zacapulco con un consumo de 13.3 kg; mientras que el mayor valor se registró en la comunidad de La Palma con 17.5 kg; estos valores son

elevados en relación al consumo promedio registrado en Brisas del Mar y La Cigüeña.

En la región central cafetalera de Chiapas (con clima semicálido húmedo y temperatura media entre 18-22°C), se cuantificó un consumo promedio en la temporada de lluvias de  $3.9 \pm 1.5$  kg persona<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, (Ramírez et al., 2012), otros estudios indican que en varias comunidades de Chiapas el consumo de leña/día oscila entre 3 y 5 kg por persona (Calderón, 2001; Escobar-Ocampo et al., 2009; Burgos, 2010 citado por Ramírez et al., 2012).

En otras zonas del país como la región de la montaña en el estado de Guerrero, Salgado-Terrones et al., (2017), registraron el consumo per cápita de 2.06 y 1.70 kg. En seis comunidades semirurales del extremo norte de la Península de Yucatán, con un promedio de 4.7 personas por vivienda registró un promedio de consumo de leña de 2.06 kg/día/habitante (Quiroz y Orellana, 2010). Prescott-Allen (1987), señalan que la cantidad de leña que necesita una familia en los países subdesarrollados varía en relación al clima y los hábitos culinarios de la misma (citado por García 1990), otros autores mencionan que la cantidad de leña utilizada por la familia está en función del número de comidas durante el día y miembros de la familia, así como del tiempo que dura encendido el fogón (Reiche 1985; Del Amo y Yescas, 2002; Vergara, 2002; Arias, 2002, citado por Quiroz y Orellana, 2010). Los patrones de consumo y demanda de leña en las comunidades de Brisas del Mar y La Cigüeña difieren, de los estudios mencionados por factores como: las especies utilizadas, por ejemplo la capacidad calórica y la dureza de la madera de mangle (*R. mangle* y *C. erectus*), la cual permite que con un mínimo de leños se pueda suplir la demanda necesaria durante un tiempo más largo, las condiciones climáticas que evitan en los hogares el consumo de leña por ejemplo para protección del frío, el número de integrantes por hogar que se sostuvo con un promedio no mayor a 8 personas y fundamentalmente el consumo usado principalmente para la cocción de sus alimentos.

### **Disponibilidad del recurso**

La obtención de la leña proveniente de árboles, ramas y arbustos muertos, es un mecanismo que ayuda a la conservación de los bosques y previene los incendios, sin embargo, el uso irracional de madera para combustible puede acelerar el deterioro de los

bosques (Díaz, 2000); en el caso de las comunidades Brisas del Mar y La Cigüeña, la obtención de la leña no proviene de materia viva.

En México, 240 municipios consumen grandes cantidades de leña, donde el uso puede volverse un problema. Estos representan 10% del total; sin embargo, concentran 21% de la población total que utiliza leña. Se les considera de "alta prioridad" por el número de usuarios y su tasa de crecimiento, así como por el impacto ambiental negativo y la elasticidad del consumo. En general, estos municipios se concentran en la región montañosa del centro y sureste de México, en lugares donde existen condiciones culturales, ambientales y sociales muy similares. En general el patrón de uso de la leña allí es muy intenso, tanto en el sector doméstico como en las miles de microempresas dedicadas a la alfarería y la elaboración de ladrillos, pan y tortillas (Díaz y Masera, 2003, citado por Vázquez 2016); en las comunidades de Brisas del Mar y La Cigüeña, se registraron hogares dedicados a la venta de alimentos y elaboración de pan, sin embargo, no son casos representativos para afirmar que existe un patrón de uso intensivo de la leña.

## **5. Conclusiones**

En las comunidades de Brisas del Mar y La Cigüeña en el municipio de Suchiate en Chiapas, el recurso leña se utiliza principalmente para la cocción de los alimentos en todos los hogares. La madera de los árboles de mangla es la de mayor uso y se obtiene a través de la recolección. Los hogares de ambas comunidades mantienen una demanda anual de leña constante con variaciones que dependen de: la vida social de cada comunidad, sin embargo, estas variaciones registradas se encuentran dentro de la media de mayor consumo de leña (kg), hogar-1 día-1. Cuando el incremento en el consumo se duplica con respecto a la media de consumo, es consecuencia de solo algunas familias que elaboran alimentos y pan para vender dentro de las comunidades.

El uso exclusivo para la cocción de alimentos, las condiciones climáticas, y la vida social y cultural hacen que el patrón de consumo y demanda de leña en Brisas del Mar y La Cigüeña no sea intensivo, por lo tanto, el uso de madera para leña que se obtiene de los bosques de manglar, plantaciones de mango y vegetación asociada, no genera un déficit del recurso, sin embargo, cada vez se invierte más tiempo en el proceso de

obtención. Es recomendable dado la importancia del aprovechamiento del recurso de la leña, estudiar en otras comunidades de la costa de Chiapas, el uso, consumo y demanda. Identificar una similitud en los patrones de consumo y demanda de leña, en otras localidades de la costa de Chiapas generaría una alternativa para iniciar procesos de aprovechamiento de leña que satisfagan la demanda o déficit en otras comunidades del estado.

### Referencias bibliográficas

Alongi, D. M. (2009). *The energetics of mangrove forests*. Townsville, Australian: Springer Science.

Alvarez-Leon, R. (1993). Mangrove ecosystems of Columbia. In: Lacerda, L.D. (Ed.), *Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and African regions (Part 1: Latin America)*, pp. 75-114). Tokyo: Mangrove Ecosystem Technical Reports 2, International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization.

Arias, Ch.T. (2002). Disponibilidad y uso de leña en tres micro-regiones del trópico mexicano. En: Del Amo R.S (Coord.), *La leña: el energético rural en tres micro-regiones del sureste de México, una experiencia interactiva con la población local* (pp. 79-99). México, D.F.: Plaza y Valdez, S.A. de C.V.

Allen, J.A., Ewel, K.C., Keeland, B.D., Tara, T., Smith III, T.J. (2000). Downed wood in Micronesian mangrove forests. *Wetlands*, 20, 169–176.

Awasthi, A., Uniyal, S.K., Rawat, G.S., Rajvanshi, A. (2003). Forest resource availability and its use by the migratory villages of Uttarkashi, Garhwal Himalaya (India). *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3), 13-24.

Bandaranayake, W.M. (1998). Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes*, 2, 133–148.

Bhattacharyya, J., (1990). Uses, values, and use values of the Sundarbans. *Agriculture and Human Values*, 7 (2), 34–39.

Best B, G., Gómez M.I.E., Aguillón, M.J.E., Arvizu F.J.L., F.R., Díaz, J.R., Gamiño, C.R.B., Berrueta, S. (2006). Aplicaciones de las tecnologías bioenergéticas. En Massera, O., (Coord), *La Bioenergía en México, un catalizador del desarrollo sustentable* (pp. 33-65). México, D.F.: Mundi-Prensa.



Brown, W.H., Fischer, A.F. (1918). Philippine mangrove swamps. Bulletin No. 17, Bureau of Forestry. Manila: Department of Agriculture and Natural Resources.

Burgos, D.E., (2010). Uso de la leña: normatividad consumo y contaminación intramuros en Rincón Chamula, Chiapas, México (tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, México.

Calderón, A., (2001). Uso y acceso a los recursos forestales en una comunidad indígena: la leña en Amatenango del Valle, Chiapas, México (tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, México.

Chapman, V.J., (1976). Mangrove Vegetation. Strauss & Cramer, Leutershausen, Germany.

Chi Win, Z., Mizoue, N., Ota, T., Yoshida S. (2018). Consumption Rates and Use Patterns of Firewood and Charcoal in Urban and Rural Communities in Yedashe Township, Myanmar. *Forests*, 9 (429), 2-11.

Christensen, B. (1982). Management and utilization of mangroves in Asia and the Pacific. FAO, Paper No. 3. Rome: Food and Agriculture Organization.

Christensen, B. (1983b). Mangroves: what are they worth?. *Unasylva* 35, 2-10.

Dahdouh-Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J.G., Koedam, N. (2000b). Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*. 54, 513-527.

Dahdouh, G.F., Collin, S., Lo, S.D., Rönnbäck, P., Depommier, D., Ravishankar, T., Koedam, N. (2006a). Analysing ethnobotanical and fishery-related importance of mangroves of East-Godavari Delta (Andhra Pradesh, India) for conservation and management purposes. *Journal Ethnobiology. Ethnomedic*. 2, art 24.

Del Amo, R.S., y Yescas, H.P.L. (2002). Diagnóstico inicial del consumo de leña. Evaluación de las Alianzas Tripartitas. En: Del Amo, R.S., (Coord.) *La leña: el energético rural en tres microrregiones del sureste de México, una experiencia interactiva con la población local* (pp 33-41). México D.F.: Plaza y Valdez, S.A. de C.V.

Díaz, R. (2000). Consumo de leña en el sector residencial de México. Evolución histórica y emisiones de CO<sub>2</sub> (tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.

Díaz, R. y Masera, O. (2003). Uso de la leña en México: situación actual, retos y oportunidades. Balance Nacional de Energía. Secretaría de Energía. México, D. F. 109 p.

Escobar, O.M.C., Niños, C.J.A., Ramírez, M.N., Yépez, P.C. (2009). Diagnostico participativo del uso, demanda y abastecimiento de leña en una comunidad Zoque del centro de Chiapas, México. *Raximhai* 5:201-223.

Ewel, K.C., Twilley, R.R., Ong, J.E., (1998a). Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology Biogeography*, 7, 83–94.

FAO. (1994). Mangrove forest management guidelines. FAO, Paper 117. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

García, M., Chávez, J.M., Fuentes, E., Gracia, I., González E., Martínez, A. (1990). La leña como fuente de energía. *Elementos*, 2 (15), 73-78.

Glaser, M., (2003). Interrelations between mangrove ecosystem, local economy and social sustainability in Caete Estuary, North Brazil. *Wetland Ecology Management*, 11, 265–272.

García, E. (1998). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 'Climas' (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.

Ghilardi, A., Guerrero, G., Masera, O. (2007). Spatial analysis of residential fuelwood supply and demand patterns in Mexico using the WISDOM approach. *Biomass and Bioenergy*, 31 (7), 475–491.

Guo, M., Song, W., Buhain, J. (2015). Bioenergy and biofuels: History, status, and perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42 (2015), 712-725.

Hamilton, L. S., Dixon, J. A., Miller, G. O. (1989). Mangrove forests: An undervalued resource of the land and of the sea. In: Borgese, E. M., Ginsburg, N., Morgan, J. R. Morgan, (Eds), *Ocean Yearbook* 8 (pp. 254-288). Chicago: University of Chicago Press.

Hernández, G.E., Gómez, G.E., Campos, G.S. (2017). Prevalence trends of wood use as the main cooking fuel in México, 1990-2013. *Salud Pública de México*, 59 (1) 68-75.

INEGI. (2005). *II Censo General de Población y Vivienda 2005, Resultados definitivos, tabulados básicos*, México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, Aguascalientes, México.

INEGI. (2010). *Censo General de Población y Vivienda 2010, Resultados definitivos, tabulados básicos*, México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, Aguascalientes, México.

Jara, R. S. (1987). Traditional uses of the mangrove in the Philippines. In Field, C. D. & Dartnall, A. J., (Eds), *Mangrove Ecosystems of Asia and the Pacific: Status, Exploitation and Management* (pp. 114-130). Australian: Development Assistance Bureau and Committee for Mangrove Research.

Johnson, F.X., Tella, P.V., Israilava, A., Takamya, T., Diaz, Ch.R., y Rosillo C.F. (2010). What woodfuels can do to mitigate climate change. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Forestry Department, Paper 162. Rome (Recuperado de <http://www.fao.org/3/i1756e/i1756e00.htm>)

Kunstadter, P., Bird, E.C.F., Sabhasri, S. (1986). *Man in the mangroves*. Tokyo: United Nations University.

Lacerda, L. D. (1993). Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and African regions (Part 1: Latin America). Tokyo: Mangrove Ecosystem Technical Reports 2, International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization.

Masera, O. (1993). *Sustainable Fuelwood use in Rural México, Volume I: Current Patterns of Resource Use*. Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley, California.

Masera, O., Díaz, R., Berrueta, V. (2005). From cookstoves to cooking systems: the integrated program on sustainable household energy use in Mexico. *Energy for Sustainable Development*, IX (5), 25-36

Morales, G.B. (2010). Estructura del manglar y uso del recurso natural en cuatro localidades de la Reserva de la Biosfera La

Encrucijada, Chiapas, México (tesis de maestría). División de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tabasco.

Murali, K.S., Urea, S.R., Uma, S., Ganeshaiyah, K.N., y Bawa, K.S. (1996). Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 2. Impact of NTFP extraction on regeneration, population structure, and species composition. *Economic Botany*, 50 (3), 252-269.

Nepstad, D.C., & Schwartzman, S. (1992). Non-timber products from tropical forests. *Advances in Economic Botany* 9: vii-xii.

Prescott-Allen, R., & Prescott-Allen, C. (1987). *Cuánto vale la vida silvestre?: Las contribuciones económicas que la flora y fauna silvestres aportan a los países en vías de desarrollo*. Cusco, Perú: Centro de Estudios Rurales Andinos "Bartolomé de las Casas.

Pulido V. M. y H.C. Tovilla. 2003. *Conservación y Manejo del Manglar en el Área Natural Protegida El Gancho Murillo de la Costa de Chiapas*. H. Ayuntamiento de Tapachula, Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de La Frontera Sur, Unidad Tapachula, Tapachula Chiapas, México, 38p.

Quiroz, C.J., Orellana, R. (2010). Uso y manejo de leña combustible en viviendas de seis localidades de Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 16 (2), 47-67.

Ramírez, L.J.M, Ramírez, M.N., Cortina, V.H.S., Castillo, S.M.A. (2012). Déficit de leña en comunidades cafetaleras de Chenalhó, Chiapas. *Ra Ximhai*, 8 (3), 27-39.

R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Reiche, C.E. (1985). La leña en el contexto socioeconómico de América Latina. En R. Salazar, (Ed.), *Actas de los simposios sobre técnicas de la producción de leña en fincas pequeñas y recuperación de sitios degradados por medio de la silvicultura intensiva*, (pp. 355-369). Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

Salgado, T.O., Borda N.M. Ceccon, E. (2017). Uso y disponibilidad de leña en la región de La Montaña en el estado de Guerrero y sus implicaciones en la unidad ambiental. *Madera y Bosques*, 23(3), 121-135.

Smiet, A.C. (1992). Forest ecology on Java: Human impact and vegetation of montane forest. *Journal of Tropical Ecology*, 8 (2), 129-152.

Taylor, F.J., (1982). The utilization of mangrove areas in Thailand and Peninsular Malaysia. *Journal Southeast Asian Stud.*, 13, 1-8.

Tieken, T. (2004). The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology*, 41, 11-21.

Tovilla, H.C., Salas, R.R.L., De la Presa, J.C.P., Lan, R.A., Villatoro, E.M.A., Ovalle, E. F., Barrios, R. M.A., De la Cruz, M.G. y De la Cruz, M.E. (2018). Manglares del Pacífico Sur, monitoreo de la estructura y composición, como una estrategia para la conservación, restauración y manejo: Informe Final del Proyecto, Laboratorio de Ecología de Sistemas Costeros y Manejo Integral de Zona Costera, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula (ECOSUR), 238p.

Uma, S., Murali, Hegde, R. & Bawa K.S. (1998a). Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 6. Fuelwood pressure and management options. *Economic Botany*, 52 (3), 320-336.

Uma, S.K.S., Murali, R. Urea Shaanker, K. N. Ganeshaiyah, and K. S. Bawa. (1998b). Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 4. Impact on floristic diversity and population structure in a thorn scrub forest. *Economic Botany* 52:302-315.

Untawale, A.G., (1987). Exploitation of mangroves in India. In: Field, C.D., Dartnall, A.J. (Eds.), *Mangrove Ecosystems of Asia and the Pacific: Status, Exploitation and Management*. Australian Development Assistance Bureau and Australian Committee for Mangrove Research, Townsville, pp. 220-227.

Vázquez, C.M.A., Cruz, L.A., Santos C.C., Pérez, T.M.A., Sangerman, J.D.M. (2016). Estufas lorena: uso de leña y conservación de la vegetación. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (16), 3159-3172.

Vergara, T.C. (2002). Talleres de sensibilización y diagnóstico sobre el uso de la leña en comunidades rurales. En: Del Amo, R.S., (Coord.) *La leña: el energético rural en tres microrregiones del sureste de México, una experiencia interactiva con la población local* (pp. 55-77). México D.F.: Plaza y Valdez, S.A. de C.V.

## Manglares de América

Walters, B.B. & Burt, M. (1991). Integrated management of common property fuelwood resources from natural and plantation forests. CANARI Communication No. 35, Caribbean Natural Resources Institute, St. Lucia. Paper presented at the IDRC Workshop on Common Property Resources, Winnipeg, Canada.

Walters, B. B. (2005). Patterns of local wood use and cutting of Philippine mangrove forests. *Economic botany* 59 (1), 66-76

Walters, B.B. (2005a). Patterns of local wood use and cutting of Philippine mangrove forests. *Economic Botany*, 59, 66–76.

Walters, B.B., Rönnbäck P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., Primavera, J.H., Barbier, E., Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89 (2008) 220–236.

Win, Z.Ch., Mizoue, N., Ota T., Kajisa, T., Yoshida S. (2018). Consumption Rates and Use Patterns of Firewood and Charcoal in Urban and Rural Communities in Yedashe Township, Myanmar. *Forest*. 9(429) 1-11.

Yáñez-Arancibia, A. y Lara-Domínguez, A. L. (1999). Los manglares de América Latina en la encrucijada. En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (Eds.). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 9-16). México: Instituto de Ecología A.C., UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA.

The background of the page is a photograph of mangrove roots and foliage. The roots are thin, light-colored, and hang vertically from the trees. The foliage is green and dense. The image is split into three vertical sections: a dark red section at the top, a dark green section in the middle, and a white section at the bottom. The word "RESTAURACIÓN" is centered in the dark green section.

# RESTAURACIÓN

# **Montículos de restauración: Experimento piloto para la siembra del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia**

Jenny Alexandra Rodríguez Rodríguez<sup>1</sup>  
Lucía Victoria Licero Villanueva<sup>1</sup>  
Julian David Beltrán Pedraza<sup>1</sup>  
Sergio Daniel Martínez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>INVEMAR, Programa Calidad Ambiental Marina, Línea de  
Rehabilitación de Ecosistemas Marinos y Costeros

**Cita:** J. Rodríguez., L. Licero., J. Beltrán., S. Martínez. (2019)  
Montículos de restauración: Experimento piloto para la siembra del  
manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa  
Marta, Colombia. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso  
Manglares de América, Guayaquil, Ecuador



## RESUMEN

Para brindar insumos técnicos que permitan la restauración activa en zonas de la Ciénaga Grande de Santa Marta donde se ha colapsado el sustrato, se implementó un experimento piloto con montículos de restauración. El experimento fue completamente aleatorizado de dos factores con dos niveles: Exposición lumínica (plena exposición lumínica, sombra) y especie vegetal (*A. germinans* y *L. racemosa*). Se instalaron tres (3) réplicas por tratamiento. Se realizó el monitoreo de crecimiento a las plántulas (altura, diámetro No. hojas) y variables fisicoquímicas (Salinidad, pH, ORP) a los dos y tres meses de instalación. En todos los tratamientos se evidenció crecimiento en términos de altura y número de hojas, principalmente en *L. racemosa* y el mantenimiento de condiciones fisicoquímicas óptimas para el crecimiento. No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de "sombra" y "plena exposición lumínica"; y la temperatura se identificó como un factor limitante para el crecimiento de las plántulas. En general, se destaca la potencialidad de la técnica para el crecimiento de plántulas en zonas perturbadas, la necesidad de implementar algunos ajustes para permitir una mayor sombra en futuros experimentos, y el seguimiento a largo plazo para observar el desempeño de los individuos.

**Palabras Clave:** manglar, experimentación, restauración, Caribe colombiano

## ABSTRACT

In order to provide technical inputs that allows active restoration in Ciénaga Grande de Santa Marta where the substrate has collapsed, a pilot experiment with restoration mounds was implemented. The experiment was completely randomized with two factors and two levels: Light exposure (full light exposure, shade) and plant species (*A. germinans* and *L. racemosa*). Growth monitoring was carried out on seedlings (height, diameter No. of leaves) and physicochemical variables (Salinity, pH, ORP) at two and three months of installation. In all treatments growth was evidenced in terms of height and number of leaves, mainly in *L. racemosa* and the maintenance of optimal physicochemical

conditions for growth. No significant differences were found between the “shadow” and “full light exposure” treatments; and the temperature was identified as a limiting factor for seedling growth. In general, the technique has potential for the growth of seedlings in disturbed areas. Its needed implement some adjustments to allow greater shade in future experiments, and long-term follow-up to observe the performance of individuals.

**key words:** mangrove, experimentation, restoration, Caribbean, Colombia

## 1. Introducción

En la década de los 90, la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se vio fuertemente afectada por interrupciones de flujo hídrico que generaron condiciones de hipersalinidad dentro del sistema. Como consecuencia, se produjo la pérdida de aproximadamente 28.570 ha de bosque de manglar y afectaciones en el recurso pesquero (INVEMAR, 2018). Una de las medidas para la rehabilitación de la CGSM fue la reapertura de algunos de los principales caños que antiguamente conectaban el sistema lagunar con el río Magdalena (Rivera-Monroy et al., 2001). Las obras culminaron en 1998, tiempo desde el cual el sistema ha venido recuperando su cobertura, alcanzando para 2013 un total de 39.535 ha. No obstante, desde 2015 hasta 2017 se perdieron 8.794,6 ha (INVEMAR, 2018), hecho que pone de manifiesto la necesidad de diseñar estrategias efectivas y adaptativas que faciliten la recuperación y estabilidad del bosque.

Ante el aumento de la salinidad en el sector noroccidental del complejo estuarino y teniendo en cuenta que los altos niveles de salinidad constituyen un factor limitante para el desarrollo del arbolado; la Corporación Autónoma Regional del Magdalena (CORPAMAG), realizó el dragado de los caños La Caleta del Tambor, Cobado, Bristol, Ahuyama y Pajalaral (Bernal et al., 2017) entre 2016 y 2017, con el fin de contribuir a la recuperación hidráulica y al mejoramiento de la calidad ambiental del sector. Los trabajos de dragado permitieron la entrada de agua dulce al sistema, con lo cual, la salinidad en el sector noroccidental disminuyó en más de 10 unidades (Bernal et al., 2017). A pesar de ello, amplias zonas degradadas siguen observándose en el sector, principalmente por el deterioro de la microtopografía que genera

zonas de inundación permanente, no aptas para el reclutamiento de nuevos individuos.

Los montículos o módulos de restauración pueden convertirse en pequeñas islas de vegetación en zonas inundadas y a la vez favorecer la conectividad estructural del sistema. Estas técnicas han tenido éxito relativo en otros lugares del mundo (Benitez et al.; 2015) y Flebes et al.; 2009).); no obstante, deben ser probadas y ajustadas a las condiciones locales donde se esperan implementar (Reis et al., 2010; Corbin y Holl, 2012; Lewis y Brown, 2014; Santos y Soto, 2017).

Con el fin de brindar insumos técnicos para la implementación de técnicas de restauración activa en zonas donde el hidroperiodo ha sido fuertemente modificado por colapso del sustrato, tal como en el sector noroccidental de la CGSM, se realizó un experimento para evaluar el efecto de luz y algunas variables fisicoquímicas en el crecimiento de plántulas de *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* sembradas en montículos de sedimento. Los resultados preliminares permiten generar recomendaciones para el uso de la técnica en futuros programas de restauración en la CGSM y en otros sistemas estuarios con condiciones similares.

## 2. Materiales y métodos

Para seleccionar el sitio de instalación del piloto de restauración, se realizó un análisis retrospectivo con imágenes LANDSAT del sector noroccidental de la CGSM que datan de mediados de los años 80, principios de los años 90, y los años 2000 y 2010. Con estos insumos se seleccionaron sectores con pérdida histórica de manglar. Salidas de inspección fueron realizadas a los sitios preseleccionados, para evaluar variables fisicoquímicas (salinidad, temperatura, Ph y ORP), estructurales de los bosques remanentes (densidad de plántulas, distancia a la zona degradada e IVI) y asociadas con el hidroperiodo (nivel de inundación promedio, duración de la inundación y frecuencia de la inundación). Para evaluar el hidroperiodo de los sitios, un HOB0 fue instalado durante un ciclo lunar completo (1 mes). Para seleccionar el sitio de instalación se privilegió aquel que exhibiera inundación permanente, menores valores de salinidad y temperatura, y menor distancia a un bosque de referencia.

Una vez seleccionado el lugar de instalación, se diseñaron e instalaron estructuras para mejorar la condición micro topográfica

del lugar. Para ello, se seleccionaron las especies dominantes del sitio seleccionado y se sembraron en sacos de fique que fueron rellenas con el sedimento propio del sitio (montículos de restauración). El llenado del saco se dio hasta el nivel de inundación de referencia del sitio, estimado mediante el método de la manguera (Lewis y Brown, 2014).

Para evaluar el efecto de la luz y las variables fisicoquímicas en el crecimiento de las plántulas sembradas sobre los montículos de restauración, se diseñó un experimento completamente aleatorizado de dos factores con dos niveles: Exposición lumínica (plena exposición lumínica (PO) y sombra (PS)) y especie vegetal (*A. germinans* y *L. racemosa*). Se instalaron tres (3) réplicas por tratamiento, entendiéndose cada tratamiento como la combinación de factor y nivel. De acuerdo al diseño, un total de 12 módulos se instalaron con 10 plántulas sembradas en cada uno. Cada plántula sembrada se consideró como la unidad experimental (n=120 plántulas). Posterior a la instalación y relleno de los montículos, se procedió a la siembra aleatoria de los individuos en cada módulo. Cada individuo se marcó para su posterior seguimiento en términos de altura, número de hojas (No.) y estado fitosanitario. Adicionalmente se evaluaron variables fisicoquímicas en el agua intersticial de manglar tanto al interior de los módulos como en el agua circundante (salinidad, temperatura, pH, Potencial Oxido Reducción -ORP). El seguimiento se realizó mensualmente y en dos oportunidades después de la siembra. Para el análisis de la información se utilizó estadística y gráficos descriptivos con el fin de evidenciar algunas tendencias preliminares relacionadas con el crecimiento de las plántulas a través del tiempo. Se ejecutó un modelo lineal mixto generalizado (MLMG) para explicar el crecimiento en altura de las plántulas en función de la especie, la intensidad lumínica, el tiempo y su interacción. Finalmente se realizó un análisis de correlación entre las variables fisicoquímicas y las de crecimiento de las plántulas para analizar su dependencia. Los análisis se realizaron con el software estadístico R @ <https://www.r-project.org/>

### 3. Resultados

Cinco zonas potenciales para la instalación del experimento fueron preseleccionadas a través de la inspección de las imágenes LANDSAT. La zona seleccionada para la instalación del

## Manglares de América

experimento se caracterizó por exhibir condiciones de inundación permanente con un nivel máximo de 27,3 cm y un nivel mínimo de 7,2 cm, bajos niveles de salinidad (superficial: 6,40, intersticial: 24,03) y ORP superficial de -119,00. La distancia al bosque de referencia más cercano fue de 12 metros. Estos bosques en buen estado se caracterizaron por la dominancia de *A. germinans*, seguido de *L. racemosa* (IVI= 286 y 14 respectivamente).

Doce módulos de sedimento se instalaron de manera aleatoria en el sitio seleccionado. Los montículos fueron construidos con fique y madera y contaron con dimensiones de 118 cm de diámetro y 84 cm de alto en promedio (Figura 1). Para el caso de los tratamientos sometidos a sombra, se añadió un techo con polietileno de alta densidad (polisombra). Las estructuras fueron rellenas con el sedimento propio del sitio de estudio hasta llegar a un nivel promedio de 59cm.



Figura 1 Aspecto general del sitio de instalación del piloto y de los montículos de restauración construidos.

De acuerdo a los resultados del experimento en la zona instalada, en todos los tratamientos se evidenció crecimiento de plántulas en términos de altura (cm) y número de hojas (No.) luego de tres meses de siembra (Figura 2). Diferencias significativas tanto en número de hojas como en altura de *L. racemosa* se encontraron entre el primer y tercer mes tanto en el tratamiento de plena exposición lumínica como en el tratamiento de sombra. El

aumento en el número de hojas fue significativamente mayor en *L. racemosa* que en *A. germinans*.

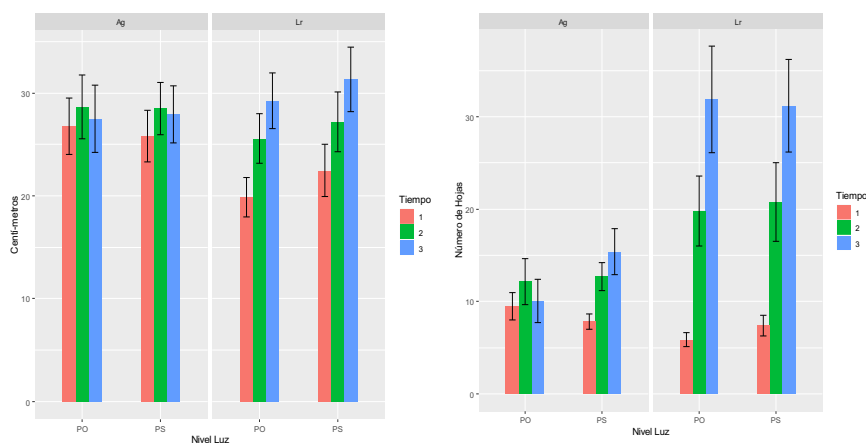


Figura 2 Cambios en altura (A) y número de hojas (B) en plántulas de Ag y Lr creciendo en montículos bajo sombra y plena exposición.

El 91% de las plántulas sembradas, permanecieron en estado "sano" hasta el primer monitoreo (tiempo 2), en todos los tratamientos. Para *A. germinans* creciendo bajo sol, se detectó la primera plántula muerta en el primer monitoreo ( $n=1$ ). Para el segundo monitoreo, la mortalidad de plántulas de *A. germinans* aumentó, reportándose un 10% en este estado, mientras que un 33% se reportaron "afectadas", la mayoría de ellas bajo el tratamiento a plena exposición lumínica. El 69% de las plántulas de *L. racemosa* permanecieron en estado "Sano", y solo una plántula reportó estado "Afectado". Los principales síntomas fitosanitarios observados durante los monitoreos estuvieron asociados a la presencia de algunas hojas secas y principalmente a la herbivoría.

El MLMG ejecutado permitió corroborar que las diferencias en altura observadas de las plántulas sembradas se explican por la especie (valor  $p=0.00201^{**}$ ), el tiempo (valor  $p=1.66e-05$ ) y el efecto del nivel de luz en cada especie (valor  $p=0.057032^{*}$ ).

El análisis de las variables fisicoquímicas medidas al interior de cada montículo permitió observar una relación negativa entre la temperatura al interior de los módulos con la altura y el diámetro, así mismo un aumento de salinidad fue relacionado con un menor número de hojas (Figura 2)

## Manglares de América

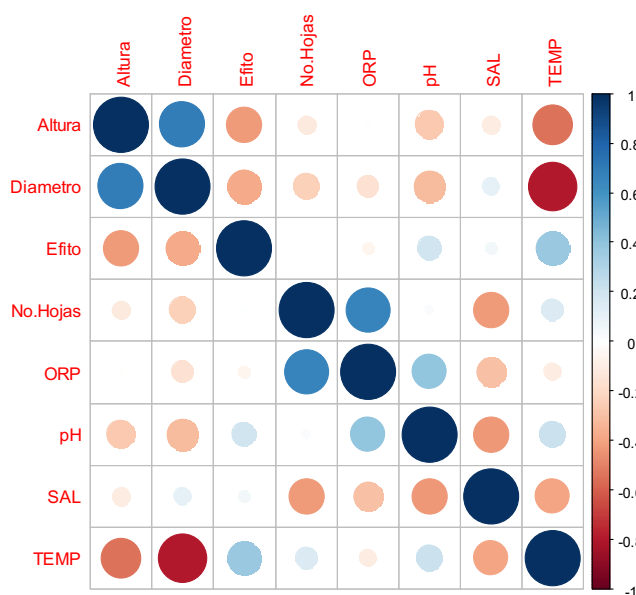


Figura 3 Análisis de correlación entre las variables de crecimiento observadas en plántulas creciendo sobre montículos de restauración y las variables fisicoquímicas del agua intersticial

#### 4. Discusión

Considerando que ligeros cambios en la configuración de terreno, pueden originar la degradación y muerte de extensas áreas de manglar (Middleton et al. 2006; Flores-Verdugo et al. 2007); la generación artificial de zonas elevadas de sedimento puede constituirse como una alternativa de restauración eficiente para la recuperación de áreas donde el sustrato ha colapsado. En este experimento la elevación de más de 50 centímetros del sustrato, mediante el apilado del sedimento en una estructura confinada, permitió conceder las condiciones necesarias para la siembra y desarrollo exitoso de plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa* en una zona permanentemente inundada, donde históricamente ha sido inviable su recolonización natural.

Los resultados de los componentes fisicoquímicos mostraron que dentro de las unidades de muestreo (montículos de restauración), el potencial Redox tuvo valores entre -315 y -330 mV, lo que concuerda con lo reportado en la literatura para bosques de manglar con rangos de entre -110 y -400 mV, lo que se debe a la inundación permanente dentro de estos (Mitsch y Gosselink 2000). Valores de ORP menores a <-250 mV sugieren que la degradación de la materia orgánica está sucediendo en condiciones de muy

poco oxígeno (Herrera-Silveira et al 2012). Cárdenas del Angel (2014) reportó un valor de ORP promedio en núcleos de vegetación similares a los desarrollados en este proyecto con valores de -303.07 mV para la especie *Rhizophora mangle*.

Los valores de salinidad intersticial dentro de las unidades de muestreo nunca sobrepasaron las 17 unidades de salinidad lo que permitió un buen desarrollo de las plantas, encontrándose dentro de los valores óptimos para el crecimiento que han sido reportados entre las 0 y 25 unidades (López-López et al, 2016). Cuando la salinidad es superior a 70‰ provoca la disminución del desarrollo de los bosques de mangle, llegando a causar su muerte (Cintrón-Molero y Shaeffer-Novelli, 1983). Los valores de salinidad fuera de las unidades de muestreo son bajos y presentan valores similares a los encontrados superficialmente en algunas estaciones de bosque de manglar monitoreadas por el INVEMAR como Aguas Negras y Caño Grande durante sus labores de seguimiento (INVEMAR 2018). El pH observado dentro de las estructuras (Figura 15) es relativamente básico con valores en promedio desde los 7.27 a los 7.55. Para *A. germinans* no se han reportado diferencias con respecto a la biomasa con valores de pH entre 5.7 y 8, pero se ha observado que la mayor cantidad de materia seca, tallos vigorosos y mayores grados de ramificación se presenta en un pH ligeramente básico (Schnetter, 1986). En general las condiciones fisicoquímicas favorables que se observaron dentro de los montículos de restauración se mantuvieron sin una variación significativa durante los 3 meses que duró el experimento, hecho que explica el crecimiento adecuado de las plántulas en el periodo de análisis (Figura 2).

*Laguncularia racemosa*, presentó el mayor crecimiento en términos de altura y número de hojas (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). De acuerdo a McKee (1995), en un ambiente rico en recursos con alta disponibilidad de luz y nutrientes, ésta especie podría tener un éxito superior a *A. germinans*, dada la resistencia a la herbívora por los altos contenidos de fenoles solubles presentes en sus hojas y sus patrones de crecimiento y particionamiento de biomasa. Consistente con ello, fue evidente el mayor impacto de la herbivoría en *A. germinans*, donde se observaron varias plántulas muertas y con afectaciones por este factor, mientras que *L. racemosa* permaneció "sano" o poco afectado.



*L. racemosa* ha sido reportada como especie pionera que domina en ambientes disturbados, principalmente por su alta capacidad de dispersión, alta tolerancia a la salinidad y capacidad estabilizadora de sustrato (Rabinowitz, 1978; Tomlinson, 1986, Smith III, 1992); este hecho junto con su buen desempeño bajo las condiciones de alta luminosidad típicas de ambientes de manglar disturbados, sugiere que esta especie podría ser utilizada favorablemente en ejercicios de restauración a mayor escala como facilitadora del proceso de sucesión.

## 5. Conclusiones

Los montículos de restauración pueden proveer el espacio físico necesario para favorecer el crecimiento y desarrollo de plántulas de manglar en zonas inundadas donde el colapso del sedimento no permite el establecimiento de nuevos individuos.

Las condiciones fisicoquímicas al interior de los módulos en términos de ORP, salinidad y pH fueron adecuadas para favorecer el crecimiento de las plántulas de mangle. Adicionalmente, el recurso hídrico durante el transcurso del experimento siempre estuvo disponible, lo que aseguró la accesibilidad del mismo para las plántulas en desarrollo.

*L. racemosa* fue la especie más exitosa en el crecimiento sobre módulos de sedimento, bajo las condiciones de la CGSM, y potencialmente puede seguir siendo usada para la reforestación de zonas degradadas con alta exposición lumínica, siempre y cuando se cuente con un nivel topográfico adecuado para su crecimiento.

No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de "sombra" y "plena exposición lumínica"; y la temperatura se identificó como un factor limitante para el crecimiento de las plántulas. Esto sugiere la implementación de algunas mejoras, ajustes y variaciones en las estructuras diseñadas, con el fin de permitir una mayor sombra en futuros experimentos.

## Referencias bibliográficas

Bernal, C., Nieto, Y., Arbeláez, N., Insuasty-Osorio, F., Rodríguez-Atara, J.; Rodríguez-Rodríguez A.; Herrera, S., Constanza, R. 2017. Diagnóstico de la respuesta del ecosistema de la ciénaga grande

de santa marta a la intervención de algunos caños en el sector noreste, Informe técnico

Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F. J., Casas-Valdez, M., Hernández-Carmona, G., Valdez- Hernández, J. I., & Gómez-Muñoz, V. 2015. Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. *Botanical Sciences*, 93(1), 165-174.

Cárdenas del Angel. 2014. ensayos de reforestación en un área degradada de manglar en el sitio RAMSAR No.1602. Tesis de Maestría Inédita. México: Universidad Veracruzana, Campus Tuxpan.

Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO/ROSLAC. Montevideo. 109 p

Febles-Patrón, J. L., Novelo López, J., & Batllori Sampedro, E. 2009. Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. *Madera y bosques*, 15(3), 65-86.

Middleton, B., A. Grootjans, K. Jensen et al. 2006. Fen Management and Research Perspective: An overview. En: *Ecological studies*. R. Bobbink, B. Beltman, J.T.A. Verhoeven, D.F. Whigham (eds.). *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*, 191. Springer-Verlag, Berlin.

Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C. Agraz-Hernández et al. 2007. La topografía y el hidropereodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80 (suplemento): 33 – 47

Herrera-Silveira, J.A., Zaldivar-Jimenez, A., Teutli-Hernández, C., Pérez-Ceballos, R., Caamal, J. y T. Andueza. 2012. Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso de Celestún y Progreso. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. Unidad Mérida. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto GH009. México, D.F.

INVEMAR. 2018. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, Volumen 16. Santa Marta 174p.+ anexos.

Lewis, R y B. Brown. 2014. Ecological mangrove rehabilitation: a field manual for practitioners. En:

<http://www.mangroverestoration.com/pdfs/Final%20PDF%20-%20Whole%20EMR%20Manual.pdf>. 151pg.

López López J.E., Morales A. S., Soberanis Paz H. F. Ramirez Posadas M.F. 2016. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN LA RESERVA NATURAL DE USOS MÚLTIPLES MONTERRICO. Informe Final. Universidad de San Carlos de Guatemala. Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas – IIQB. Centro de Estudios Conservacionistas –CECON. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia

McKee, 1995. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany* 82 (3): 299 – 307

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35(1), 25-33.

Rivera-Monroy, V. H., E. Mancera-Pineda, R. Twilley, O. Casas, E. Castañeda, J. Restrepo ... y M. Villamil. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración: El caso de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Univ. of Louisiana-Lafayette-INVEMAR, Santa Marta

Schnetter, M. (1986). La influencia del pH y de la salinidad en el crecimiento de *Avicennia Germinans* (L.) L. en cultivo hidropónico. *Caldasia*, 15(71-75), 381-391.

Smith III. 1992. Forest Structure. In: Robertson AI, AlongiDM (eds) *Coastal and estuarine studies 41: tropical Mangrove ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, pp 101–136

Tomlinson, P. B. 1986. *The Botany of mangroves*. London: Cambridge University Press, 413 p.

# **Humedales Urbanos en el contexto de Cambio Climático: Prácticas efectivas para su rehabilitación, el caso de la Ciénaga las Cucharillas en Puerto Rico**

Wilmer O. Rivera-De Jesús

Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias  
Naturales, Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras

**Cita:** W. Rivera-De Jesús. (2019) Humedales Urbanos en el contexto de Cambio Climático: Prácticas efectivas para su rehabilitación, el caso de la Ciénaga las Cucharillas en Puerto Rico. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

El cambio de clima global en conjunto a la expansión urbana hacia las zonas costeras promueve condiciones estresantes que deben tomarse en cuenta al desarrollar proyectos de rehabilitación y reforestación en humedales costeros. El estudio utilizó como base un caso de rehabilitación para un humedal urbano costero en Puerto Rico. Se evaluaron condiciones ambientales a nivel de ecosistema y la respuesta ecofisiológica de especies utilizadas en estos proyectos de reforestación con el fin de ofrecer recomendaciones efectivas. La prevalencia de condiciones secas, la reducción en la disponibilidad de agua en el suelo y el incremento en condiciones salinas fue el ambiente predominante para este humedal. La especie que mostró la mayor tolerancia y aclimatación a estas condiciones de estrés fue *Thespesia populnea* la cuál reflejó una mayor conductancia estomática (gs), mayor asimilación de carbono (A) y eficiencia de uso agua estable (EUA) en condiciones secas y de alta salinidad.

**Palabras Clave:** Humedales urbanos costeros, Tolerancia, Aclimatación, Índice de humedad de Bailey, Asimilación de carbono (A), Conductancia estomática (gs), Eficiencia de uso de agua (EUA)

## ABSTRACT

Global climate change with the urban expansion towards the coastal zones promotes stressful conditions that must be considering for rehabilitation and reforestation projects in coastal wetlands. This study was based on a case of rehabilitation in a coastal urban wetland in Puerto Rico. We evaluated environmental conditions at ecosystem level and the ecophysiological response of species used in these reforestation projects in order to offer effective recommendations. The prevalence of dry conditions, the reduction in soil water availability and the increase in salinity conditions was the predominant environmental conditions find in this wetland. The species that showed the highest tolerance and acclimation to these stress conditions was *Thespesia populnea*, which reflected a greater stomatal conductance (gs), greater carbon assimilation (A) and stable water use efficiency (WUE) in dry and high salinity conditions.

**key words:** Coastal urban wetlands, Tolerance, Acclimation, Bailey's Humidity Index, Net carbon assimilation (A), Stomatal conductance (gs), Water use efficiency (WUE)

## 1. Introducción

Los impactos asociados al cambio climático y a la actividad antropogénica, propia de los ambientes urbanos, generan una mayor presión sobre los humedales urbanos costeros promoviendo la pérdida de servicios ecológicos importantes. La composición y estructura de los humedales urbanos costeros está determinada principalmente por su dinámica hidrológica (entradas de agua dulce), la disponibilidad de agua en el suelo y la influencia salina por el efecto mareal (Medina y Francisco, 1997; Lambs et al., 2015). Los cambios en el clima se ven reflejados directamente sobre estos ecosistemas por modificaciones a sus patrones hidrológicos, el incremento en condiciones salinas, cambios abruptos en la temperatura del ambiente y por eventos extremos en los que se incluyen sequías intensas e inundaciones prolongadas. Condiciones estresantes generan impactos en la vida silvestre, donde las especies más vulnerables y con una menor tolerancia y capacidad de aclimatación son las que presentan los mayores retos en cuanto a estabilidad y sobrevivencia bajo estos escenarios de cambio ambiental. Considerando estos aspectos, el siguiente estudio tiene como objetivo exponer prácticas efectivas de rehabilitación utilizando como base el caso de un humedal urbano costero en Puerto Rico (PR). En este humedal se desarrollan esfuerzos de conservación utilizando especies nativas para reforestar e incrementar los servicios ecológicos. El estudio caracterizó condiciones ambientales a nivel de ecosistema en términos de precipitación total, disponibilidad de agua en el suelo, profundidad del nivel freático y salinidad del agua freática. Considerando estas condiciones, se desarrollaron análisis ecofisiológicos en términos de conductancia estomática (gs), tasa de fotosíntesis neta (A) y eficiencia de uso de agua (EUA) en especies arbóreas utilizadas en estos proyectos de rehabilitación y reforestación. El análisis de estos parámetros ambientales nos brinda información sobre la vulnerabilidad que estos ecosistemas pueden enfrentar ante el cambio climático, los posibles impactos sobre la vida silvestre, la plasticidad que pueden mostrar ciertas especies a estos cambios y enfoca de una manera más efectiva los esfuerzos de rehabilitación y reforestación considerando el cambio de clima global y los cambios en condiciones ambientales que se generan a escala regional y a nivel de ecosistema.

## 2. Materiales y métodos

El estudio se desarrolló en el humedal urbano costero Corredor del Yaguazo localizado en la latitud 18°26'39"N y la longitud 66°8'27"O en la comunidad Juana Matos en Cataño, PR (Figura 1). Esta reserva es el humedal remanente más grande de la zona metropolitana de San Juan, Puerto Rico, la cual comprende un área aproximada de 500 hectáreas y a su vez forma parte del sistema estuarino de la Bahía de San Juan (Figura 1). Cerca de la zona de estudio se estableció una estación meteorológica marca DAVIS, modelo "Vantage Pro2" inalámbrica, donde a partir de enero 2014 hasta agosto 2017 se obtuvieron datos mensuales de lluvia total (mm) y temperatura promedio (°C). Estos parámetros climáticos fueron utilizados para aplicar el Índice de Humedad de Bailey (Bailey, 1958) con el que se pudo caracterizar meses húmedos (valores >0.81), meses secos (valores <0.53) y meses neutrales (valores entre 0.53 y 0.81). Para describir el contenido de agua en el suelo se instaló un sensor de humedad marca ONSET-HOBO, modelo S-SMA-M005, a una profundidad de 30cm dentro de la zona donde se han desarrollado la mayor parte de los proyectos de rehabilitación y reforestación en el humedal. Para caracterizar la variación en la profundidad del nivel freático y la salinidad del agua freática, a partir de agosto 2015, se instalaron 10 pozos de 2.5m de largo en las zonas donde se han desarrollado y se esperan desarrollar proyectos de rehabilitación y reforestación (Figura 2).



Figura 1- Reserva Natural Ciénaga las Cucharillas y su localización dentro del Estuario de la Bahía de San Juan. La delimitación en amarillo demarca las áreas que comprenden la Reserva Natural Ciénaga Las Cucharillas. La delimitación del rectángulo rojo demarca las zonas de humedal donde se han desarrollado análisis de condiciones ambientales. La delimitación en azul resalta canales de agua dulce influyentes sobre el área evaluada (Canal Malaria y Canal de la comunidad Juana Matos)

Para las medidas de profundidad y las lecturas de salinidad se expuso por encima del suelo 0.5m del pozo y se utilizó la superficie del suelo como el nivel base a 0cm (Figura 2). La distribución de estos pozos permitió establecer comparativas en términos de salinidad aplicando la prueba estadística de Tukey-Kramer para la que se adoptó un nivel de significancia de  $p < 0.05$ . Para las lecturas de salinidad se utilizó un refractómetro marca ATAGO, modelo ATC-S/Mill-E, con el que se midió la salinidad del agua freática (ppt) bisemanal desde agosto 2015 hasta mayo 2017 para un total de 42 lecturas por pozo.



## Manglares de América

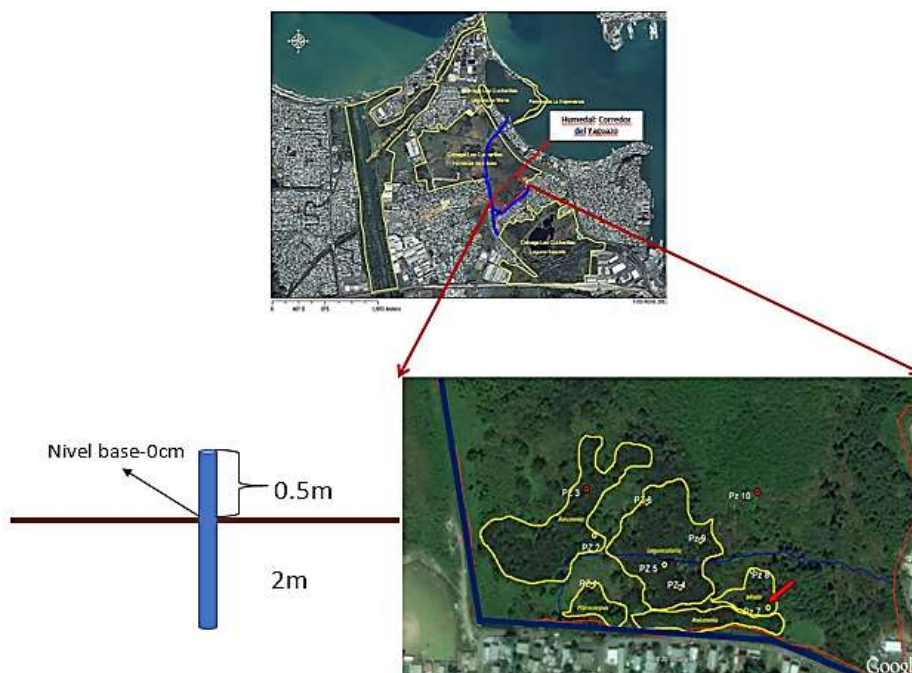


Figura 2- Diseño y distribución de los pozos de muestreo dentro del el área de estudio en función de las zonas de rehabilitación y de los canales de agua dulce. La línea azul fina demarca el límite entre las áreas de rehabilitación actual y las áreas hacia donde se proyectan los futuros trabajos de rehabilitación. La demarcación en azul oscuro resalta el canal circundante al área de estudio.

Los análisis ecofisiológicos se desarrollaron en especies arbóreas adultas en condiciones de campo con el fin de conocer la respuesta de estas especies en función de los parámetros ambientales evaluados y descritos previamente. Las especies seleccionadas son las que principalmente se han utilizado en estos proyectos de rehabilitación y reforestación en las que se incluye: *Pterocarpus officinalis*, *Amphitecna latifolia* y *Thespesia populnea*. A cada individuo, en diferentes periodos, se les tomó medidas de intercambio gaseoso mediante un sistema portátil de fotosíntesis de la compañía "PP System", modelo CIRAS-3, con el que se evaluó la conductancia estomática (gs) y la asimilación neta de CO<sub>2</sub> (A). Estos parámetros ecofisiológicos nos informan sobre la estabilidad de la especie en diferentes escenarios de estrés ambiental y a su vez, sobre el éxito de la especie y su potencial en el ambiente en el cual se encuentra. También, para conocer el nivel de estrés en el que se encuentra la especie, se desarrollaron medidas de eficiencia de uso de agua a largo plazo (EUA) mediante la señal isotópica de  $\delta^{13}C$ . Tales respuestas fueron

contrastadas con el fin de conocer el rendimiento ecofisiológico de estas especies a condiciones variables de estrés hídrico y salino en condiciones de campo. Tanto la caracterización ambiental como los análisis ecofisiológicos de estas especies fueron utilizados para ofrecer recomendaciones efectivas de rehabilitación para los proyectos de siembra que se desarrollan en este humedal.

### **3. Resultados**

Al analizar los promedios de temperatura y las acumulaciones mensuales en precipitación para obtener el Índice de Humedad de Bailey, se observa una diferencia marcada entre los años que comprenden el periodo de estudio (2014-2017). Los índices obtenidos indican una mayor frecuencia de meses secos en la que se resaltan 24 meses catalogados como áridos, 10 meses neutrales y 9 meses húmedos (Figura 3A). Cuando relacionamos el contenido de agua en el suelo entre periodos húmedos y secos caracterizados por el Índice de Bailey, se observa que más del 50% de la distribución de datos cae bajo un umbral de condición seca. Al relacionar ambas variables se destaca que la mayor parte de los valores registrados por el sensor de humedad identifican el suelo bajo condición árida-seco, lo cual coincide con los meses catalogados como secos (Figura 3B). En cuanto a la salinidad del agua freática, los datos obtenidos en los pozos de muestreo resaltan 2 grupos con valores salinos estadísticamente diferente y significativo según la prueba de Tukey-Kramer (Figura 4).

## Manglares de América

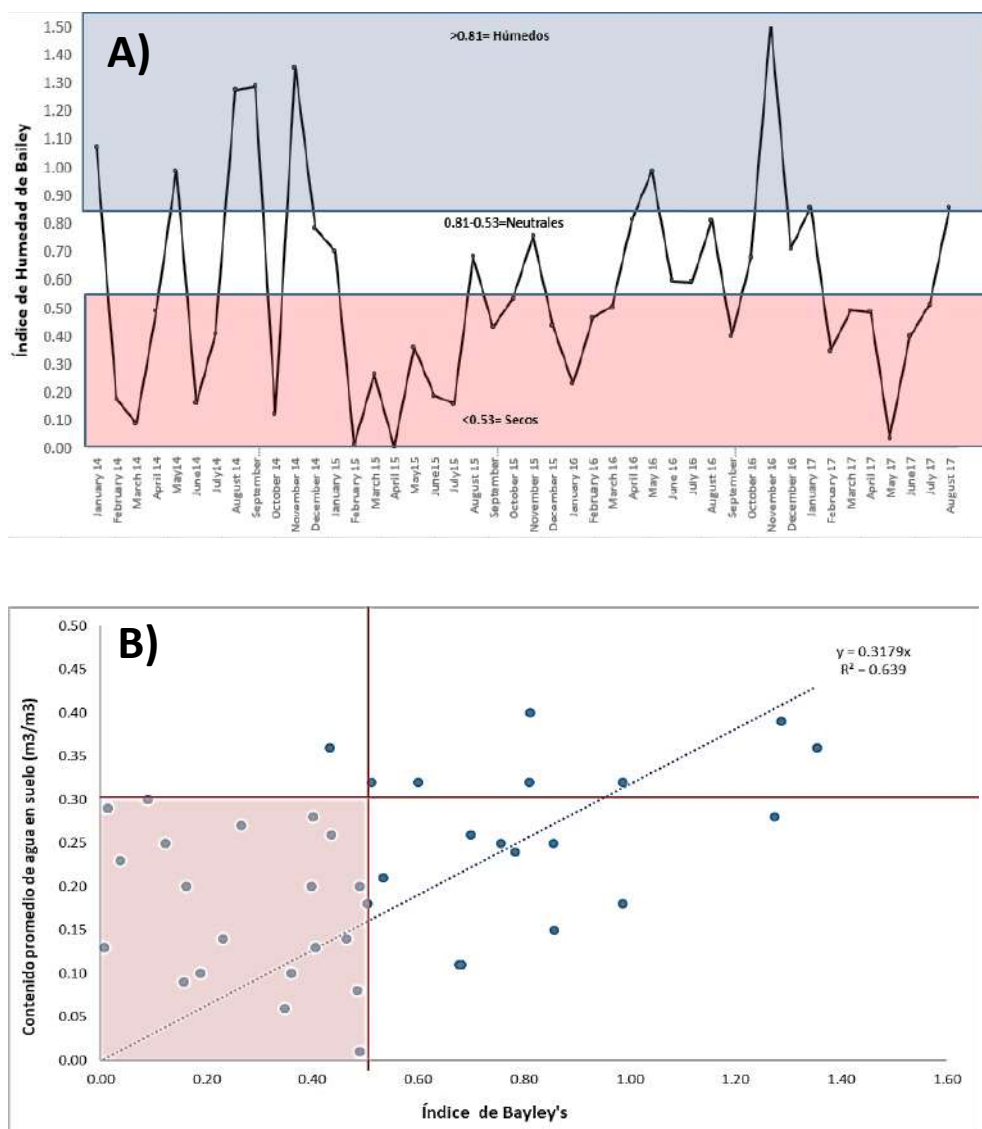


Figura 3- A) Caracterización mensual entre periodos húmedos y secos mediante la aplicación del Índice de Humedad de Bailey (1986). El área demarcada en azul resalta los puntos de los meses catalogados como húmedos, el área en color rosado puntos en los meses catalogados como secos y el área demarcada en blanco puntos de los meses catalogados como neutrales. B) Relación entre el contenido de agua en el suelo y el Índice de Humedad de Bailey entre los años de estudio (2014-2017). Coeficiente de regresión lineal  $R^2 = 0.63$ . El recuadro resaltado en color rosado identifica puntos que corresponden a valores bajos de humedad en el suelo en meses catalogados como secos según el Índice de Humedad de Bailey.

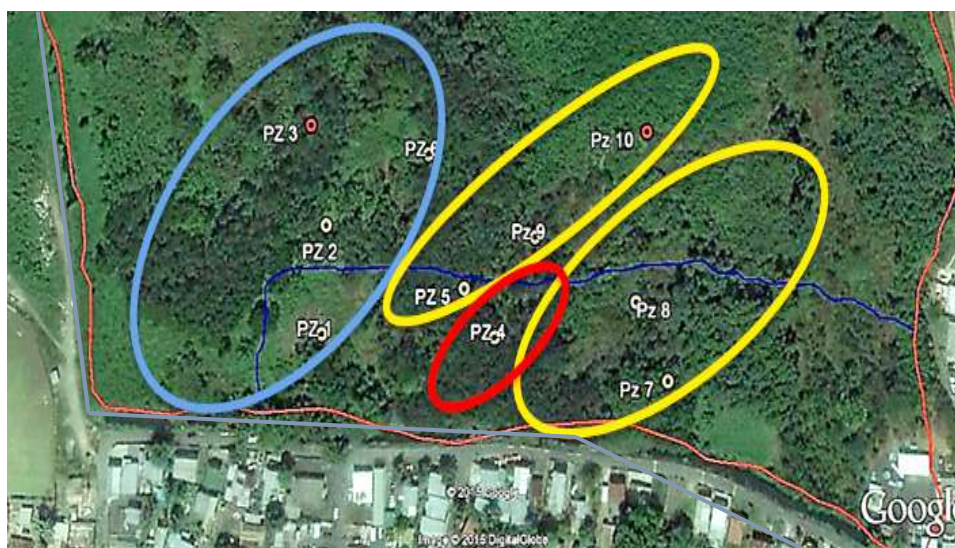
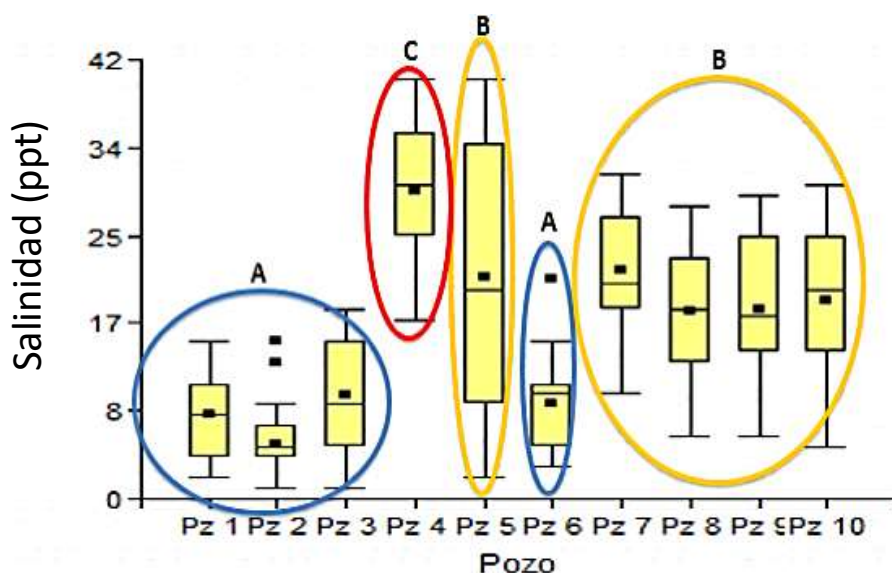


Figura 4- Comparación entre pozos en términos de salinidad promedio mensual del agua freática (ppt) entre los años 2015-2017 (24 meses), (mediana, n=48 lecturas por pozo). Comparación significativa entre grupos (letras iguales identifican grupos de pozos con valores semejantes) según la prueba de Tukey-Kramer  $p < 0.05$ . Se resalta la ubicación de pozos dentro del área de estudio. Los pozos agrupados en el círculo azul representan los pozos con baja salinidad y los pozos agrupados en círculos anaranjado y rojo los que presentan valores altos en salinidad.

Cuando observamos la distribución espacial de los pozos se resalta un gradiente salino en la que pozos que muestran una baja salinidad en el agua freática corresponden a los que se encuentran más cercanos al canal mientras que los que experimentan la mayor salinidad corresponde a los que se encuentran más distantes del canal (Figura 4). Para entender la salinidad reflejada en el agua freática, al relacionar esta variable

## Manglares de América

con la profundidad del nivel freático, se observa una relación directamente proporcional y estadísticamente significativa, según el modelo de regresión lineal Mallows's Cp, el cual indica que al incrementar la profundidad del nivel freático mayor es la salinidad que se refleja en el agua freática (Figura 5).

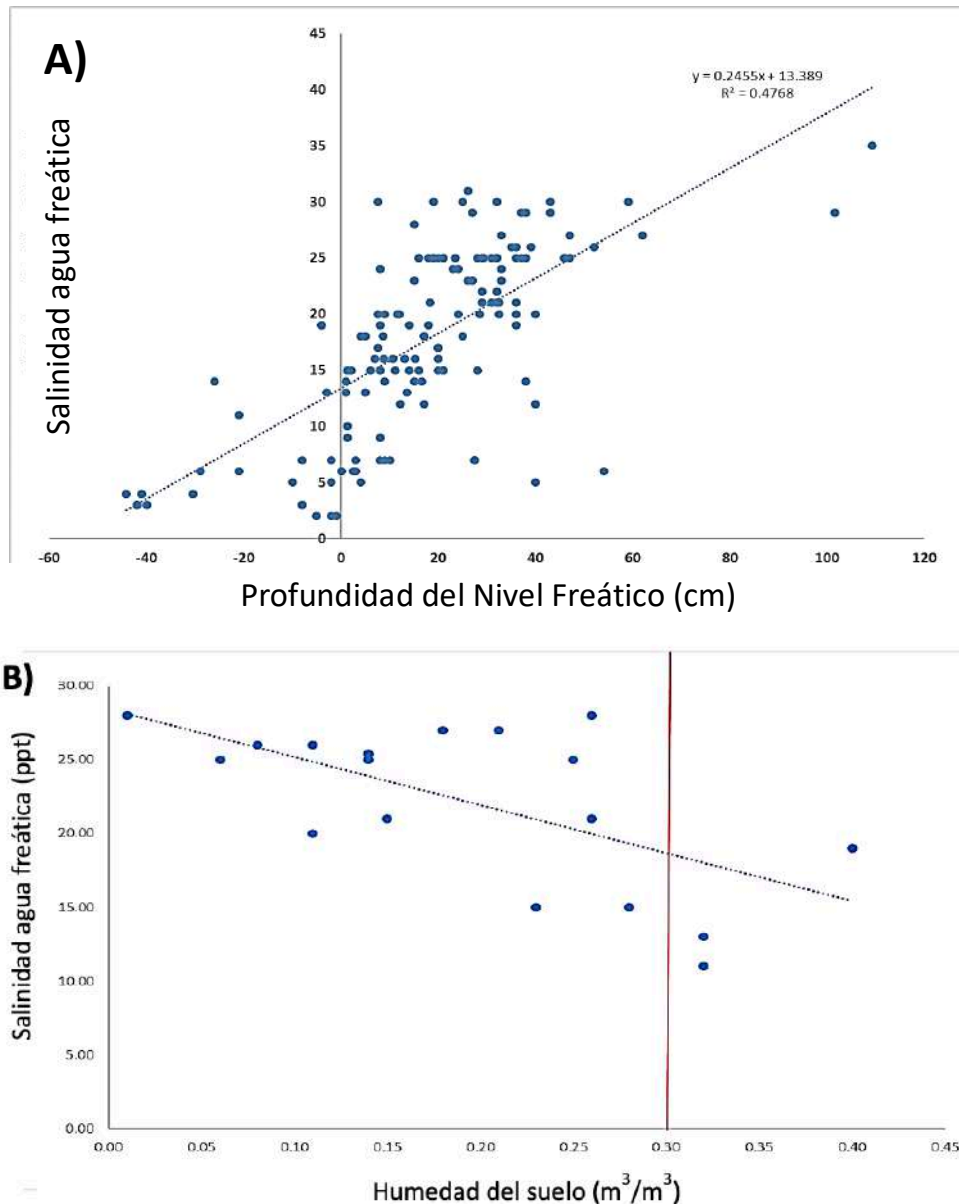


Figura 5- Relación entre la profundidad del nivel freático y la salinidad del agua freática,  $R^2 = 0.48$ ,  $p < 0.001$  para el modelo de regresión Mallows's Cp. La relación muestra un aumento en la salinidad del agua freática al incrementar la profundidad del nivel freático.

Las medidas ecofisiológicas aplicadas a nuestras especies de estudio indican una respuesta específica a las condiciones ambientales antes descritas. Al agrupar los valores de (A) por especie podemos ver que *Thespesia* obtiene los valores más altos y significativos de asimilación neta de carbono (A), mediana=  $9 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , y a su vez la que registra el valor máximo de (A),  $18 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , en comparación a las otras especies (Figura 6B). Esta asimilación, a su vez, se relaciona con una mayor conductancia estomática (gs), mediana=  $150 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  y significativa reflejada en esta especie en comparación a *Amphitecna* y *Pterocarpus* (Figura 6A). Cuando comparamos las asimilaciones de carbono entre *Amphitecna* y *Pterocarpus* podemos destacar valores de (A) similares, mediana=  $3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  y  $5 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  respectivamente, para los que no se refleja diferencia significativa, al igual que ocurre con (gs) en estas especies (Figura 6A y 6B). *Amphitecna* es la especie que reflejó los valores de (A) más bajos e iguales o menores a  $0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  en comparación a las demás especies. Cuando evaluamos la eficiencia de uso de agua (EUA) a largo plazo mediante la señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$ , podemos destacar que la especie que muestra el menor estrés hídrico y salino es *Thespesia* al presentar una señal isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$ ) baja, mediana= -33, y estadísticamente diferente a las demás especies (Figura 6C). Para confirmar las diferencias en la respuesta ecofisiológica reflejadas en nuestras especies, al agrupar los valores de (A) y (gs) entre periodos secos y húmedos se observa como en *Thespesia* se registran los valores más altos en (gs) durante los periodos húmedos, mediana=  $200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  y valor máximo=  $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , de manera significativa en comparación al periodo seco. Los valores de (A) son muy similares y elevados tanto en periodos secos como en periodos húmedos, mediana=  $9 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  y  $7 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  respectivamente, en comparación a las asimilaciones registradas por las otras especies en ambos periodos (Figura 7). Cuando evaluamos (gs) y (A) entre *Amphitecna* y *Pterocarpus* la tendencia observada para estas especies es consistente al realizar la comparativa entre periodos húmedos y secos (Figura 7). Ambas especies poseen las asimilaciones netas de carbono (A) más bajas y similares entre ambos periodos, aunque en *Pterocarpus*, con el aumento en humedad logra de manera significativa una mayor apertura estomática (gs) y por consiguiente asimilaciones de carbono (A) más elevadas en comparación con *Amphitecna* (Figura 7).

## Manglares de América

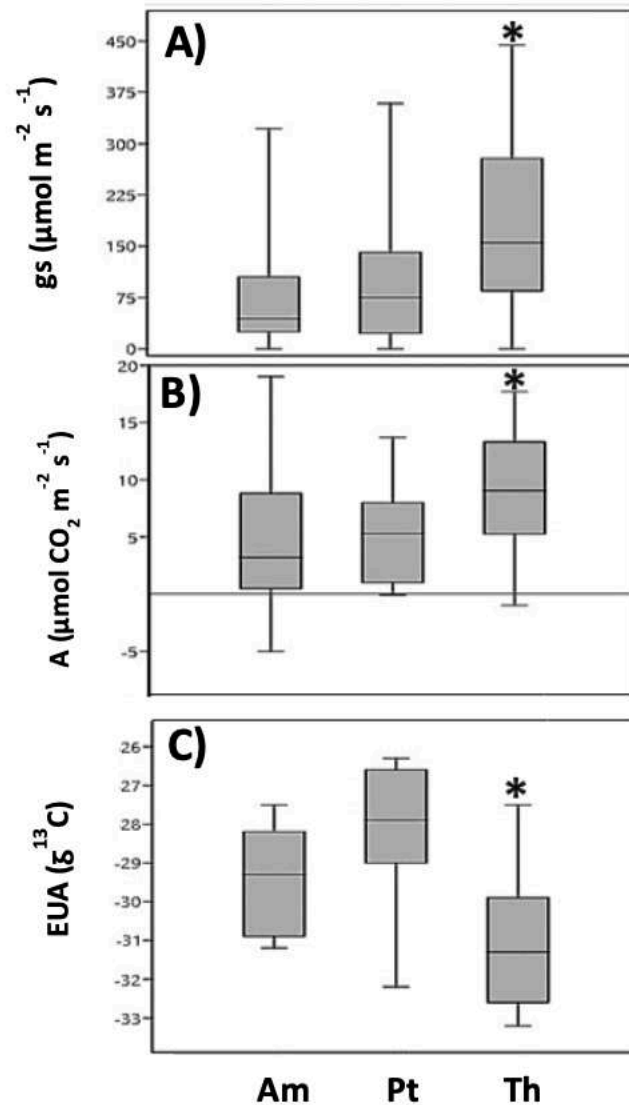


Figura 6- Comparación entre especies, (Am) Amphitecna, (Pt) Pterocarpus y (Th) Thespesia, con datos agrupados en términos de A) conductancia estomática (gs) (mediana, n=40 hojas adultas por especie), B) Asimilación neta de carbono (A) (mediana, n=40 hojas adultas por especie) y C) Eficiencia de Uso Agua (EUA) a largo plazo mediante la señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  (mediana, n=18 hojas adultas por especie). Los (\*) representa la especie con diferencia significativa en los parámetros ecofisiológicos evaluados según la prueba Tukey-Kramer  $p < 0.05$ .

En el caso de esta última, el estrés y la respuesta ecofisiológica previamente descrita se confirma de manera consistente al reflejarse valores similares y más bajos, tanto en ( $g_s$ ) como en ( $A$ ), en periodos húmedos y secos y obteniendo asimilaciones iguales o por debajo de  $0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  cuando la condición en el ambiente se torna más seca (Figura 7).

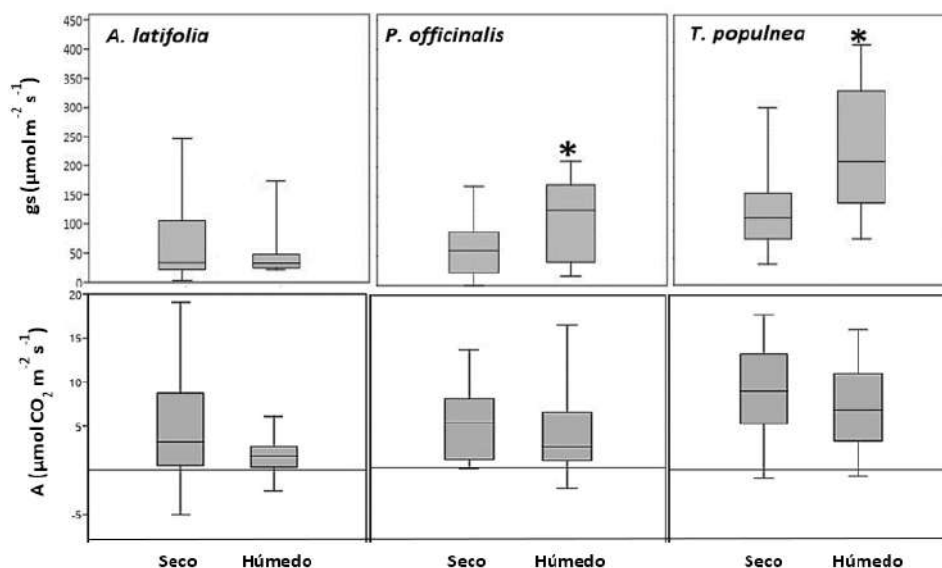


Figura 7- Comparación entre periodos húmedos ( $n=3$ ) y secos ( $n=4$ ) con datos agrupados en términos de conductancia estomática ( $g_s$ ) (mediana,  $n=40$  hojas adultas por especie entre ambos periodos) y asimilación neta de carbono ( $A$ ) (mediana,  $n=40$  hojas adultas por especie entre ambos periodos) para las especies *A. latifolia*, *P. officinalis* y *T. populnea*. Los (\*) representan diferencia significativa en estos parámetros ecofisiológicos ( $g_s$  y  $A$ ) entre periodos húmedos y secos según la prueba T-test  $p < 0.05$ .

#### 4. Discusión

En términos de microclima podemos establecer que la prevalencia de condiciones secas es el patrón más común observado para nuestro humedal durante el periodo de estudio. Al aplicar el Índice de Humedad de Bailey se demostró una mayor frecuencia de meses secos, que, al relacionarse con el contenido de agua en el suelo, se observa una disminución en la disponibilidad de agua principalmente durante los periodos que son catalogados como secos. La predominancia de meses secos durante todo el año 2015 fue producto de la intensa sequía experimentada en la zona del Caribe y Puerto Rico. Al considerar la profundidad del nivel freático y la salinidad del agua freática, los datos demostraron que ambos parámetros se relacionan entre sí, y a su vez, responden a la condición seca que prevalece en este humedal. Como ya hemos



mencionado, la baja humedad en el suelo es el producto de la baja precipitación y de la reducción en las entradas de agua dulce al ecosistema. Por lo tanto, podemos establecer que el incremento en condiciones salinas en el agua freática está relacionada a la prevalencia de periodos secos, a la limitación en las entradas de agua dulce al ecosistema y al incremento de la interfase subterránea. Las condiciones ambientales caracterizadas para este ecosistema demuestran que las plantas sembradas en este humedal enfrentan, la mayor parte del tiempo, condiciones de estrés hídrico y salino, por limitación en la precipitación, la baja disponibilidad de agua en el suelo y el incremento en condiciones salinas.

Considerando las condiciones ambientales prevalecientes en este humedal se resalta una diferencia en cuanto a la respuesta ecofisiológica, en términos de ( $g_s$ ), ( $A$ ) y (EUA) reflejada en nuestras especies de estudio. Podemos establecer que la alta conductancia estomática ( $g_s$ ) y la alta asimilación de carbono ( $A$ ) reflejada en *Thespesia populnea*, demuestra que esta especie posee la mayor tolerancia y capacidad de aclimatación a condiciones de estrés hídrico y salino y a su vez la que mejor potencial de éxito posee en este humedal. El mantenimiento de la tasa de fotosíntesis neta ( $A$ ) permite que la especie pueda generar, de manera constante, biomasa para su desarrollo estructural (Miah, 2013, Atkinson et al., 2000 y Atkinson et al., 1999). Los datos de ( $A$ ) en *Thespesia* indican que la misma logra mantener una tasa de fotosíntesis neta estable y elevada, independientemente de la condición hídrica y salina prevaleciente en el ambiente. Especies mejor aclimatadas a condiciones de déficit hídrico, no tan solo demuestran una mejor apertura estomática con potenciales hídricos bajos, sino también una alta tasa de fotosíntesis neta, la cual es reflejada en la producción de biomasa, desarrollo estructural, producción de estructuras reproductivas y en la sobrevivencia de la planta en el ambiente (Maréchaux et al., 2015).

Por otra parte, el incremento en la señal isotópica de  $\delta^{13}C$  en el tejido vegetal demuestra que ante el déficit hídrico la planta, para intentar evadir los efectos del estrés hídrico, mantiene su asimilación de carbono ( $A$ ) con una baja conductancia estomática ( $g_s$ ) (Lin & Sternberg, 1992 y Farquhar et al., 1989). Mientras mayor es el incremento de la señal isotópica de  $\delta^{13}C$  en el tejido, implica que la planta, desde periodos previos (largo plazo) se encuentra en estrés hídrico, intentando mantener su tasa de asimilación neta de carbono ( $A$ ) en una baja conductancia

estomática (Lin & Sternberg, 1992 y Farquhar et al., 1989). Por lo tanto, la proporción entre (A/gS) incrementa aumentado de esta forma su eficiencia en el uso de agua (EUA). Una mayor EUA promueve que con una baja conductancia estomática se evite la pérdida excesiva de agua por evapotranspiración y a su vez se pueda mantener la entrada de CO<sub>2</sub> bajo estas condiciones. La EUA a largo plazo, mediante la señal isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$ , reflejada en *Amphitecna* y *Pterocarpus* fue similar y no hubo diferencia significativa entre estas especies, a diferencia de *Thespesia*, lo que demuestra que ambas especies se encuentran en mayor estrés y que los valores bajos en (A), reflejados en las mismas implica asimilaciones bajas de carbono con una menor conductancia estomática como fue el caso de *Amphitecna* y *Pterocarpus*. A pesar de que *Thespesia* muestra la mejor tolerancia y capacidad de aclimatación a estas condiciones, la prolongación del estrés hídrico y salino pudiera generar a largo plazo problemas en la respuesta ecofisiológica de la especie y por consiguiente problemas de sobrevivencia.

## 5. Conclusiones

El cambio en condiciones ambientales que experimentan estos ecosistemas costeros y los impactos en la vida silvestre es el reto en el que debe enmarcarse los esfuerzos de rehabilitación y reforestación. Los cambios abruptos que presentan estos ecosistemas, a consecuencia del cambio climático, debe ser considerado como la nueva realidad para estos sistemas naturales, y en términos de conservación y manejo, prestar especial atención a aquellas especies que muestran la mayor vulnerabilidad a estos estresores ambientales. Los esfuerzos de rehabilitación y reforestación deben tomar en cuenta la capacidad de respuesta de las especies ante estos cambios ambientales y de esta manera dirigir estos esfuerzos hacia la selección y siembra exitosa con especies más tolerantes y mejor aclimatadas. A tales efectos recomendamos la siembra de estas especies hacia las zonas más dulces o salobres reflejadas en los pozos de muestreo y sembrar especies que toleran mayor salinidad como lo son las especies de mangle en las zonas en las que se refleja la mayor salinidad. Recomendaciones que vayan dirigidas a mantener un suministro de agua dulce en los momentos de mayor sequía ayuda a que las especies más vulnerables a estos cambios y que ya han sido sembradas en la zona puedan mantenerse viables en este ecosistema.

### **Agradecimiento**

El autor de este estudio agradece la colaboración del Corredor del Yaguazo Inc. y su presidente el Sr. Pedro Carrión por el soporte técnico y de logística ofrecido para los trabajos de campo. Al Sr. Larry Díaz, técnico de laboratorio de UPR-CATEC-EcoLab y a los técnicos del laboratorio del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical por el manejo y envío de muestras de tejido foliar para los análisis isotópicos. También, el soporte financiero ofrecido por parte del Departamento de Ciencias Ambientales de la UPR-Río Piedras, la Empresa Puma Energy Caribe, la Fundación Ford y la Universidad de Berkeley en California para el desarrollo de este estudio.

### **Referencias bibliográficas**

- Atkinson C.J., Policarpo M., Webster A.D. & Kingswell G. (2000). Drought tolerance of clonal *Malus* determined from measurements of stomatal conductance and leaf water potential. *Tree Physiology*, 20, 557–563.
- Atkinson, C.J., M. Policarpo, A.D. Webster and A.B. Kuden. (1999). Drought tolerance of apple rootstocks: production and partitioning of dry matter. *Plant Soil*, 206, 223–235.
- Bailey H.P. (1958). A Simple Moisture Index Based upon a Primary Law of Evaporation. *Geografiska Annaler*, 40, 196-215.
- Cardona-Olarte, P., Krauss K. & Twilley, R.R. (2013). Leaf Gas Exchange and Nutrient Use Efficiency Help Explain the Distribution of Two Neotropical Mangroves under Contrasting Flooding and Salinity. *International Journal of Forestry Research*, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/524625>
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., & LaRoe, E. T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. US Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management*, 17(1), 71-84.
- Farber S., Costanza R., Childers D., Erickson J. & Gross K., et. al, (2006). Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bio Science*, 56,2,121-133.

Farquhar, G. D., Ehleringer, J. R., & Hubick, K. T. (1989). Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual review of plant biology*, 40(1), 503-537.

Faulkner S. (2004). Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosystems*, 7, 89-106.

Lambs L., Bompuy F., Imbert D., Corenblit D. & Dulormne M. (2015). Seawater and Freshwater Water Circulations through Coastal Forested Wetlands on a Caribbean Island. *Water* 2015, 7, 4108-4128; doi:10.3390/w7084108.

Lin, G. H., & Sternberg, L. D. S. (1992). Effect of growth form, salinity, nutrient and sulfide on photosynthesis, carbon isotope discrimination and growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Functional Plant Biology*, 19(5), 509-517.

Maréchaux, I., Bartlett, M. K., Sack, L., Baraloto, C., Engel, J., Joetzier, E., & Chave, J. (2015). Drought tolerance as predicted by leaf water potential at turgor loss point varies strongly across species within an Amazonian forest. *Functional Ecology*, 29(10), 1268-1277.

Miah A.Q. (2013). Salt Tolerances of some mainland tree species select as through nursery screening. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 16 (18), 945-949.

Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink (2000). *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley & Sons, New York, 2000, NRCS. National Resource Inventory: Background and Highlights. USDA-NRCS, Washington, D.C.

Medina E. & Francisco M. (1997). Osmolality and  $\delta^{13}\text{C}$  of leaf tissues of mangrove

species from environments of contrasting rainfall and salinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 337-344.

Pezeshki S.R., Pardue J.H. & DeLaune R.D., (1996). Leaf gas exchange and growth of flood-tolerant and flood-sensitive tree species under low soil redox conditions. *Tree Physiology*, 16, 453-458

Puerto Rico Climate Change Council (PRCCC), (2013). Puerto Rico's State of the

Climate 2010-2013: Assessing Puerto Rico's Social-Ecological Vulnerabilities in a Changing Climate. Puerto Rico Coastal Zone Management Program, Department of Natural and Environmental Resources, NOAA Office of Ocean and Coastal Resource Management. San Juan, PR.

# Restauración Hidrológica de Manglares en el Sistema Marismas Nacionales Sinaloa (Noroeste de México)

Leonardo Moroyoqui Rojo<sup>1</sup>  
Gabriela Ruíz Ruelas<sup>1</sup>  
Francisco Javier Flores Verdugo<sup>2</sup>  
Juan Carlos García Maldonado<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ECOSS RESTAURACIONES AMBIENTALES S.C. Blvd. Santa Fe #2703,  
Fracc. Santa Fe, C.P. 80029, Culiacán, Sinaloa, México

<sup>2</sup>INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM Unidad  
Académica Mazatlán, Av. Joel Montes Camarena S/N

**Cita:** L. Moroyoqui., G Ruíz., F. Flores., J. García (2019) Humedales Urbanos en el contexto de Cambio Climático: Restauración Hidrológica de Manglares en el Sistema Marismas Nacionales Sinaloa (Noroeste de México), Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador

## RESUMEN

Los humedales comprenden una gran variedad de ecosistemas, como es el caso de Marismas Nacionales Sinaloa, constituidos por un sistema complejo de manglares con cierto grado de perturbación ocasionada por la interrupción del flujo hidrológico. Se determinaron once zonas de estudio: Marisma Jucuistillo, Jucuistón, la Agonía, el Diablito, el Malincito, la Soledad, los Candelones, los Apaches, el Ramblas, el Gato y la Pía, abarcando una superficie de 300 hectáreas. Se inició con el desazolve de tres km de canales primarios (venas de mareas), se construyeron 12 km de canales secundarios de dos metros de ancho y 70 cm de profundidad. 500 terrazas de 15 m<sup>2</sup> fueron construidas en los márgenes de los canales secundarios que requirieron un volumen de 3,750 metros cúbicos de sedimentos. El registro anual de salinidad demostró que esta se abatió desde 148 ups hasta 58 ups, las temperaturas oscilaron de 34 a 26° C. Durante el mes de Junio del 2017 inició la reforestación con tres especies de mangle producidas en vivero; *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, obteniéndose una sobrevivencia del 85%. Reforestar durante la estación lluviosa en las marismas, provoca que las plantas se establezcan de manera significativa en los canales artificiales.

**Palabras Clave:** Restauración, hidrología, salinidad, marismas de inundación

## ABSTRACT

The wetlands mangrove comprise a great variety of ecosystems, as is the case of the Marismas Nacionales Sinaloa, constituted by a complex system of mangroves with a certain degree of disturbance caused by the interruption of the hydrological flow. Eleven study areas were determined: Marisma Jucuistillo, Jucuistón, Agonía, Diablito, Malincito, Soledad, Candelones, Apaches, Ramblas, Gato and La Pía, covering an area of 300 hectares. It began with the desazolve of three km of primary channels (tidal veins), 12 km of secondary channels of two meters wide and 60 cm deep were built. 500 terraces of 15 m<sup>2</sup> were built on the margins of the secondary channels that required a volume of 3,750 cubic meters of sediments. The annual salinity record showed that this was

reduced from 148 ups to 58 ups, the temperatures ranged from 34 to 26 ° C. During the month of June 2017, reforestation began with three mangrove species produced in the nursery; *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*, obtaining a survival of 85%. Reforestation during the rainy season in the marshes, causes plants to settle significantly in artificial channels.

**key words:** Restoration, hydrology, salinity, flood marshes

## 1. Introducción

Con la finalidad de analizar y determinar la dinámica del gradiente salino se monitorearon siete zonas de estudio: Marisma Jucuistillo, Marisma La Agonía, Marisma el Diablito, Marisma Ramblas, Vena Jucuistillo, Vena Jucuístón y Laguna La Pía. Cabe destacar que los muestreos comprendieron cuatro temporadas de muestreo: temporada lluviosa (Julio-diciembre 2016), temporada seca (enero-junio 2017), temporada lluviosa (julio-diciembre 2017) y temporada seca (enero-junio 2018). En los meses de marzo, abril y mayo el sistema estuarino presenta los niveles más bajos de tirante de agua y se elevan las salinidades. Dato promedios más altos registrados fueron en los Piezómetros control con 140‰ y 120‰ en el Piezómetro Canal Artificial durante toda la estación seca. La presencia del tensor salino más alto se obtuvo en el mes de junio con un gradiente de 140‰ en el piezómetro control con respecto al piezómetro canal artificial donde se obtuvo un rango de 58‰. La salinidad más baja que se registró fue en los meses de enero y febrero, en el PZMT Ctrl 120‰ y 65‰ en el PZMT C.A., debido al inicio de la temporada seca, donde la evapotranspiración en la laguna aun es mínima. Con base en estos monitoreos es preciso observar que la mayoría de los valores muestran un gradiente ascendente conforme aumenta la temperatura de la temporada seca. Marisma el Jucuistillo registra un rango salino de 118‰ en el mes de enero, con una disminución para el mes de febrero a 76.5‰, y alcanzando para el mes de junio un rango de 90‰. En la Marisma La Agonía la salinidad registrada en enero fue de 88.5‰ alcanzando para junio un valor de 60‰. En la Marisma el Diablito se registró un valor de 88.5‰ en el mes de enero con un incremento gradual hasta alcanzar en el mes de junio un gradiente de 100‰. Los datos salinos de Marisma el Ramblas fueron de 124.5‰ en enero con una disminución para febrero de 90‰ e

incrementándose nuevamente para el mes de mayo con 102.5‰ alcanzando para junio un rango de 90‰. La salinidad en la laguna se mantiene con incrementos graduales que van de 40‰ a 72‰. La temperatura del agua en los meses más fríos se presentó en la laguna estuarina de enero a marzo de 23°C a 25°C, mientras que las más altas se registraron en los Piezómetros de enero a junio de 29°C a 33°C. Los datos promedio de pH registrados durante la temporada fueron de 7.8 a 8.0, estos valores denotan alcalinidad, común en suelos de marismas.

## 2. Materiales y métodos

Para determinar la dinámica del gradiente salino así como los parámetros físico-químicos del agua (temperatura y pH) en el área de restauración, se instalaron 20 piezómetros, distribuidos en una superficie de 300 hectáreas. Los piezómetros se construyeron a base de tubos de PVC de 4 pulgadas de diámetro y 1.5 m de largo. Estos fueron establecidos a una profundidad de 80 centímetros. Los monitoreos de parámetros de salinidad, temperatura y pH se realizaron mensualmente. 12 piezómetros fueron establecidos a 30 cm de los canales artificiales y fueron denominados Piezómetros canal artificial (PZMT C.A.) y ocho piezómetros fueron instalados en marismas hipersalinas, denominados piezómetros control (PZMT Ctrl). El monitoreo del gradiente salino y los registros de temperatura y pH se obtendrán mensualmente en cada uno de los piezómetros establecidos en las marismas. Los valores de la salinidad se obtienen con un refractómetro portátil marca ATAGO (0 a 100‰). Los registros de temperatura y pH se realizan con un Peachímetro marca HANNA-Waterproof. Para determinar la profundidad de los piezómetros, previamente se realizaron excavaciones en los sitios seleccionados, observándose que el nivel del agua intersticial y/o agua en el subsuelo se localizó a 0.80 m de profundidad a partir del terreno natural. Por cada marisma y/o sitios de muestreo se colocaron tres piezómetros. De la parte inferior del piezómetro se hicieron perforaciones de media pulgada a una altura de 50 cm para un mejor flujo del agua intersticial.

## 3. Resultados

La salinidad es un tensor determinante para el manglar y la restauración, su desarrollo va a depender del límite de tolerancia



## Manglares de América

y el régimen mareal prevaeciente. Es por eso que se realizó un monitoreo detallado de este parámetro a través de la manipulación hidrodinámica del flujo de agua durante cuatro temporadas de monitoreo: temporada lluviosa (Julio-Diciembre 2016), temporada seca (Enero-Junio 2017), temporada lluviosa (Julio-Diciembre 2017) y temporada seca (Enero-Junio 2018). El objetivo principal es evaluar su disminución gradual y crear las condiciones idóneas para realizar las actividades de reforestación marisma-manglar

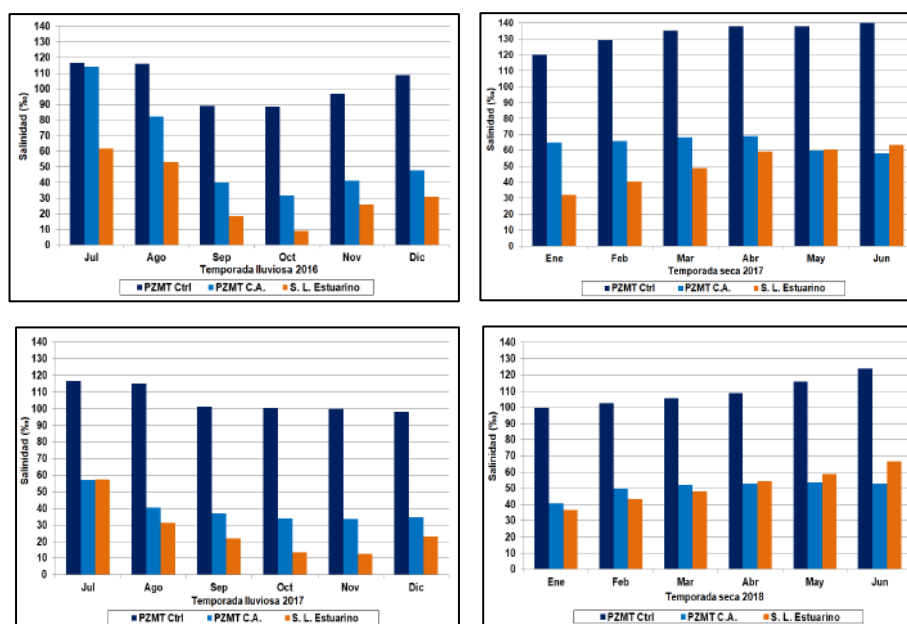


Figura 1. Gradientes de salinidad en piezómetros y laguna estuarina durante 4 temporadas

Para evaluar de manera sistemática el comportamiento y abatimiento de la salinidad en cada una de las temporadas se estableció como referente el mes de junio, por considerarse el último mes de la temporada seca y por consiguiente, registrará datos importantes de la salinidad intersticial. De acuerdo a los datos iniciales registrados en junio de 2016 se presenta en el PZMT C.A., un gradiente intersticial de 140‰ con respecto al mes de junio 2017 con una variable salina de 58‰ en el piezómetro canal artificial. Desde una perspectiva, es notable observar que el flujo hidrológico logró abatir significativamente este indicador en un tiempo promedio de 13 meses.

Tabla 1 Abatimiento gradual de la salinidad de Junio 2016 a Junio 2017

Sitios de monitoreo	2016							2017						
	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	
PZMT Ctrl	147	118	115	90	89	97	109	120	129	135	138	138	140	
PZMT C.A.	140	115	80	40	30	40	48	64	64	68	69	60	58	

Siguiendo con la misma evaluación y continuar con el monitoreo hasta llegar a la segunda temporada de sequía (dos años) podemos destacar una disminución aún más baja de 52%. Entonces podemos afirmar que el flujo de agua en los canales provenientes del hidropereodo y/o dinámica mareal tuvieron un efecto positivo en el abatimiento de la salinidad durante el monitoreo de estas dos temporadas de sequía, obteniendo después de dos ciclos anuales de monitoreo los siguientes resultados:

Tabla 2 Abatimiento gradual de la salinidad de Junio 2016 a Junio 2017 y Junio 2018

Sitios de monitoreo	2016							2017						2018					
	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M	J	E	F	M	A	M	J
PZMT Ctrl	147	118	115	90	89	97	109	120	129	135	138	138	140	100	102	105	109	115	124
PZMT C.A.	140	115	80	40	30	40	48	64	64	68	69	60	58	40	49.5	51	52.5	52.5	52

Intersticialmente (agua del subsuelo) durante estos dos años de monitoreo mensual se perfila un abatimiento del gradiente salino durante cuatro temporadas de monitoreo. Con estos resultados concluimos que la reforestación en marismas hipersalinas si es factible para realizar las actividades de reforestación marisma-manglar recuperando su funcionalidad hidrodinámica. Esta influencia mareal es de suma importancia en los canales reforestados para que el bosque de manglar empiece a crear su propio ecosistema.

Después del abatimiento significativo del gradiente salino en las marismas de inundación con canales reforestados, también se lleva un monitoreo del desarrollo y crecimiento de las plantas. A continuación se presenta el desarrollo anual de cada especie de planta de mangle reforestada (talla y número de ramas).

## Manglares de América

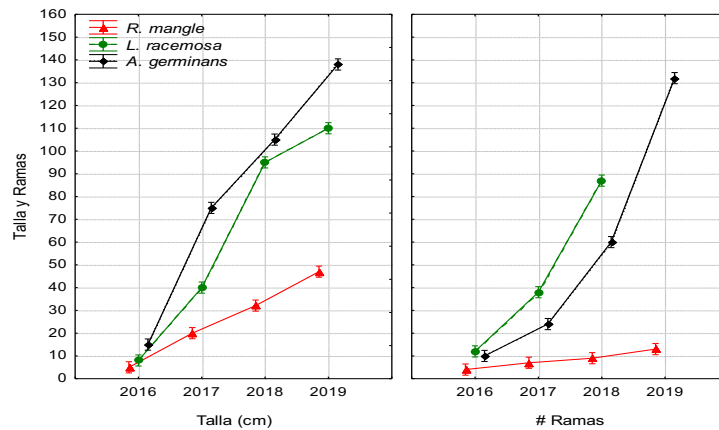


Figura 2. Crecimiento (tallas) y desarrollo del follaje (ramas) en las plantas reforestadas.

Como se puede observar la especie que sobresale por su mayor crecimiento es la especie de mangle negro, pero la especie que sobresale por su desarrollo en el follaje es la especie de mangle blanco. *Rhizophora mangle* es la especie que desarrolla un crecimiento pausado con respecto al resto de las especies.

Los primeros datos obtenidos de porcentaje de sobrevivencia indican que la especie de *A. germinans* registró en marzo un 88% y para junio registró un 85% de sobrevivencia. Mangle rojo mostró un valor del 85% y para junio 82%, mientras que *L. racemosa* obtuvo un registro del 82% en marzo y para junio un 80%.

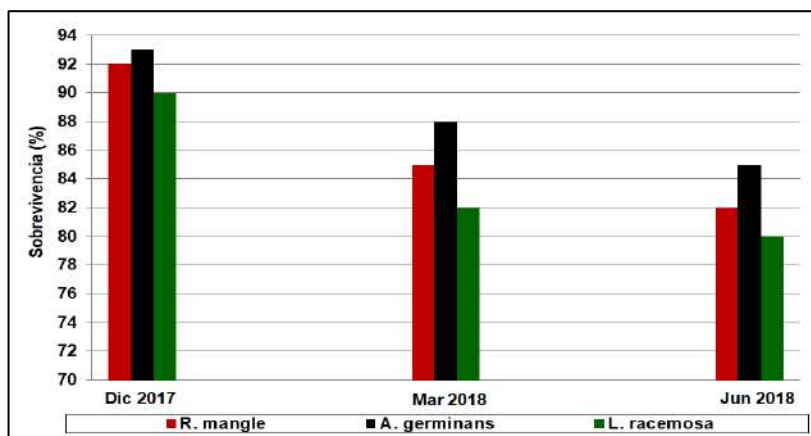


Figura 3. Porcentajes de sobrevivencia

#### 4. Discusión

Son plantas halófitas facultativas que pueden sobrevivir en aguas dulces (0 ups), agua de mar (35 ups) hasta agua hipersalinas menores de 70 ups. Sin embargo, su óptimo desarrollo es en condiciones estuarinas (15 ups) (Flores-Verdugo y Agraz-Hernández, 2002). Cabe destacar la gran importancia de los piezómetros canales artificiales que registraron variaciones importantes que demuestran una disminución gradual del gradiente de salinidad en los canales reforestados. Marisma Jucustillo presentó una salinidad baja en enero de 33.5‰ con un incremento de 60‰ para el mes de junio. En el caso de marisma la Agonía en el mes de enero se obtuvo un valor promedio de 45‰ con un incremento para el mes de junio de 50‰, pero alcanzando en el mes de abril el valor más alto de 60‰. Marisma el Diablito registra en abril la salinidad más baja de 45‰ con un incremento en mayo de 55‰, aunque en el mes de enero se registró la salinidad de 54‰. En la marisma el Ramblas, la información destaca que el piezómetro del canal registra un rango bajo de 37‰ incrementándose considerablemente para marzo con un gradiente de 70‰ y disminuyendo nuevamente para el mes de junio con un valor de 65‰. Con la presencia de la temporada de sequía y la disminución de los niveles mareales durante los meses críticos se observa en los canales artificiales una tendencia a disminuir los niveles de salinidad ya que todos los piezómetros registraron una disminución alcanzando un nivel promedio general

de 52‰. La salinidad es un tensor determinante para el manglar y la restauración, su desarrollo va a depender del límite de tolerancia y el régimen mareal prevaleciente (Flores-Verdugo et al., 2018). Una variedad de factores influye en el crecimiento de los manglares. Estos factores están asociados con los ambientes físico-químicos, incluyendo la radiación solar, temperatura, mareas, concentración de nutrientes, tipo de suelo, gradientes salino, concentración de oxígeno y pH (Twilley et al, 2005).

Los humedales son unidades hidrológicas que comprenden una gran variedad de ecosistemas, como es el caso de los humedales del Sur de Sinaloa (Marismas Nacionales Sinaloa). La unidad hidrológica donde se ubica el siguiente estudio de restauración de humedales comprende diversas asociaciones vegetales predominando los manglares y alofitas de marisma. La salinidad es un parámetro con intervalo estacional que oscila entre 15‰ en periodos de lluvias (verano) y a >39‰ en la época de secas (invierno) (Contreras y Zabalegui, 1991). Mediante la construcción de canales artificiales se pretender realizar actividades de restauración hidrológica. Este tipo de construcción de canales es con el fin de abatir las altas salinidades que se presentan en las marismas y se establezcan nuevos ecosistemas de mangle a través del flujo hidrológico y/o hidroperiodo.

## 5. Conclusiones

La manipulación hidrodinámica efectuada en las marismas de inundación a través de la construcción de canales mejoró el hidroperiodo logrando disminuir considerablemente el indicador salinidad y con toda esta información obtenida es necesario definir estrategias enfocadas a la restauración de marismas hipersalinas. El objetivo de toda esta fase de monitoreos es obtener la información necesaria para que pueda hacerse extensiva en las fases subsecuentes de este programa. En este marco se incluye la planificación e implementación permanente de monitoreo especializado específico necesario para validar los resultados de manera científica. Datos obtenidos de los piezómetros instalados adyacentes a canales secundarios y/o artificiales nos permiten mostrar de manera significativa, que el flujo de agua en los canales provenientes del hidroperiodo y/o dinámica mareal si tienen efecto positivo en el abatimiento de la salinidad. Intersticialmente (agua del subsuelo) durante estos dos años de monitoreo mensual

se perfila un abatimiento del gradiente salino durante cuatro temporadas de monitoreo (lluvias 2016- secas 2017-lluvias 2017-secas 2018), con estos resultados concluimos específicamente que la reforestación en marismas hipersalinas si es factible desde el primer año de monitoreo. Y mientras continúe la dinámica hidrológica sobre los canales reforestados el bosque de manglar empezará a crear su propio ecosistema.

### Referencias bibliográficas

Contreras, E. F. y M. Zabalegui, (1991). Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la Laguna la Joya-Buenavista, Chiapas, México. Departamento de hidrobiología. Laboratorio de Ecosistemas Costeros. Univ. Aut. Metropolitana-Iztapalapa. Apdo. Postal 55-535, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 1-8 pp

Francisco Flores-Verdugo, Eduardo Ramírez-Barrón, Francisco Flores-de-Santiago (2018). Hydroperiod enhancement using underground pipes for the efficient removal of hypersaline conditions in a semiarid coastal lagoon. *Continental Shelf Research*. Continental Shelf Research 162 (2018) 39–47.

Flores-Verdugo, F. J. y Agraz-Hernández, C. M. (2002). Los ecosistemas de manglar. Su importancia económica, ecológica y social. En: *El mar como fuente de moléculas bioactivas*. Coord. Científico. José Laborda Navía. UANL.

Twilley, R.R. Rivera-Monroy, V.H. (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *J. Coast. Res.* 40, 79–93

Foucault, M. (1996). *El orden del discurso*. Madrid, España: Las Ediciones de La Piqueta.

Shapiro, S. (Ed.). (2007). *The Oxford Handbook of Philosophy of Mathematics and Logic*. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.

Beamish, P.W. (1990). The internationalization process for smaller Ontario firms: A research agenda. En Rugman, M. (Ed.), *Research in Global Strategic Management: International Business Research for the Twenty-First Century; Canada's New Research Agenda* (pp. 77-92). Stamford, USA: Jai Pr.

## Manglares de América

Sharpley, R. and Jepson, D. (2011). Rural tourism: A spiritual experience? *Annals of Tourism Research*, 38 (1), 52-71.

Canelas, C. and Salazar, S. (2014). Gender and ethnic inequalities in LAC countries. *IZA Journal of Labor & Development*, 3 (1), 18. DOI: <https://doi.org/10.1186/2193-9020-3-18>.

El Economista. (12 de mayo de 2016). El chocolate es mexicano, pero en México se consume poco.

Díaz, M.A. y Landaeta, H. (2014). Diseño de un sistema de aprovechamiento de aguas lluvia para la alimentación de la planta de producción de Herrajes Dudi S.A.S en la localidad de Fontibón (tesis de pregrado). Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.

Mincer, J. (1974). Schooling, Experience, and Earnings. *National Bureau of Economic Research*. Recuperado de <https://www.nber.org/books/minc74-1>.

**CONFERENCIAS  
MAGISTRALES**



## **MANGLARES DE ECUADOR: 20 AÑOS DE CONCESIONES A USUARIOS ANCESTRALES**

Xavier Chalén<sup>1</sup>, Manuel Bravo<sup>2</sup>, Darwin Tito<sup>3</sup> y Natalia Molina Moreira<sup>4\*</sup>

<sup>1</sup>Conservacion Internacional <sup>2</sup>Wildiad Fundation, <sup>3</sup>Asociación de Cangrejeros y Pescadores Balao <sup>4\*</sup>Universidad Espíritu Santo  
natimolina@uees.edu.ec

Ecuador tiene manglares en cinco provincias de la costa y en las islas Galápagos. Posee los manglares más altos del mundo en la provincia de Esmeraldas, el estuario más extenso del Pacífico sur en la provincia de Guayas, el archipiélago de Jambelí en la provincia de El Oro, las islas Corazón y Fragatas en Manabí y valiosos remanentes en Santa Elena. La costa del Ecuador, por su ubicación geográfica, abarca parte de la región del Choco y la eco región del Golfo de Guayaquil, tiene influencia de los Andes occidentales, la cordillera costanera, la confluencia de las corrientes marinas cálida de El Niño y fría de Humboldt. A pesar de estas privilegiadas condiciones para los manglares, entre 1969 y 2006 en un lapso de 37 años se han perdido 55,738.77 ha (27% de la extensión original de 203,969 ha) y 47,448.23 ha (92.75% de la extensión original de 51,000 hectáreas de áreas salinas, principalmente por construcción de camarónicas. Las leyes permitían tener una concesión para camarónicas en zonas de playas y bahías, por esto la pérdida casi total de las áreas salinas y miles de hectáreas de manglar. Las comunidades usuarias del manglar se sintieron muy afectadas, en muchas áreas las camarónicas cerraron el acceso al manglar. Es así que hace 21 años doña Urbeliza, una extractora de concha prieta del cantón Bunche en Esmeraldas, preguntó al biólogo Manuel Bravo: "¿cómo hacemos para tener el papelito de concesión igual al de los camarónicos, para cuidar el manglar y no para talar?". Esta sencilla pregunta nacida de una urgente necesidad, generó que hoy 20 años después 79,194.3 ha que corresponde al 50% de la extensión total de manglares del Ecuador, están concesionadas a usuarios

ancestrales de 68 agrupaciones con 6,700 familias, de las cuales el 90% son concheros y cangrejeros. No fue fácil el proceso, las comunidades no creían en el éxito que podían tener, pero fue posible hacerlo legal a través del Decreto Ejecutivo 1102 y desde el 2011 se creó la Ley Orgánica de Conservación y Restauración del Ecosistema de Manglar. Lograr la protección legal es un gran avance, mas no es suficiente, aún hay temas críticos que resolver, y uno de los más graves es el cambio de uso de suelo de tierras agrícolas a tierras acuícolas, la creciente construcción de camaroneras que usan agua de pozo, representa una gran amenaza a la salinización del suelo y aun no podemos medir los impactos a los ríos y todo lo que significa esta actividad, que en los últimos tres años se ha extendido a más 50 mil hectáreas, pues sigue prevaleciendo lo económico a corto plazo, sin considerar los cambios biofísicos y bioquímicos en que podrían desencadenar escenarios desfavorables para todos. Otros aspectos de riesgo diario para las comunidades es la delincuencia común, la informalidad e ilegalidad en las pesquerías de concha y cangrejo, apoyo para financiamiento e incentivos como "Socio Manglar" que promuevan actividades productivas y de control, mayor involucramiento técnico de las universidades para cumplir con los compromisos adquiridos, sin embargo los "Acuerdos para el uso sustentable y custodia del manglar" constituyen un "instrumento jurídico" que ha permitido implementar una estrategia de conservación incluso en áreas protegidas, porque el manejo descentralizado y la asignación de derechos de uso territorial, han generado importantes evidencias de la sostenibilidad del manejo de los recursos del manglar.

## **MANGROVES OF ECUADOR: 20 YEARS OF CONCESSIONS TO ANCESTRAL USERS**

Xavier Chalén<sup>1</sup> Manuel Bravo<sup>2</sup>, Darwin Tito<sup>3</sup> y Natalia Molina Moreira<sup>4\*</sup>

<sup>1</sup>Conservacion Internacional, <sup>2</sup>Wildiad Foundation <sup>3</sup>Asociación de Cangrejeros y Pescadores Balao <sup>4\*</sup>Universidad Espiritu Santo  
natimolina@uees.edu.ec

Ecuador has mangroves in five coastal provinces and in the Galapagos Islands. It has the tallest mangroves in the world in the Esmeraldas province, the southern Pacific's most extensive estuary in the Guayas province, the Jambeli archipelago in the El Oro province, Corazón and Fraguatas islands in Manabí, and valuable remnants in Santa Elena. The Ecuadorian coast, because of its geographic location, encompasses part of the Chocó region and the eco-region of the Gulf of Guayaquil. It is influenced by the western Andes, the coastal mountain range, and the confluence of the warm El Niño and cold Humboldt currents. Despite these favorable conditions for the mangroves, between 1969 and 2006, in a lapse of 37 years, 55,738.77 ha (27% of the original extension of 203,969 ha) and 47,448.23 ha (92.75% of the original extension of 51) of saline area was lost, principally due to the construction of shrimp farms. Laws permitted shrimp farms to have a concession in the zones of beaches and bays. Because of this, almost all saline areas and thousands of hectares of mangrove were lost. The communities using the mangroves were highly affected; in many areas, the shrimp farms closed access to the mangroves. Thus, 21 years ago, Mrs. Urbeliza, a dark conch harvester from the Esmeraldas district, asked the biologist Manuel Bravo: "how can we have the same little concession paper as the shrimp farms to take care of the mangroves and not to fell them?" This simple question gave rise to an urgent necessity, and precipitated that today, 20 years later, 79,194.3 ha, corresponding to 50% of the total extension of the mangroves of Ecuador, are concessions for ancestral users,

who come from 68 groups (6,700 families, of which 90% are conch and crab harvesters). The process was not easy, and the communities did not believe in the success that they could have, but it was legally possible to accomplish this through the Executive Decree 1102 and, the Organic Law of the Conservation and Restoration of Mangrove Ecosystems was created in 2001. To achieve legal protection is great progress, but it is not sufficient; there are still critical themes to resolve. One of the most serious existing problems is land use change from mangrove forests to agricultural and aquaculture land. For example, the increasing construction of shrimp farms that use well water is a threat to soil salinization. However, we still do not know the extent of the impacts of this activity, which in the last three years has spread to more than 50 thousand hectares. As economics continue to prevail in the short term, there is a lack of consideration for the biophysical and biochemical changes in which shrimp farms could trigger, leading to scenarios that are unfavorable for everybody. Other difficult situations include common crime, informality and illegality of the conch and crab fishers, support for the financing and incentives such as "Social Mangrove" that promote productivity and control activities, and better technical involvement of universities to fulfill existing commitments. However, the "accords for the sustainable use and custody of mangroves" construct a "legal instrument" that has permitted the implementation of a conservation strategy included in protected areas, because the decentralized management and the assignment of rights of territorial use has generated important evidence for the management sustainability of mangrove resources.

**LA ALIANZA GLOBAL PARA LOS MANGLARES – UN ESFUERZO  
MUNDIAL PARA RECUPERAR LA SUPERFICIE DE MANGLARES EN EL  
MUNDO**

Enrique Sanjurjo Rivera

World Wildlife Fund, México

Los manglares son uno de los ecosistemas más productivos de planeta que ofrecen funciones ecológicas como filtración de agua, prevención de la erosión de la línea de costa, protección de zonas costeras contra tormentas, protección de la biodiversidad, criadero de especies pesqueras de valor comercial, producción de madera y mantenimiento de medios de vida, entre otros.

De acuerdo con la base de datos de la Alianza para el año 2000 existían 157 mil kilómetros de manglar en el mundo distribuidos en 168 países; sin embargo y a pesar de su gran valor se estima que cada año se pierde un uno por ciento de la superficie de manglares en el mundo, debido al cambio climático, modificaciones de la línea de costa, alteraciones en la estructura hidrogeológica de las cuencas y por la expansión del desarrollo urbano y turístico en zonas costeras. A este paso para el año 2100, no quedarían manglares en el planeta con afectaciones en la forma de vida de las comunidades costeras e impactos relevantes incluso en quienes viven lejos de la costa.

La alianza global para los manglares es una iniciativa que involucra expertos técnicos, organizaciones de la sociedad civil, gobiernos, comunidades locales, empresas y agencias de financiamiento, para la conservación y restauración de manglares a escala global, mediante una visión global, coordinada y comprehensiva. El objetivo de esta alianza es aumentar la superficie de manglares en el mundo en un 30% para el 2030. La pregunta es cómo lograrlo. Para ello la Alianza cuenta con diversas iniciativas entre las que se encuentran: ciencia, medios de vida, adaptación, política y

restauración. Cada una de ellas igualmente importante para lograr contar con la mejor información disponible y las condiciones políticas y sociales adecuadas para poder conservar la cobertura existente y poder restaurar las áreas en donde esto sea factible.

Existen decenas de casos de éxito en cada continente donde la Alianza ya está operando, utilizando las diferentes formas de abordar el problema. Uno de los casos más innovadores es el uso de la ecología forense como metodología para la restauración de manglares. La ecología forense permite identificar las causas por la que un manglar está muerto o degradado; una vez identificadas estas causas el proyecto de restauración deberá atenderlas. Estas pueden ser cambios en los niveles de salinidad, cambios en la micro-topografía del manglar o modificaciones en el régimen hídrico.

Para la recuperación y mantenimiento del régimen hídrico, México cuenta con uno de los casos de éxito más interesantes a nivel global. Marismas Nacionales es el sistema de manglares más importante del pacífico mexicano y en su porción sur es la parte baja de la cuenca del Río San Pedro Mezquitital. Tras la declaración de Marismas Nacionales como Área Natural Protegida, se estableció una reserva de agua, que garantiza 1,700 millones de metros cúbicos al año para el ecosistema. Una vez probado en Marismas Nacionales, y habilitadas las condiciones legales para el establecimiento de reservas de agua, en México se han decretado este tipo de reservas para 300 cuencas, protegiendo así 82 Áreas Naturales Protegidas y 64 humedales de importancia internacional o sitios Ramsar; y la forma de vida de 45 millones de personas. Estos decretos son fundamentales para hacer viables los proyectos de restauración de manglares.

**A GLOBAL ALLIANCE FOR THE MANGROVES- A GLOBAL EFFORT TO  
RECUPERATE THE AREA OF THE MANGROVES OF THE WORLD**

Enrique Sanjurjo Rivera

World Wildlife Fund, México

Mangroves are one of the most productive ecosystems on the planet that offer ecological functions such as the filtration of water, erosion prevention along the coastline, protection of coastal areas from storms, protection of biodiversity, a breeding ground for commercially-valuable fish, production of wood and the maintenance of livelihoods, among others.

According to the database of the Alliance for 2000, 157 thousand kilometers of mangroves, distributed among 168 countries, existed throughout the world; nevertheless, and in spite of great efforts, it is estimated that every year one percent of the area of mangroves in the world are lost due to climate change, modifications to the coastline, alterations in the hydrological structure of the watershed, and the expansion of urban development and tourism in coastal zones.

The global alliance for the mangroves is an initiative that involves technical experts, civil society organization, governments, local communities, and financial businesses and agencies for the conservation and restoration of mangroves at the global scale, with a global, coordinated, and comprehensive vision. The objective of this alliance is to increase the global area of mangroves by 30% by 2030. The question is how to achieve this. To do this, the alliance counts on diverse initiatives between those that have to do with: science, livelihoods, adaptation, policy, and restoration. Each of these is equally important in order to acquire the best information possible, as well as the political and social conditions adequate to be able to conserve the existing cover and be able to restore areas where possible.

Dozens of successful cases exist in each continent where the Alliance already is operating, using different forms of addressing the problem. One of the most innovative cases is the usage of forensic ecology as a method of restoring the mangroves. Forensic ecology allows the identification of the causes of why a mangrove is dead

or degraded; once identified, there ought to be a restoration project that is attentive to these causes. These could be changes in salinity levels, changes in micro-topography of the mangroves, or modifications of the hydrological regimen.

To recuperate and maintain the hydrological regimen, Mexico features the most successful and interesting cases at the global level. Marismas Nacionales is the most important mangrove system in the Mexican pacific, and in its southern portion it is the lowest part of the watershed of Río San Pedro Mezquital. After the declaration of Marismas Nacionales as a Natural Protected Area, a water reserve that guarantees 1,700 thousand cubic meters per year for the ecosystem was established. Once it was tried in Marismas Nacionales and legal conditions for the establishment of the waster reserves were prepared, in Mexico these types of reserves have been decreed for 300 watersheds, protecting 82 Natural Protected Areas and 64 wetlands of international importance of Ramsar sites; and the livelihoods of 45 million people. These decrees are fundamental in order to make mangrove restoration projects viable.



## **MANGLARES DE MÉXICO: LO BUENO, LO MALO Y LO FEO**

Dr. Jorge A. Herrera Silveira

CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

La extensión del manglar en México (775,555 ha) lo posiciona en 4º lugar mundial. Cuenta con 6 especies dominando *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y la especie asociada *Conocarpus erectus*, y restringidas al sur de México *R. harrizonii* y *A. bicolor*. Los manglares en México están presentes tanto en las costas del Pacífico, Golfo de México y Caribe, presentándose la mayor extensión en la región de la Península de Yucatán (55%) y la menor en el Pacífico Centro (0.9%). Las costas de México son diversas en climas, geomorfologías, hidrologías y están expuestas a eventos hidrometeorológicos. Esta variabilidad favorece diversidad de tipologías, desde manglares altos (>35 m) de *R. mangle* y/o *L. racemosa*, hasta manglares de tipo chaparro (<1m de altura) de *R. mangle*, *A. germinans* o *L. racemosa*. La diversidad de tipologías favorece múltiples servicios ambientales, gracias a los cuales se desarrollan actividades productivas en las costas. Sin embargo, desde los años 60's han sido impactados por infraestructura turística, portuaria, de comunicación, acuacultura, ganadería y crecimiento urbano desordenado, perdiéndose alrededor de 200 mil ha. Se han desarrollado estrategias efectivas de restauración ecológica siendo las actividades de rehabilitación hidrológica y topográfica las más efectivas. Sin embargo, el deterioro avanza más rápido que la recuperación. Se reconoce que los manglares por su capacidad de almacenar y capturar carbono contribuyen a la mitigación y adaptación a los impactos del cambio climático. La síntesis de los inventarios de carbono orgánico de los manglares de México registra en promedio 498.8 Mg Corg ha<sup>-1</sup> (min=10.4 y max=2,462). Con este almacén y la extensión se tiene un potencial de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero de alrededor de 366 millones de personas por uso de hidrocarburos. Las leyes y Normas mexicanas protegen a los manglares, sin embargo, no hay a la fecha el compromiso de las autoridades por fortalecer la conservación de estos ecosistemas, fundamentales para el desarrollo costero, seguridad alimentaria, de infraestructura y de todos los usuarios de los manglares.

## **MANGROVES OF MÉXICO: THE GOOD, THE BAD, AND THE UGLY**

Dr. Jorge A. Herrera Silveira

CINVESTAV-PIN, Unidad Mérida

México's extent of mangroves (775,555 ha) positions it as the 4th place globally. There are 6 dominant species: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinana*, *Laguncularia racemosa*, an associated species *Conocarpus erectus*, and constrained to the south of Mexico are *R. harrizonii* and *A. bicolor*. The mangroves in Mexico are highly present in the pacific coasts, the Gulf of Mexico, and the Caribbean, presenting the highest area in the region if the Yucatan Peninsula (55%) and the smallest in the Pacific Center. The coasts of Mexico are diverse in climate, geomorphologies, and hydrology, and are exposed to hydrometeorological events. This variability favors diversity of typologies, from tall mangroves (>35m) of *R. mangle* and/ or *L. racemosa*, to shrubby mangroves (<1m height) of *R. mangle*, *A. germinans*, or *L. racemosa*. The diversity of typologies favors multiple environmental services, thanks to those that develop productive activities on the coast. Nevertheless, from the 60s there have been impacts by touristic industry, ports, communications, aquaculture, ranching, and urban growth, causing the loss of 2000 thousand ha. Effective ecological restoration strategies, with hydrological rehabilitation activities and more effective topography, have been developed. Nevertheless, deterioration continues more rapidly than restoration. It is recognized that the mangroves, because of their capacity to accumulate and sequester carbon, contribute to the mitigation and adaptation of the impacts of climate change. The synthesis of the inventories of organic carbon of Mexican mangroves averages at 498.8 Mg Corg ha<sup>-1</sup> (min=10.4 y max=2,462). With this storage and extension, they have the potential to mitigate the emission of gases on the order of the hydrocarbons burned by 366 million people. Mexican laws and norms protect the mangroves, however, the authorities have not promised a date to strengthen the conservation of these ecosystems that are fundamental for coastal envelopment, food security, and infrastructure of all mangrove users.

## **CARBONO AZUL - DEL CAMPO A LAS POLÍTICAS NACIONALES**

Miguel Cifuentes-Jara, Ph.D.

CATIE

El carbono azul es un tema global emergente debido a la importancia crítica que los ecosistemas marino costeros tienen como proveedores de una gran diversidad de servicios ecosistémicos que constituyen la base de los medios de vida de cientos de miles de pobladores costeros en América Latina y el mundo. Además, representan la más valiosa y resiliente infraestructura verde disponible en nuestros países para enfrentar los incrementales efectos del aumento del nivel del mar y los cada vez más frecuentes y destructivos eventos atmosféricos extremos. Son, además, ecosistemas que acumulan hasta cinco veces más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre, por lo que asegurar su estabilidad es indispensable como parte de los esfuerzos climáticos mundiales. Pese a su indiscutible importancia, son ecosistemas críticamente amenazados por una combinación de dinámicas relacionadas con el cambio de uso de la tierra, la construcción de infraestructura, contaminación química y sedimentación, cambios en la hidrología, así como los efectos del calentamiento global. La degradación y cambio de uso de los ecosistemas marino-costeros representa una pérdida significativa de carbono acumulado, en algunos casos, por milenios en los suelos y el sedimento, con obvias consecuencias sobre el balance mundial de GEI y su rol sobre el calentamiento global. En este contexto, surge la Iniciativa Internacional de Carbono azul, que busca promover el potencial de los ecosistemas marino-costeros (en particular, de los manglares, marismas y pastos marinos) para brindar respuestas de mitigación y adaptación al cambio climático.

En esta presentación detallo el desarrollo de acciones científicas, técnicas y políticas en América Latina, con énfasis en los manglares y abarcando desde el sur de México hasta Ecuador. Mi trabajo en CATIE está organizado en 6 componentes diseñados para operar en conjunto a nivel local y nacional. En primer lugar, el desarrollo de inventarios de campo para cuantificar el carbono almacenado en los manglares, al combinarse con modelado

geoespacial de uso y cambio de uso de la tierra nos permite conocer cómo las existencias de carbono cambian a lo largo del tiempo bajo las presiones humanas sobre el uso de la tierra y la magnitud de emisiones de GEI asociada a esta dinámica. Estudios de vulnerabilidad, de valoración de los servicios ecosistémicos y la caracterización de los medios de vida de las poblaciones locales son componentes adicionales que nos permiten conocer mejor las realidades locales, priorizar sitios de intervención e informar procesos de toma de decisión a nivel nacional. Con esta base, apoyamos el desarrollo de marcos políticos nacionales que permiten la inclusión del carbono azul en la contabilidad y los reportes nacionales de emisiones y compromisos nacionales ante la CMNUCC (REDD+, NDC, por ejemplo). También usamos información de los estudios de valoración económica para apoyar el diseño de esquemas de compensación que promuevan la conservación de los ecosistemas y el desarrollo humano local y nacional. Utilizo ejemplos de varios países de América Central para ilustrar el desarrollo de estos componentes. La presentación finaliza detallando los impactos alcanzados a la fecha, principales lecciones aprendidas y potenciales áreas de trabajo futuro.

## **BLUE CARBON- THE FIELD TO NATIONAL POLITICS**

Miguel Cifuentes-jara, Ph.D.

CATIE

Blue carbon is an emerging global theme thanks to the critical importance that marine ecosystems have as providers of a great diversity of ecosystem services that constitute the base of the livelihoods of hundreds of thousands of coastal habitants in Latin American and the world. Also, they represent the most valuable and resilient green infrastructure available in our countries to confront the incremental effects of sea-level rise and the increasingly frequent extreme weather events. They are also ecosystems that accumulate about five times more carbon than other terrestrial ecosystems, as such they assure that their stability is indispensable as a part of global climate efforts. Despite their unquestionable importance, they are ecosystems critically threatened by a combination of dynamics related to land-use change, the construction of infrastructure, chemical contamination and sedimentation, changes in hydrology, as well as the effects of global warming. The degradation and change in the usage of marine-coastal ecosystems represent a significant loss in accumulated carbon, in certain cases, stored for millions of years in the ground and sediment, with obvious consequences for the global balance of greenhouse gases. In this context, the International Initiative of Blue Carbon arises, looking to promote the potential of marine-coastal ecosystems (in particular, of the mangroves, marshes, and seagrasses) to provide answers to the mitigation of and adaptation to climate change.

This presentation details the development of scientific actions, technical and political, in Latin America, with the emphasis on mangroves and including southern Mexico to Ecuador. My work in CATIE is organized in 6 designed components to operate at both the local and national level. Firstly, the development of field inventories to quantify the stored carbon in the mangroves, combined with the usage of geospatial modelling and land-use change, allows us to know how the existence of carbon changes throughout time under human pressures including land-use change and the magnitude of greenhouse gas emissions associated with

this dynamic. Vulnerability studies, of the value of ecosystem services and the characterization of livelihoods of local inhabitants are additional components that allow us to know more about local realities, prioritize sites of intervention, and inform the adoption of policies that the national level. With this base, we support the development of national political markers that allow the inclusion of blue carbon in the accounting and national reports of emission and national agreements before the CMNUCC (REDD+, NDC, for example). We also use information from economic value studies to support the design of compensation schemes that promote the conservation of ecosystems, and local and national human development. I use examples from various countries in Central America to illustrate the development of these components. The presentation finishes detailing the impacts lacking to date, initial lessons learned, and potential areas for future work.

## **MANGLARES Y ACUICULTURA: UN ANÁLISIS DE TELEDETECCIÓN DE CINCO DÉCADAS DE LOS AMBIENTES ESTUARINOS DE ECUADOR**

Stuart Hamilton

Presentamos cinco décadas de datos de mapas, fotos aéreas e imágenes satelitales de resolución media a alta para rastrear las expansiones de la acuicultura y la pérdida de coberturas de estuarios y manglares en Ecuador. Los resultados son asombrosos. En algunas regiones, Ecuador ha perdido casi el 50% de su espacio estuarino y aproximadamente el 80% de su bosque de manglares. La cobertura terrestre del estuario actual no se parece en nada a la cobertura terrestre del estuario histórico. El análisis está completo desde 1968 hasta 2014. El análisis abarca todos los estuarios principales del Ecuador continental desde la frontera Colombia en el norte hasta la frontera con Perú en el sur. La investigación se expande más allá de la cobertura de la tierra en el uso de la tierra de los estuarios y las implicaciones de las transiciones de la cubierta de la tierra. Además de los datos de detección remota, el autor proporciona un marco contextual para el análisis. No solo se presentan los números difíciles, sino un análisis de detección remota vinculado a actores locales que cuentan una historia estuarina coherente de casi 50 años a escala nacional, provincial y local.

## **MANGROVES AND AQUACULTURE: A FIVE DECADE REMOTE SENSING ANALYSIS OF ECUADOR'S ESTUARINE ENVIRONMENTS**

We present five decades of map data, air photos, and medium to high-resolution satellite imagery to track the expansions of aquaculture and the loss of both estuarine and mangrove land covers in Ecuador. results are staggering. In some regions, Ecuador has lost almost 50% of its estuarine space and approximately 80% of its mangrove forest. The current estuarine land cover bears no resemblance to the historic estuarine land cover. The analysis is complete from 1968 to 2014. The analysis covers all the major estuaries of mainland Ecuador from the Colombian border in the north to the Peruvian border in the south. The research expands beyond purely land cover into the land use of the estuaries and the implications of the land cover transitions. In addition to the remote sensing data, the author provides a contextual framework to the analysis. It is not just hard numbers that are presented, but a remote sensing analysis tied to local actors that tell a coherent almost 50 - year estuarine story at the national, provincial, and local scales



## Auspiciantes



The Nature  
Conservancy   
Ecuador

## Coorganizador del Congreso



## Coorganizadores de Simposios



Implementada por  
giz



Geoges



MINISTERIO  
DEL AMBIENTE



UNIVERSIDAD  
TÉCNICA DE  
MANABI

## Con el aval de

SECRETARÍA DE EDUCACIÓN SUPERIOR,  
CIENCIA, TECNOLOGÍA E INNOVACIÓN



EL GOBIERNO  
DE TODOS

ISBN: 978-9978-25-142-3



9 789978 251423