

## Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador

Francisco Antonio Chicas Batres<sup>1,2</sup>, José Alberto González Leiva<sup>1,2</sup> y Jorge Armando Sayes<sup>2</sup>

- 1 Dirección del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires y Héroes del 30 de Julio, San Salvador, El Salvador.
- 2 Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador. Final Avenida Mártires y Héroes del 30 de Julio, San Salvador, El Salvador.

Recibido 04-IV-2016. Corregido 01-V-2016. Aceptado 30-V-2016.

**Resumen: Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador.** Se estudió la composición florística y estructura del bosque de manglar de Bahía de La Unión, El Salvador, por medio de muestreos quincenales entre julio de 2007 a febrero de 2008. El área se delimitó por medio de hojas cartográficas y una imagen satelital de la zona tipo Landsat del año 2006. Con el programa Arc GIS versión 9.2 se estimó la cobertura boscosa y otros usos del suelo. Se instalaron 40 parcelas de 500 m<sup>2</sup>, donde se contaron los árboles de cada especie y se registró el (DAP) de aquellos mayores de 10 cm de diámetro y mayores de tres m de altura. Además, se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada especie. El área de bosque tiene 6,029.25 ha, con cinco tipos de coberturas, dos son formaciones vegetales categorizadas por el desarrollo arbóreo: mangle alto y mangle bajo, el resto son salineras, granjas camaroneras y playones internos. El mangle alto consiste en una franja o núcleos de bosque de más de tres m de altura, que cubre 3,474.18 ha, conformada por seis especies: *Avicennia bicolor*, *A. germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora racemosa* y *R. mangle*. El mangle bajo tiene una extensión de 1,611.78 ha, compuesto por manglares achaparrados que no sobrepasan tres metros de altura, y constituido por *A. germinans* en su mayoría y escasamente *Rhizophora* entremezclado. *A. germinans* y *R. racemosa* componen el 69% de IVI, y 1,647 (70%) de los ejemplares tienen DAP menor a 10 cm, siendo más evidente en *C. erectus* con 85% en esa condición. Se evidenció un gradiente salino que disminuye desde la parte interna hacia los canales, con 100, 67.5 ±2.6 y 49.8 ±3.0 ppm en agua y 78.7 ±12.5, 43.05 ±6.22 y 31.4 ±2.26 ppm en sedimento; este factor modela en gran parte la estructura y composición del manglar. Los diámetros basales de *C. erectus* tienen distribución normal (Shapiro-Wilk p>0.05), el resto no presentaron tal distribución (Kolmogorov-Smirnov p<0.05); la prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los diámetros basales de todas las especies P<0.05. La deforestación del bosque, la construcción y funcionamiento de salineras y camaroneras, agricultura y ganadería circundante, provocan reducción, fragmentación y pérdida de hábitat, y constituyen las mayores amenazas contra la integridad del ecosistema y pérdida de biodiversidad del manglar de Bahía de La Unión.

**Palabras clave:** Manglares, *Avicennia*, *Conocarpus*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, Bahía de La Unión, El Salvador.

Los manglares son ecosistemas complejos y dinámicos caracterizados por sus altos niveles de diversidad biológica y productividad (Hutching y Saenger 1987; FAO 1994; Kathiresan 2011). Son precursores de importantes funciones ecológicas, entre ellas destacan la protección de la línea costera contra impactos provocados por fenómenos hidrometeorológicos (Schuwerack y Lavender 2008; Thomas et al. 2009), retienen sedimentos y atrapan contaminantes (Olguín et al. 2007; Parra y Espinosa 2007), además fijan carbono atmosférico, en cuyo proceso contribuyen a mitigar el cambio climático (Okimoto et al. 2007). La distribución de los manglares está influenciada por factores que ejercen variaciones a escalas globales, regionales y locales. La temperatura es considerada el elemento que establece los límites de la distribución global; a nivel regional la biomasa

varía por acción de la lluvia (Duke et al. 1998; McKee 2002); además, favorece la expansión del bosque en dirección a tierra firme, cuando dispersa frutos y plántulas (Eslami-Andargoli et al. 2009; Agraz-Hernández 2015).

La estructura del bosque de manglar es resultado de la interacción entre las distintas especies, sus requerimientos ecológicos y las fuerzas del ambiente que afectan el sistema (Kathiresan y Bingham 2001). La variación en la topografía local y los cambios estacionales en la hidrología pueden originar distintos tipos ecológicos del manglar que, al combinarse en paisajes geomorfológicos específicos, pueden conformar diversos morfotipos fácilmente diferenciados en estructura y función (Twilley 1995); entre ellos los más reconocidos son: ribereño, borde, cuenca y enano o achaparrado (Lugo y Snedaker 1974).

El régimen hidrológico, modelado por intercambio de agua entre las mareas y la descarga de agua del drenaje continental, modifica de forma constante el gradiente salino, además, afecta los procesos de erosión y deposición de sedimentos en que crecen los manglares (Alongi 2002), lo que incide en la productividad de todo el ecosistema y en las variaciones incluso dentro de una misma especie (Hughes et al. 1998; Field 1995; Kathiresan 2003; Godoy y De Lacerda 2015).

La alta concentración de sales en agua y suelo afectan los procesos fisiológicos y metabólicos de muchos organismos (Gupta y Huang 2014); en respuesta, los manglares han desarrollado adaptaciones para soportar esas condiciones extremas (Popp et al. 1985). El estrés salino provoca crecimiento lento y bajo desarrollo arbustivo en las especies, al grado de inhibir drásticamente su altura, fenómeno observado especialmente en *Avicennia* (Portillo y Ezcurra 1989), que puede sobrevivir en concentraciones salinas de 100 ppm y en casos extremos en 155 ppm (Soto y Jiménez 1982); similar comportamiento se encontró en el sector del Golfo de Fonseca que corresponde a Honduras, con salinidades en suelo de 60 a 100 g Kg<sup>-1</sup> (Castañeda-Moya et al. 2006).

La cobertura de manglares en Centro América representa el 8% de la cobertura

mundial, comprende una extensión aproximada de 566,900 ha (Rodríguez y Windevoxhel 1998), de las cuales 342,137 se localizan en la vertiente del Pacífico (Jiménez 1994; Windeboxel e Imbach 1999). Si bien no hay criterio unificado en cuanto al número de especies que comprende este grupo de plantas, se considera que a nivel mundial puede variar entre 70 y 75 especies (Lugo y Snedaker 1974; Polidoro et al. 2010).

El área de manglar en El Salvador se estima en 37, 959 ha (MARN 2005), compuesta por seis especies: *Rhizophora mangle* (L.), *R. racemosa* GFW Meyer, *Avicennia Germinans* L Stearn, *A. bicolor* Standl, *Laguncularia racemosa* (L) C.F. Gaerthy, *Conocarpus erectus* L. Pocos estudios incluyen a *R. harrizonii* (Leechman 1918) formando parte de la vegetación de manglar de Bahía de Jiquilisco (Quezada 1996), sin embargo, aún está en discusión el estatus taxonómico de esa especie (Duke et al. 2002; Cerón-Souza et al. 2010).

El Golfo de Fonseca es compartido por El Salvador, Honduras y Nicaragua; representa una de zona estratégica y prioritaria en los programas de conservación de la biodiversidad regional (Jiménez 1994). En el sector norte del Golfo, que corresponde a El Salvador, se localiza el bosque de manglar Bahía de La Unión, el cual forma parte del sistema de Áreas Protegidas de El Salvador, y posee una extensión de 5, 858 ha (Citoler et al. 2004); juega un papel trascendente como reservorio de biodiversidad, sin embargo, es afectado por actividades humanas que disminuyen la resiliencia de todo el sistema. El objetivo de este estudio es evaluar la composición y estructura del ecosistema del manglar de Bahía de La Unión e identificar las principales amenazas causadas por la intervención humana.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El Área Natural Protegida Bahía de La Unión forma parte del Área de Conservación Golfo de Fonseca que corresponde a El Salvador (Fig. 1). Pertenece a las regiones hidrográficas de la cuenca del río Goascorán compartida con Honduras y a la región hidrográfica comprendida entre los ríos Grande de San

Miguel y Goascorán (Citoler et al. 2004). Está contenida en la Zona de Vida Bosque Seco Tropical y Bosque Húmedo Subtropical (Holdridge 1975).

La precipitación pluvial en la región del Golfo de Fonseca tiene un promedio anual de 1700 mm, el régimen de lluvias es estacional y se distribuye en dos épocas discretas. Una se extiende de mayo a octubre, en la que precipita el 95%, y por escorrentía superficial se depositan grandes cantidades de sedimentos en bahías y zona marina adyacente. En julio y a veces agosto, la lluvia se interrumpe por un

período llamado veranillo o canícula (SNET 2005). La estación seca se presenta de noviembre a abril, en la cual la región se vuelve árida y la mayoría de la vegetación dulce circundante pierde todo el follaje.

La temperatura en la zona del Golfo de Fonseca registra promedios anuales de 27,8° C con máximos anuales de 34,4°C. Los meses más cálidos son marzo y abril, con máximos de 36,3 a 36,7° C. La temperatura de las aguas se estima en 30° C de promedio anual, con valores mínimos de 27,5° C en la temporada de vientos (SNET 2005).

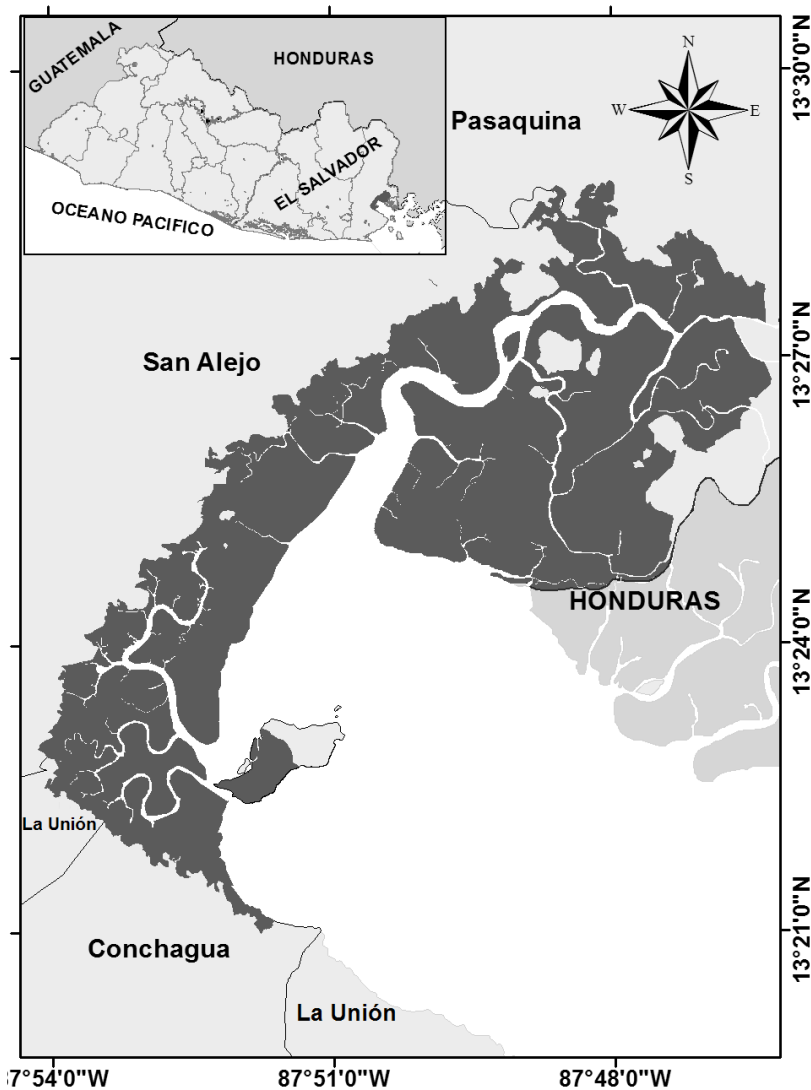


Fig. 1. Ubicación del manglar de Bahía de La Unión, El Salvador. Julio de 2007 a febrero de 2008. Fuente:

La delimitación del área se realizó por medio de hojas cartográficas y una imagen satelital de la zona tipo Landsat del año 2006. Con el programa Arc GIS versión 9.2 se estimó la cobertura boscosa y los usos del suelo en todo el manglar. Los muestreos se realizaron en 40 parcelas de 500 m<sup>2</sup> instaladas en la vegetación de Manglar alto. Se contabilizaron todos los árboles encontrados en las parcelas y con cinta métrica se midió el perímetro en cm a una altura de 1.30 m, valor que fue transformado a diámetro (DAP). Así también, se estimó la altura total de cada árbol (m). Las áreas basales se obtuvieron según la fórmula  $g = [(\pi * d^2) / 4] * (1/10,000)$  (Cintrón y Schaffer-Novelli 1984), donde (d) es el valor del perímetro transformado a diámetro.

En la valoración estructural de las especies se utilizó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual expresa de forma sintética y jerárquica la dominancia de cada especie en formaciones vegetales mezcladas, que integra la dominancia relativa + densidad relativa + frecuencia relativa (FAO 1994). La importancia ecológica del IVI se mide como valor relativo expresado en porcentaje, agrupados en tres categorías discretas: importante alta (IVI > 15), importancia media (5 ≤ IVI ≤ 15), importancia baja < 5 IVI.

Se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos en Statgraphics Centurion™. Para el primer caso se utilizó Shapiro-Wilk en *C. erectus* y Kolmogorov-Smirnov para el resto de especies. La homogeneidad de varianzas se verificó con la prueba de Levene; como no se cumplieron los supuestos, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, para

determinar significación estadística ( $p < 0,05$ ) entre los valores estructurales de área basal de las especies (Underwood 1997; Daniel 2005).

La salinidad del agua se registró directamente con un refractómetro óptico. En la salinidad del suelo se siguió la metodología sugerida por INVEMAR (2003), que consiste en una medición indirecta a través de proceso de saturación de suelo, realizada en líquido obtenido de la filtración de cada una de las muestras. Con conductímetro Corning, Check Mate II, se registró el valor que hace la conversión automáticamente a unidades de salinidad.

## RESULTADOS

El ecosistema de manglar Bahía de La Unión está compuesto por cinco tipos de coberturas. Dos de ellas son formaciones vegetales, bien demarcadas en altura y área basal: vegetación de mangle alto (árboles que sobrepasan tres m de altura), y vegetación de mangle bajo (árboles inferiores a tres metros de altura); además, forman parte de la matriz del manglar camaroneras, playones internos y salineras (Fig. 2).

El área de bosque de manglar de la Bahía tiene una extensión 6,029.25 ha, con mayor aporte de las formaciones vegetales, que en conjunto alcanzan 5,085.96 ha. El resto del área tiene 943.29 ha (Tabla 1).

En su mayoría, las salineras y camaroneras han sido construidas en la periferia del bosque que es inundado por las mareas, además, se observó infraestructura de ese tipo en espacios interiores que originalmente fueron playones internos. Esta actividad afecta

TABLA 1

Número de unidades y área de los tipos de cobertura encontradas en el ecosistema de manglar Bahía de La Unión, El Salvador, julio de 2007 a febrero de 2008

Tipo de cobertura	Nº de unidades	Área (ha)
Camaronera	3	49.25
Mangle alto	81	3,474.18
Mangle bajo	128	1,611.78
Playón interno	133	332.32
Salinera	38	561.72
Total	383	6029.25



**Fig. 2.** Coberturas en el Manglar Bahía de La Unión, El Salvador. a) Manglar alto, b) Manglar bajo, c) Camaronera, d) Playón interno, y e) Salinera.

negativamente la conectividad del bosque de manglar, también interrumpe la dinámica hidrológica natural al interior del mismo; en la actualidad, representan la actividad de origen antrópico que más ha fragmentado el espacio natural (Fig. 3).

La salinidad en sedimento de playones internos, manglar bajo y manglar alto varió de  $78.7 \pm 12.5$ ,  $43.05 \pm 6.22$  y  $31.4 \pm 2.26$  ppm respectivamente. La salinidad del agua en estos mismos sitios presentó valores promedio de 100,  $67.5 \pm 2.6$  y  $49.8 \pm 3.0$  ppm correspondientemente. Este gradiente salino ejerce una fuerte influencia en la distribución y desarrollo de la vegetación de

manglar, de tal forma que en los sitios donde el agua tiene menor concentración de sal, la vegetación experimenta mayor exuberancia y dominancia. Caso contrario sucede en la parte interna que tiene continuidad con los playones, en donde existe mayor salinidad en suelo y agua; consecuentemente, el desarrollo de la vegetación no sobrepasa tres m de altura, y está conformado por *A. germinans* principalmente, aunque pudo observarse ejemplares de *Rhizophora*, entremezclados, pero en bajas cantidades.

La vegetación del manglar de Bahía de La Unión está compuesta por las especies: *Avicennia bicolor* “curumo dulce”; *A.*

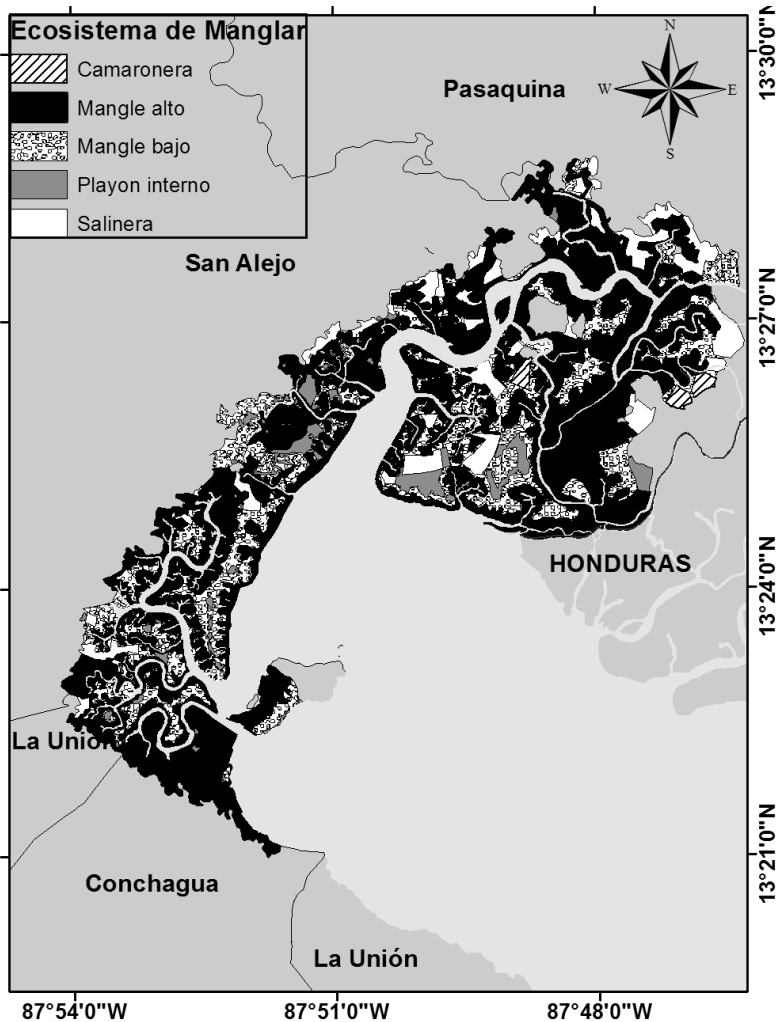


Fig. 3. Área del ecosistema de manglar Bahía de La Unión, compuesto por cinco tipos de coberturas (julio de 2007 a febrero de 2008).

*germinans* “curumo”, “madresal”, istatén” (Familia Avicenniaceae); *Conocarpus erectus* “angelín”, “botoncillo”; *Laguncularia racemosa* “sincahuite” (Familia Combretaceae); *Rhizophora mangle* “mangle rojo” y *R. racemosa* “mangle blanco” (Familia Rhizophorae). Se encontraron 2,381 árboles distribuidos de forma heterogénea en la franja o núcleos de manglar alto, donde sobresalen *R. racemosa* y *A. germinans*, que representan el 69%. Las especies menos abundantes fueron *A. bicolor* y *C. erectus* con 25.91 y 5.36 %. Desde otra perspectiva *R. racemosa* y *A. germinans* tienen mayores frecuencias ya que

aparecieron en 32 y 29 estaciones de muestreo respectivamente; la especie menos frecuente fue *C. erectus* presente en cinco de ellas (Tabla 2).

El IVI de *R. racemosa* alcanzó 40 %, seguido de *A. germinans* con 29.0 %. Estas dos especies son de importancia ecológica alta. Por otra parte, *L. racemosa* con 11.36%, disminuye drásticamente en abundancia y dominancia aunque está presente en casi la mitad de los sitios de muestreo. Mientras que *R. mangle* y *R. bicolor*, con poco menos de 9.22% y 8.64% respectivamente, junto con *L. racemosa*, se consideran de importancia

media. Finalmente *C. erectus* con  $IVI = 1.79$  se ubica en la categoría de importancia baja (Tabla 2).

El análisis de las categorías diamétricas muestra que 1,647 (70%) individuos del manglar tienen DAP menor de 10 cm; si bien aparecieron ejemplares con mayores dimensiones, estos fueron escasos y poco representativos, situación más evidente en *C.*

*erectus*, con 85% de individuos menores de 10 cm de diámetro (Fig. 4). La distribución de frecuencias de todas las especies conforman una típica J invertida, es decir, la mayor cantidad se presentaron en las clases inferiores, pero en la medida que aumenta de categoría el intervalo de clase, la frecuencia disminuye (Fig. 4).

Con relación a la altura, todas las especies

TABLA 2

Índice de valor de importancia de las especies del bosque de manglar en Bahía de La Unión, julio de 2007 a febrero de 2008

Especies	Aa	Fa	Da (m <sup>2</sup> )	Ar	Fr	Dr (m <sup>2</sup> )	Ab (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	IVI (%)
<i>A. bicolor</i>	126	14	3.26	5.29	12.96	7.65	2.5	25.91	8.64
<i>A. germinans</i>	563	29	15.49	23.65	26.85	36.36	10.1	86.86	28.95
<i>C. erectus</i>	13	5	0.08	0.55	4.63	0.19	0.009	5.36	1.79
<i>L. racemosa</i>	248	17	3.37	10.42	15.74	7.91	4.2	34.07	11.36
<i>R. mangle</i>	289	11	2.27	12.14	10.19	5.33	4.5	27.65	9.22
<i>R. racemosa</i>	1142	32	18.13	47.96	29.63	42.56	59.0	120.15	40.05
Total	2,381	108	42.6	100	100	100	80.3	300	100

(Aa) = Abundancia absoluta, (Fa) = Frecuencia absoluta, (Da) = Dominancia absoluta (m<sup>2</sup>), (Ar) = Abundancia relativa, (Fr) = Frecuencia relativa, (Dr) = Dominancia relativa (m<sup>2</sup>), (Abasal) = Área basal (m<sup>2</sup>/ha), (IVI) = Índice de Valor de Importancia

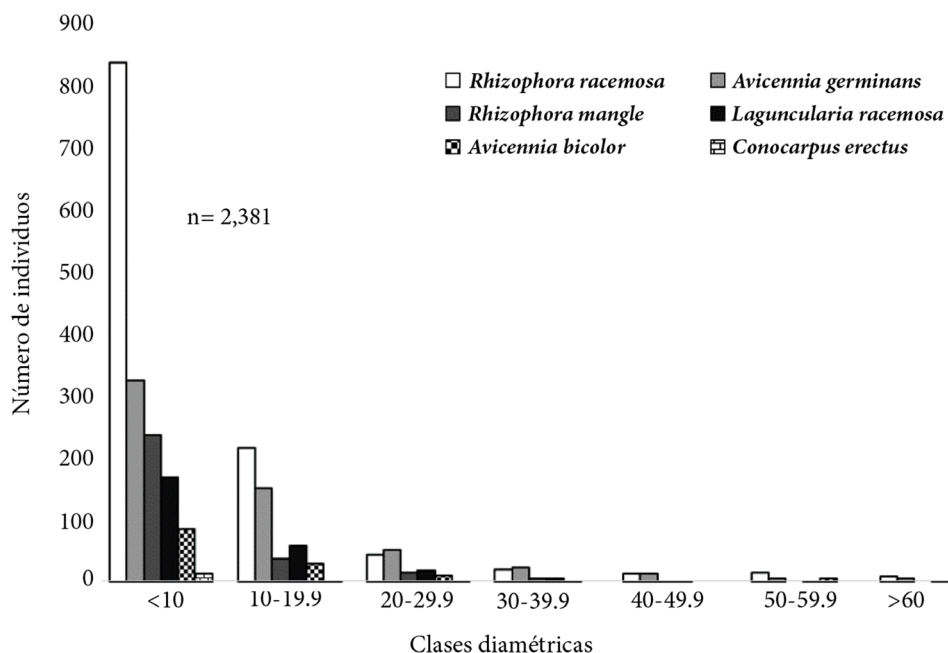


Fig. 4. Distribución por diámetro de las especies de manglar en la Bahía de La Unión, El Salvador, julio de 2007 a febrero 2008.

presentan al menos el 70% de árboles dentro de la clase inferior a 10 m; cabe destacar que *R. mangle* presenta el 92% de ejemplares en esa condición, y *C. erectus* presenta el 100%; por tanto, las condiciones del bosque de este ecosistema tiene poco desarrollo de biomasa (Tabla 3).

La distribución en altura muestra que *R. racemosa* y *A. germinans* tienen representantes en todas las categorías, aunque con grandes

diferencias en la proporción de individuos en cada clase (Fig. 5). Por su parte, *R. racemosa* es la única que duplica el número de árboles de la primera a la segunda clase, mientras el resto de especies exhibe una marcada disminución de individuos, como el caso de *C. erectus*, que no solo está limitada en número sino también en su desarrollo arbustivo, al no encontrar individuos mayores de 10 m de altura (Fig. 5).

Las pruebas de normalidad y

TABLA 3

Porcentaje y altura promedio de árboles de las especies del bosque de manglar en Bahía de La Unión, julio de 2007 a febrero de 2008

Clase Altura	<i>A. bicolor</i>		<i>A. germinans</i>		<i>C. erectus</i>		<i>L. racemosa</i>		<i>R. mangle</i>		<i>R. racemosa</i>	
	%	$\bar{x} \pm DE$	%	$\bar{x} \pm DE$	%	$\bar{x} \pm DE$	%	$\bar{x} \pm DE$	%	$\bar{x} \pm DE$	%	$\bar{x} \pm DE$
2.0-5.0	30	3.9±0.8	36	3.8±0.9	46	4.3±0.8	40	4.2±0.8	53	4.3±0.8	24.4	4.3±0.6
5.1-10.0	47	7.9±1.4	34	7.3±1.3	54	6.6±0.8	36	7.4±1.3	39	7.3±1.3	50.6	7.5±1.3
10.1-15.0	16	13.2±1.4	17	13.4±1.5			22	15.0±3.0	5.5	12.8±1.3	14.3	13.0±1.5
15.1-20.0	5.6	17.8±2.0	9	17.6±1.5			1.2	24.3±1.2	1.7	16.4±0.9	8.23	18.3±1.6
20.1-25.0	0.8	24	2	23.2±1.4					0.7	25	1.31	23.0±1.6
25.1-30.0	0.8	25	1	26.8±0.5							0.96	29.4±1.3
30.1-35.0			0.18	35							0.18	35
Total	100		100		100		100		100		100	

homocedasticidad encontraron que los datos de los diámetros basales no siguen una distribución normal y tienen diferencias significativas en las desviaciones estándar ( $p < 0.05$ ). La prueba de Kruskal-wallis exhibió diferencias significativas en los diámetros basales de las especies ( $p < 0.05$ ), resultado influenciado por el mayor desarrollo mostrado por *A. germinans* y *R. racemosa*.

## DISCUSIÓN

La estructura y distribución local del manglar de Bahía de La Unión, expresadas en dos estratos bien diferenciados en altura y área basal, están modeladas por las condiciones locales de clima, geomorfología, topografía e hidrología, fenómeno sugerido por Lugo y Snedaker (1974) y Castañeda-Moya et al. (2006), quienes han encontrado este patrón en ambientes predominantemente secos, expuestos a largos períodos de sequía,

en los cuales la disponibilidad de agua dulce es limitada; en esas condiciones, los suelos son hipersalinos (concentraciones que sobrepasaron 100 ppm), y consecuentemente los manglares son menos desarrollados en biomasa, en comparación a los manglares de regiones costeras húmedas, con mayor disponibilidad de agua durante el año, como sucede en la costa Caribe de Costa Rica (Pool et al. 1977).

En condiciones de estrés salino, como el evidenciado en suelo y agua en el interior del manglar de la Bahía de La Unión, solamente *A. germinans* presenta la capacidad de vivir en esas condiciones, a costa de reducir drásticamente su desarrollo (Cintrón et al. 1978), como el encontrado en el Pacífico de Costa Rica por Soto y Jiménez (1982) y Jiménez (1994), quienes coinciden en que la salinidad es el factor más importante para modificar la fisonomía de la vegetación del manglar.



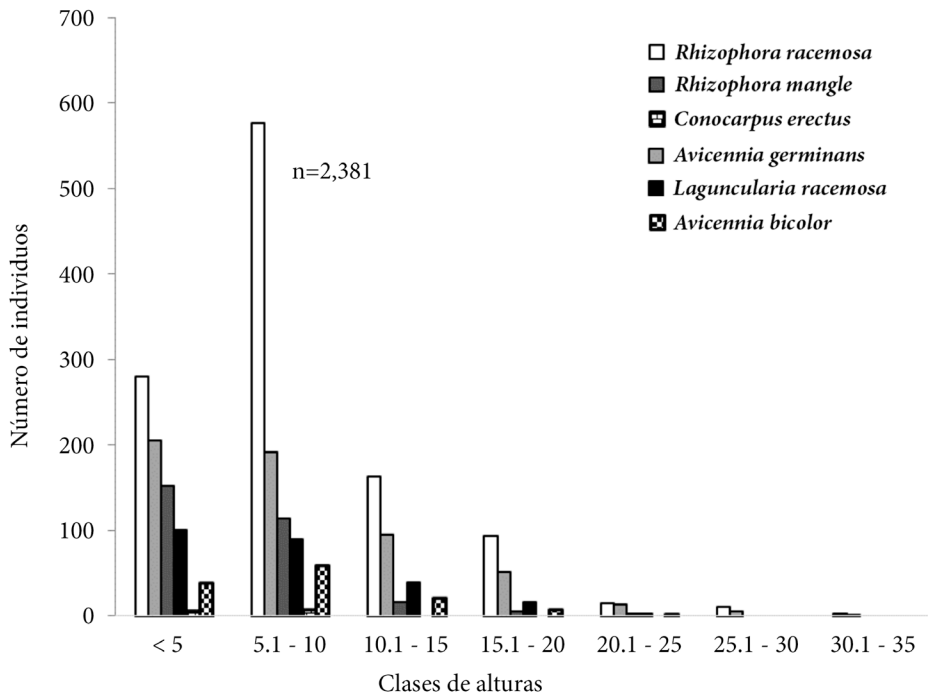


Fig. 5. Distribución por alturas (m) de las especies de manglar en la Bahía de La Unión, El Salvador, julio de 2007 a febrero 2008.

La riqueza de especies del bosque de manglar de Bahía La Unión está compuesta por seis especies, a diferencia de lo informado por Jiménez (1984, 1999) y Herrera (2001) quienes reconocen siete especies en el sitio, ya que incluyen a *R. harrisoni* como parte de la composición del bosque, sin considerar que las características morfológicas de *R. harrisoni* evidencian la existencia de un híbrido entre *R. mangle* y *R. racemosa*, por tanto, no se confirma la existencia de una nueva especie [de Duke et al. (2002)]. A nivel genético, tampoco hay evidencia del estatus de especie de *R. harrisoni*, mas bien parece representar un morfotipo producto de la hibridación y retrocruzamiento continuo entre *R. mangle* y *R. racemosa* (Cerón-Souza et al. 2010). Con estos argumentos, sugerimos mantener en seis la riqueza de especies de manglar en la Bahía, como ha sido encontrado en otros bosques salados del país.

Al tener en cuenta la abundancia, la presencia de individuos en las categorías diamétricas y de altura y el valor de importancia ecológica, la estructura

poblacional del bosque de manglar está dominada por *R. racemosa*, *R. mangle* y *A. germinans*, con altos valores de IVI, que junto con las otras especies, constituyen el Mangle alto. Estos conglomerados presentan un comportamiento de sus áreas basales típico de una Jota Invertida (Lampech 1990), el cual se caracteriza por presentar mayores frecuencias de individuos jóvenes, con pobre área basal y baja altura (Lizano et al. 2001), lo que evidencia el potencial del bosque para regenerarse de forma natural; no obstante, este proceso es interrumpido por la extracción de madera y leña, y por la eliminación de ejemplares jóvenes o de numerosos brotes de árboles, que son utilizados para fabricar estacas y sujetar la membrana plástica colocada en la base de los estanques salineros, en la temporada de producción de sal.

Lo anterior se sustenta por la presencia de espacios abiertos sin vegetación, franjas o núcleos que conforman manglares achaparrados, en los cuales se construyeron estanques para producir sal o cultivar camarones, actividades que se desarrollan

desde los años cincuenta (Citoler et al. 2004). En el interior del manglar se encontraron a *L. racemosa*, *R. mangle* y *A. bicolor* con IVI intermedio que presentan bajo desarrollo diamétrico y poca distribución en la matriz del manglar, aunque presentan abundancias relativamente altas; similar comportamiento fue registrado en Costa Rica por Soto y Jiménez (1982).

Los bajos valores de IVI que registró *C. erectus* se explica por la zonificación natural del bosque; esta especie está confinada a la periferia donde tiene una fuerte presión por la frontera agrícola y la expansión de salineras, habiendo desaparecido en amplias zonas de la Bahía (Citoler et al. 2004). Es por ello que los hábitats de transición deben ser protegidos y los árboles de *C. erectus* deben considerarse bancos de germoplasma para futuros planes de reforestación del manglar.

Cabe destacar que la regeneración del mangle está siendo direccionada por el mismo bosque, ya que no se encontraron indicios de manejo o proyectos de restauración; por el contrario, existen perturbaciones por el uso excesivo estacas para la fijación del plástico colocado en el fondo de los estanques para producir sal, siendo uno de los principales daños antropogénicos evidenciados en la zona. La estructura actual del bosque se puede asociar con la acción antropogénica y al gradiente salino típico de estos ecosistemas, ambos contribuyen a modificar la distribución espacial del manglar como ya ha sido discutido en otros estudios (Poop et al. 1985).

Las malas prácticas realizadas en los manglares de El Salvador han provocado la disminución del área boscosa de los bosques salados a nivel nacional. Si bien existen fuertes variaciones en los valores encontrados en los diferentes estudios, existe consenso que en 1950 se tenía una cobertura de 100,000 ha, la cual disminuyó a 31,830 ha en 1994, con una pérdida de 68,170 ha en 44 años a una tasa promedio de 1,113 ha/año (Grammage et al. 2002), situación que continúa en la actualidad, a pesar de que en el decreto de ley número 233 de la Asamblea Legislativa de El Salvador de 1998 se declara a los bosques de manglar como ecosistemas frágiles donde no

se permite ninguna alteración (Diario Oficial de El Salvador 1998).

#### AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro agradecimiento al Lic. Carlos Elías Ortiz, por haber identificado las especies y participar en la toma de datos en campo. A Licda. Maythe Morán, Br. Wilson Martínez y Br. Raúl Barbón por su apoyo en la toma de muestras de agua y sedimento. Al Lic. Diego Chicas y Br. Gerson Patriz de la Escuela de Química, por realizar los análisis de agua y sedimentos; a la familia Ventura, pescadores que viven en la Isla El Rico, Bahía de La Unión, por su valioso apoyo en las jornadas de campo; a la Coordinadora CODECA y Amigos de la Tierra, España, por aportar los fondos para realizar el trabajo de investigación.

#### ABSTRACT

The floristic composition and the structure of mangrove forest of Bay of La Union was studied through bi-weekly samplings between July 2007 and February 2008. The area was delimited by cartographic sheets and Landsat images of the area of the year 2006. With the program Arc GIS version 9.2, forest coverage and other land uses in the mangroves were estimated. 40 plots of 500 m<sup>2</sup> were placed, where the trees of each species were counted, and the DAP was registered for trees greater than 10 cm in diameter and three meters of height. In addition, the Importance Value Index (IVI) was calculated for each species. The forest area has 6,029.25 ha, with five types of coverage, including two vegetables formations categorized by arboreal development: tall and low mangrove; the rest are salineras, shrimp farms and internal unvegetated zones. Tall mangrove forest consist of a strip or cores of forest three meters high and above, that cover 3,474.18 ha, formed by six species: *Avicennia bicolor*, *A. germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora racemosa* and *R. mangle*. Low mangrove forest has an area of 1,611.78 ha, comprised of *A. germinans* scarcely intermixing with *Rhizophora*, not

exceeding three meters of height. *A. germinans* and *R. racemosa* represent 69% of IVI, and 1,647 (70%) of their individuals have the DAP <10 cm, being more evident in *C. erectus* with 85% in this condition. A descending saline gradient was determined from the inside of the forest to the channels with 100, 67.5 ± 2.6 and 49.8 ± 3.0 ppm in water, and 78.7 ± 12.5, 43.05 ± 6.22 and 31.4 ± 2.26 ppm in sediment; this factor largely modulates the floristic structure and composition of mangrove. The basal diameters of *C. erectus* are normally distributed (Shapiro-Wilk  $p > 0.05$ ), the rest did not show this distribution (Kolmogorov-Smirnov  $p < 0.05$ ); the Kruskal-Wallis test determined significant differences in basal diameters of all species  $P < 0.05$ . Deforestation of the forest, construction activities, production of salt, farms shrimp, agriculture and livestock cause reduction, fragmentation and loss of habitat that are the biggest threats of biodiversity loss and for the ecosystem integrity of Bay of La Unión mangrove.

**Keywords:** Mangroves, *Avicennia*, *Conocarpus*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, Bay of La Unión, El Salvador

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agraz-Hernández CM, Chan Keb CA, Iriarte-Vivar S, Posada Venegas G, Vega Serratos B, Osti Sáenz J. 2015. Phenological variation of *Rhizophora mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. *Hidrobiológica*. 25(1):49-61.

Alongi DM. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*. 29(3):331-349.

Castañeda-Moya E, Rivera-Monroy V, Twilley RR. 2006. Mangrove zonation in the dry life zone in the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuaries and Coasts*. 29(5):751-764.

Cerón-Souza I, Rivera-Ocasio E, Medina E, Jiménez JA, McMillan WO, Bermingham E. 2010. Hybridization and introgression in New World red mangroves, *Rhizophora* (RHIZOPHORACEAE). *American Journal of Botany* 97(6):945-957.

Cintron, GA, Lugo E, Douglas D, Pool J, Morris G. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotrópica*. 10:110-121.

Cintrón GA, Schaffer-Novelli Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. In: Snedaker SC, Snedaker JG (eds) *The mangrove ecosystems: research methods*. UNESCO, Monographs on oceanographic methodology, Paris.

Citoler B, Jiménez I, Sánchez-Mármol L. 2004. Plan de Manejo del Área Natural Bahía de la Unión e Islas del Golfo de Fonseca, El Salvador. San Salvador (SV): MARN-AECI.

[CODECA] Asociación Coordinación de Comunidades para el Desarrollo del Cacahuatque. 2008. Biodiversidad de los manglares del Área Natural Protegida Bahía de La Unión. Informe final de resultados.

Daniel WW. 2005. *Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud*. Ed. Limusa Wiley.

Diario Oficial de El Salvador. 1999. Ley de Medio Ambiente de El Salvador. San Salvador, El Salvador.

Duke NC, Allen JA. 2005. Atlantic-East Pacific red mangroves: *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. harrisonii*. Traditional Trees of Pacific Islands: Their Culture, Environment, and Use. 623-640. En: Elevitch CR. (Ed). *Holualoa, Hawaii: Permanent Agriculture Resources (PAR)*.

Duke NC, Ying Lo EYY, Sun M. 2002. Global distribution and genetic discontinuities of mangroves-emerging patterns in the evolution of *Rhizophora*. *Trees*. 16:65-79.

Duke NC, Ball MC, Ellison JC. 1998. Factors influencing the biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:27-47.

Eslami-Andargoli L, Dale P, Sipe N. y Chaseling J. 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85:92-298.

[FAO] Organización de las Naciones Unidas para la Ali-

- mentación y la Agricultura. 1994. Directrices para la ordenación de los manglares. Estudio FAO Montes, N° 117. Santiago de Chile.
- Field CD. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia* 295: 75-81.
- Gammage S, Benitez M, Machado M. 2002. An Entitlement Approach to the Challenges of Mangrove Management in El Salvador. *J. Hum. Envir.* 31(4):285-294.
- Godoy M y De LaCerde LD. 2015. Mangroves Response to Climate Change: A Review of Recent Findings on Mangrove Extension and Distribution. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias* 87(2): 651-667.
- Gupta B, Huang B. 2014. Mechanism of Salinity Tolerance in Plants: Physiological, Biochemical, and Molecular Characterization. *Intern. J. Genom.* ID 701596.
- Herrera N. 2001. Corredor biológico Golfo de Fonseca, El Salvador. PROARCA/Costas-USAID, CCAD. San Salvador, El Salvador.
- Holdridge LR. 1975. Zonas de vida ecológicas de El Salvador. Dirección General de Recursos Naturales y Renovables. FAO.
- Hughes CE, Binning P, Willgoose GR. 1998. Characterization of the hydrology of an estuarine wetland. *Journal of Hydrology.* 211: 34-49.
- Hutchings P, Saenger P. 1987. Ecology of mangroves, University of Queensland Press, St Lucia, Qld.
- [INVEMAR] Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. 2003. Manual de Técnicas Analíticas para determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (agua, sedimentos y organismos). Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia.
- Jiménez, JA. 1999. El manejo de los manglares en el Pacífico de Centroamérica: Usos tradicionales y potenciales, p. 275-290. In: A. Yáñez Arancibia y AL 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.
- Jiménez JA. 1994. Los Manglares del Pacífico Centroamericano. Heredia (CR): EFUNA.
- Jiménez JA. 1984. A hypothesis to explain the reduced distribution of the mangrove *Pelluciera rhizophorae*. *Tr. y Pl. Biotropica.* 16:304-308.
- Kathiresan K. Eco-Biology of mangroves 1:50 in Metras JN. 2011. Mangroves: ecology, biology and taxonomy. (Environmental Science, Engineering and Technology). ISBN: 9781617289910.
- Kathiresan K. 2003. How do mangrove forests induce sedimentation?. *Rev. Biol. Trop.* 51(2):355-360.
- Kathiresan K, Bingham BL. 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advan. Mar. Biol.* 40:81-251.
- Lamprecht H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. GTZ. GmbH, Postfach, Eschborn Alemania.
- Lizano OG, Amador J, Soto R. 2001. Caracterización de manglares de Centroamérica con sensores remotos. *Rev. Biol. Trop.* 49 (2):331-340.
- López-Portillo J y Ezcurra E. 1989. Zonation in Mangrove and Salt Marsh Vegetation at Laguna de Mecoacán, México. *BIOTROPICA* 21(2):107-114.
- Lugo AE and S.C Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5:39-64.
- McKee KL. 2002. Mangrove Ecosystems: Definitions, Distribution, Zonation, Forest Structure, Trophic Structure, and Ecological Significance 1-6. In: Feller IC and M Sitnic (eds) MANGROVE ECOLOGY: A Manual for a Field Course. Smithsonian Environmental Research Center, Smithsonian Institution. Panamá, Panamá.
- [MARN] Ministerio de Medioambiente y Recursos Naturales. 2005. Estado del Conocimiento de la Biodiversidad en El Salvador. San Salvador, El Salvador.
- Molina OA, Esquivel R. 1993. Asociaciones vegetales en el manglar de la Barra de Santiago, Ahuachapán, El

- Salvador. *Rev. Biol. Trop.* 41 (1):37-46.
- Olguín EJ, Hernández ME, Sánchez-Galván G. 2007. Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23(3):139-154.
- Okimoto Y, Nose A, Ikeda K, Agarie S, Oshima K, Tateda Y, Ishii T, Nhan DD. 2008. An estimation of CO<sub>2</sub> fixation capacity in mangrove forest using two methods of CO<sub>2</sub> gas exchange and growth curve analysis. *Wetl. Ecol. Manag.* 16:155-171.
- Parra JP, Espinosa LF. 2007. Acumulación de Pb, Cd Y Zn en sedimentos asociados a *Rhizophora mangle*, en el río Sevilla, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 31(120):347-354.
- Polidoro BA, Carpenter KE, Collins L, Duke NC, Ellison AM, Ellison JC, Farnsworth EJ, Fernando ES, Kathiresan K, Koedam NC, et al. 2010. The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE.* 5(4).
- Pool DJ, Snedaker SC, Lugo AE. 1977. Structure of Mangrove Forests in Florida, Puerto Rico, México, and Costa Rica. *BIOTROPICA.* 9(3):195-212.
- Popp M, Larher F, Weigel P. 1985. Osmotic adaption in Australian mangroves. *Vegetatio.* 61:247-253.
- Quezada ML. 1996. Composición florística del Bosque salado de la Bahía de Jiquilisco, Departamento de Usulután, El Salvador [tesis de licenciatura]. [San Salvador (SV)]: Universidad de El Salvador.
- Rodríguez JJ, Windeboxel N. 1998. Análisis regional de la situación de la zona marina costera de Centroamérica. Washington (DC): Banco Interamericano de Desarrollo (BID).
- Schuerack PM, Lavender S. 2008. An investigation into the protection of tropical and sub-tropical coastlines by mangroves using remote sensing. Proceedings of the remote sensing and Photogrammetry Society Conference. Measuring change in the Earth System University of Exeter, 15-17 September 2008.
- [SNET] Servicio Nacional de Estudios Territoriales. 2005. Análisis de riesgo a amenazas naturales de la Sub-región La Unión. El Salvador.
- Soto R y Jiménez J. 1982. Análisis Fisonómico Estructural del Manglar del Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 30(2):161-168.
- Thomas W, Doyle K, Krauss W, Wells CJ. 2009. Landscape Analysis and Pattern of Hurricane Impact and Circulation on Mangrove Forests of the Everglades. *Wetlands.* 29(1): 44-53.
- Twilley RR. 1995. Properties of mangroves ecosystems related to the energy signature of coastal environments. En: Hall C. Maximum Power, University of Colorado Press.
- Underwood A. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Windeboxel N, Imbach A. 1999. Uso Sostenible de Manglares En América Central, p 317-340. En UICN-CATIE-RSMAS (Eds). Manejo productivo de manglares en América Central. ISBN 9977-57-342-5. Turrialba, Costa Rica.