



ISSN 2518-4512

Vol. 2 (Nº1)

Junio, 2016

San Salvador, El Salvador

Revista

COMUNICACIONES

CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS



Ciudad Universitaria, junio de 2016

<http://revistas.ues.edu.sv/index.php/comunicaciones/index>

Revista

COMUNICACIONES

CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

EDITOR EN JEFE: Francisco Chicas Batres^{1,2}

COMITÉ EDITORIAL: Alberto González^{1,2}, Roberto Alegría³, Johanna Segovia^{1,2},
Olga Tejada^{1,2}, Luis Parada⁴.

ASISTENTES DE EDICIÓN: Alejandra Trejo² y Gabriela Meléndez²

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Facultad de Ciencias Naturales y
Matemática, Universidad de El Salvador,
San Salvador, El Salvador.

² Escuela de Biología, Facultad de Ciencias
Naturales y Matemática, Universidad de El
Salvador, San Salvador, El Salvador.

³ Nuevo Consejo Nacional de Ciencia y
Tecnología, Viceministerio de Ciencia y
Tecnología, Ministerio de Educación,
San Salvador, El Salvador.

⁴ Escuela de Química, Facultad de Ciencias
Naturales y Matemática, Universidad de El
Salvador, San Salvador, El Salvador.

Revista

COMUNICACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

Volumen 2, N^o1 - Junio 2016

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador.
Ciudad Universitaria, Final Avenida Héroes y Mártires del 30 de Julio, San
Salvador, El Salvador, América Central.
Tels. (503) 2511-2000 E-mail: icmares@ues.edu.sv

Vice Ministerio de Ciencia y Tecnología, Ministerio de Educación.
Edificio A1, Plan Maestro, Centro de Gobierno, Alameda Juan Pablo II y calle
Guadalupe, San Salvador, El Salvador, América Central.

Nuevo Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.
Colonia Médica, Av. Dr. Emilio Álvarez y Pasaje Dr. Guillermo Rodríguez
Pacas, Edificio Espinoza, No. 51, San Salvador, El Salvador, América Central.
Tels. (503) 2234-8400 E-mail: propocyt@conacyt.gob.sv

Revista

COMUNICACIONES

CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

Volumen 2, N°1
Junio 2016

ICMARES, UES.
Tel./FAX. (503) 2226-1948
icmares@ues.edu.sv
revcom.icmares@ues.edu.sv
revistas.ues.edu.sv

Fotografías de portada:

Enrique Barraza: superior izquierda
Luis Tobar: superior derecha
Ricardo Álvarez: inferior izquierda
Francisco Chicas: inferior derecha

ISSN 2518-4512

Se permite la reproducción total o parcial del contenido de la revista, siempre que se reconozca el derecho de autor y sea para fines académicos y científicos; caso contrario, se requiere permiso del comité editor. Todos los derechos reservados. Hecho el depósito de ley.

COMUNICACIONES

CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

CONTENIDO

Carta editorial.....50-51

Francisco Antonio Chicas Batres, José Alberto González Leiva y Jorge Armando Sayes
Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador..... 52-64

Francisco José Gavidia Medina

¿Cómo son las interacciones océano – atmósfera cuando ocurren valores extremos de precipitación?..... 66-71

Néstor Omar Herrera Serrano

Estado de conservación de la tortuga baule (*Dermochelys coriacea*) en El Salvador.....72-80

Ricardo Enrique Ibarra Portillo, Néstor Omar Herrera Serrano, Wendy Carolina Paniagua Palacios y Julio Ernesto Pérez Chávez

Presencia de leones marinos (Carnívora, Pinnipedia, Otariidae) en El Salvador..... 82-90

Julio Eduardo Aguilera Ortega y Miguel Ángel Moreno Mendoza

Evaluación preliminar del efecto antidiarreico de la cocción de semillas de *Theobroma cacao* (Malvaceae) en ratones *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) cepa NIH..... 92-96

Ricardo Álvarez León y Julián Valencia González

Observaciones sobre la distribución y ecología del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 (Aves: Anatidae) en Colombia.....98-104

Revista

COMUNICACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

CARTA EDITORIAL

El nacimiento de la Revista COMUNICACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS de la Universidad de El Salvador, supone un paso de fundamental importancia en el desarrollo de este importante aspecto de la investigación universitaria, y como tal, nos complace y llena de satisfacción. Esta revista, que pretende ser un portal más de la investigación de la Universidad de El Salvador, dirigida a la comunidad universitaria, pero también a un público académico a nivel nacional e internacional, adquiere relevancia por cuanto aporta una clara señal de nuestra credibilidad académica, y se constituye en un paso más en el tránsito de una universidad docente y profesionalista, a una verdadera universidad académica, que cumple con calidad y pertinencia sus tres funciones, no solamente produciendo profesionales, si no también convirtiéndose en generadora de nuevo conocimiento, necesario para comprender y aportar con soluciones a los grandes problemas del país.

Hoy en día es de aceptación general que es el conocimiento y no precisamente la riqueza en recursos naturales, el principal motor del desarrollo en los países, y por tanto debe asignarse la debida prioridad a la generación de conocimientos a través del avance científico-tecnológico promoviendo la formación de investigadores en las diferentes áreas de conocimientos, la disponibilidad de recursos materiales para la investigación, y por supuesto la publicación, divulgación y difusión de sus resultados.

Esperamos que los investigadores que confíen la difusión de sus trabajos a esta revista, así como los suscriptores y lectores de la misma, sepan apreciar el firme compromiso del grupo editorial, con una investigación universitaria de calidad y pertinencia, con la búsqueda de altos estándares académicos y con la consecución de un equilibrio satisfactorio del rigor y la relevancia necesaria para hacer avanzar el conocimiento en la vasta área de estudios de las Ciencias Naturales.

Aunque somos conscientes del reto que supone lanzar una nueva revista multidisciplinaria, y hacerse de un espacio en el espectro de publicaciones científicas actuales, esperamos la ayuda, el apoyo y la consideración de todos nuestros colegas investigadores en el país y el mundo. La clave del éxito de la nueva revista será captar vuestras mejores investigaciones, especialmente aquellas relacionadas con las diferentes áreas disciplinares de las Ciencias Naturales, para enriquecer la revista y mantener altos estándares de calidad.

En la revista COMUNICACIONES se ha querido albergar la investigación de alta calidad en los tópicos que demanda la realidad nacional, pero también se da cabida a todas aquellas teorías de frontera, y a las ideas innovadoras relacionadas con el desarrollo científico tecnológico, y particularmente aquellas orientadas a resolver problema críticos de nuestro país y la región centroamericana. Todas ellas contarán con un lugar destacado en esta publicación. Te animamos desde estas líneas a colaborar con la revista COMUNICACIONES en esta misión, a que des el paso y hagas llegar a la revista tus mejores trabajos, tus nuevas y más frescas aportaciones, tus comentarios, ideas y sugerencias, y todo lo que permita mejorar las futuras ediciones de la revista.

Queremos finalizar esta carta editorial felicitando y motivando al grupo editorial a seguir adelante con el esfuerzo de mantener una revista científica de calidad que les permita ganar reconocimiento y abrir espacios para otras iniciativas de este tipo en otras áreas de conocimiento.

Dr. rer. nat. Rafael Antonio Gómez Escoto
Secretario de Investigaciones Científicas
Universidad de El Salvador

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

Francisco Antonio Chicas Batres^{1,2}, José Alberto González Leiva^{1,2} y Jorge Armando Sayes²

- 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 m², 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⁻¹ (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).

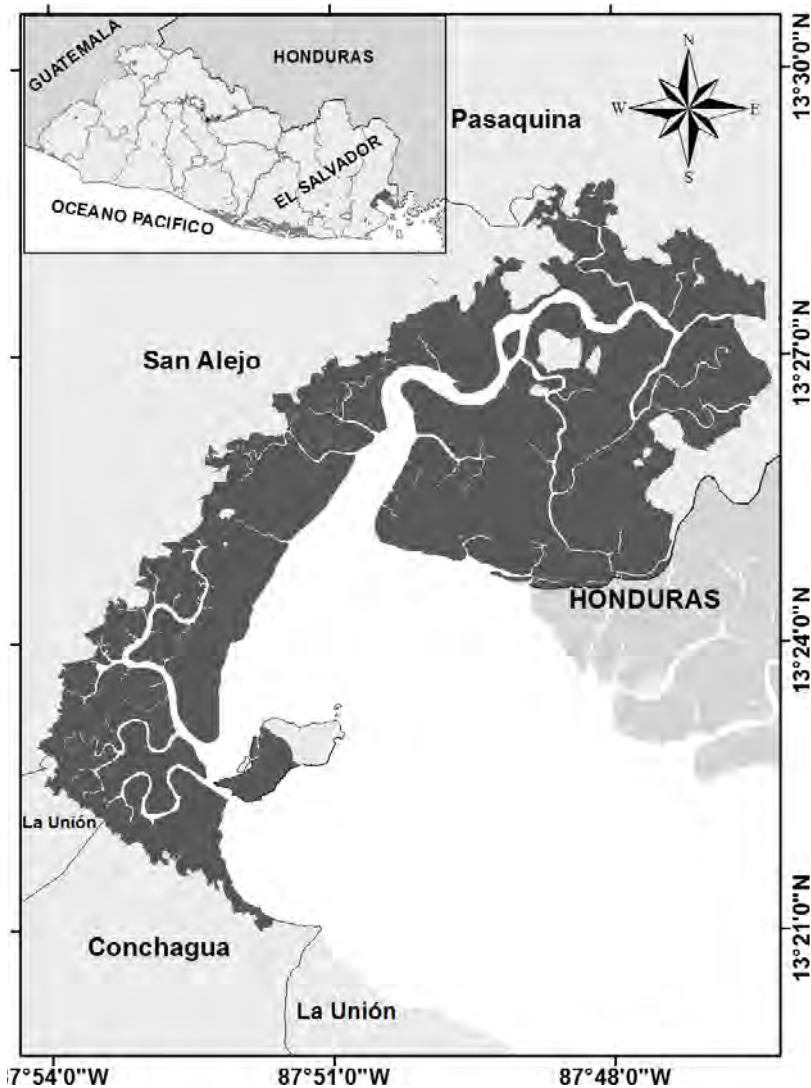


Fig. 1. Ubicación del manglar de Bahía de La Unión, El Salvador. Julio de 2007 a febrero de 2008. Fuente:

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 m² 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 ± 12.5 , 43.05 ± 6.22 y 31.4 ± 2.26 ppm respectivamente. La salinidad del agua en estos mismos sitios presentó valores promedio de 100, 67.5 ± 2.6 y 49.8 ± 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.*

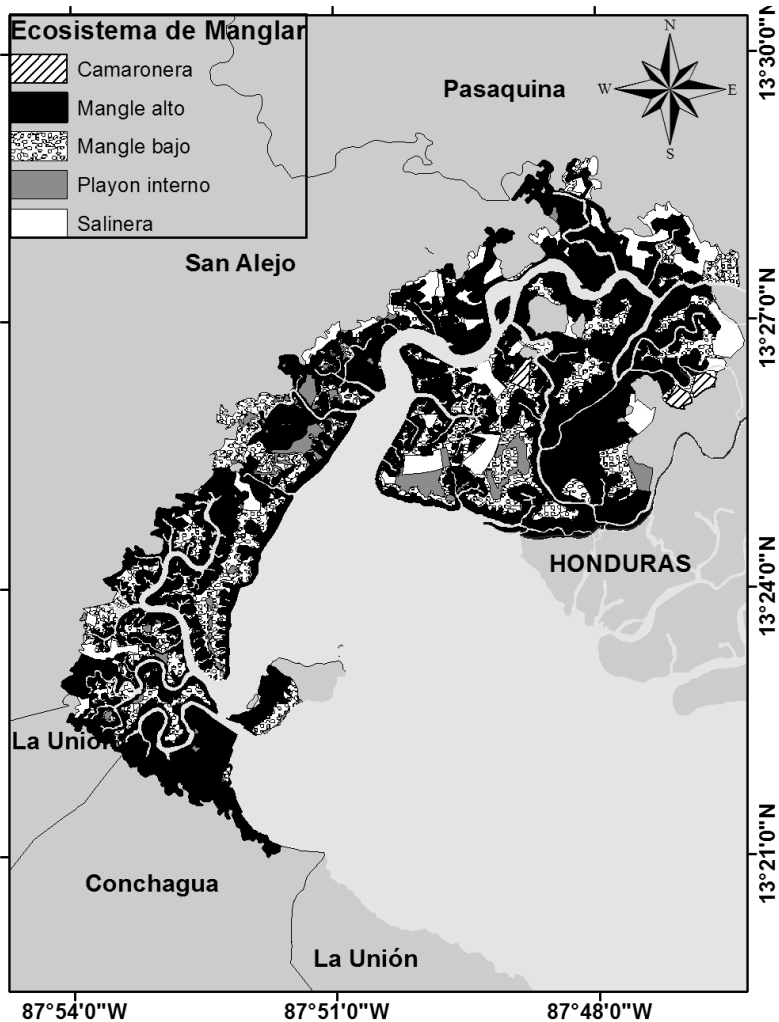


Fig. 3. Área del ecosistema de manglar Bahía de La Unión, compuesto por cinco tipos de coberturas (julio de 2007 a febrero de 2008).

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 ²)	Ar	Fr	Dr (m ²)	Ab (m ² /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 (m²), (Ar) = Abundancia relativa, (Fr) = Frecuencia relativa, (Dr) = Dominancia relativa (m²), (Abasal) = Área basal (m²/ha), (IVI) = Índice de Valor de Importancia

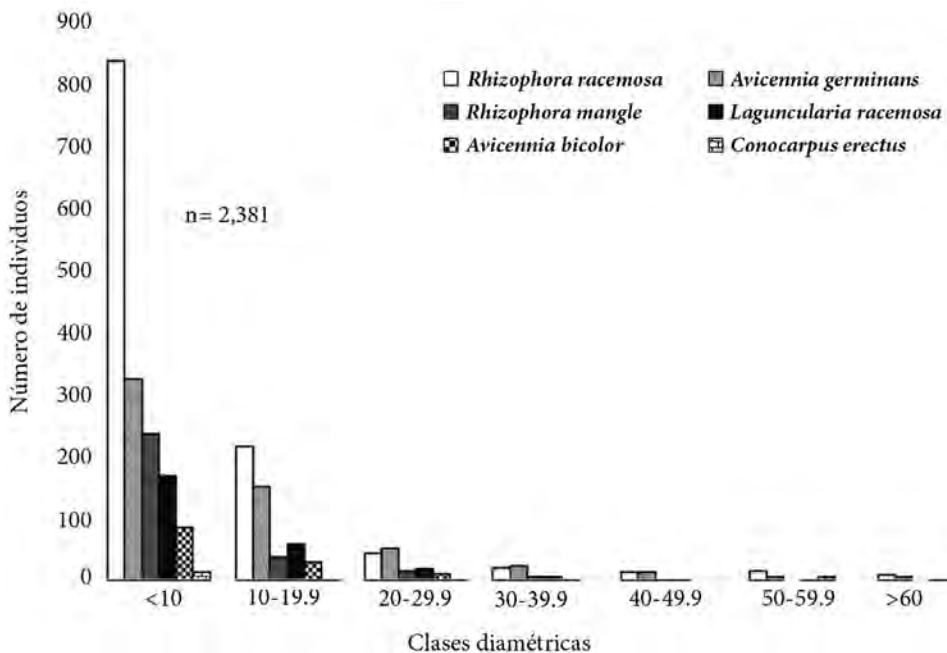


Fig. 4. Distribución por diámetro de las especies de manglar en la Bahía de La Unión, El Salvador, julio de 2007 a febrero 2008.

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.

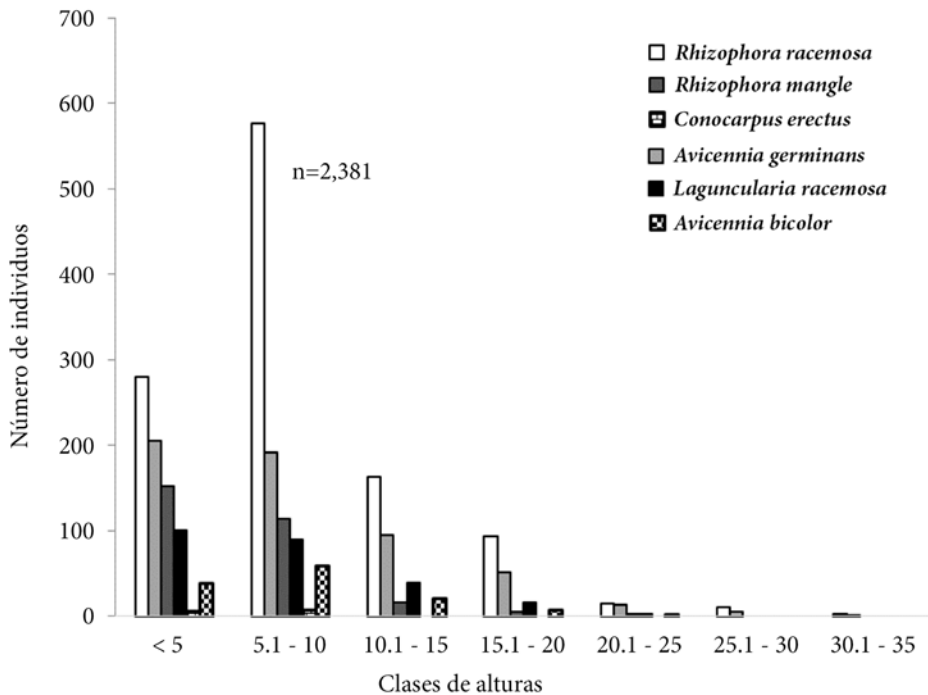


Fig. 5. Distribución por alturas (m) de las especies de manglar en la Bahía de La Unión, El Salvador, julio de 2007 a febrero 2008.

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 m² 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 CO₂ fixation capacity in mangrove forest using two methods of CO₂ 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.

¿Cómo son las interacciones océano – atmósfera cuando ocurren valores extremos de precipitación?

Francisco José Gavidia Medina¹

1 Dirección del Observatorio Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador. Kilómetro 5 ½ Carretera a Nueva San Salvador, Calle y Colonia Las Mercedes, San Salvador, El Salvador, América Central; fgavidia@marn.gob.sv

Recibido 24-IV-2015. Corregido 06-VII-2015. Aceptado 06-V-2016.

Resumen: ¿Cómo son las interacciones océano – atmósfera cuando ocurren valores extremos de precipitación?

A raíz de los valores extremos de precipitación que se observaron sobre El Salvador en el 2010 y 2011 (mayores que 2,500 mm/año), siendo la precipitación climatológica (1981-2010) de 1,800 mm/año, surgió la pregunta: ¿cómo son las interacciones océano-atmósfera cuando ocurren valores extremos de precipitación?. Se estudiaron las interacciones entre seis variables climáticas en la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental: temperatura del aire, temperatura del agua, componente zonal del viento, componente meridional del viento, presión atmosférica, cobertura nubosa y sus relaciones con la ocurrencia de valores extremos de precipitación. Para identificar las áreas con precipitación característica, se aplicó el análisis de grupos a las series de tiempo de precipitación. Para obtener predictores que representen relaciones lineales entre variables del sistema océano-atmósfera, se aplicó el análisis de componentes principales a las mediciones de las 6 variables climáticas. Con base a los resultados de la aplicación del análisis de grupos a las mediciones de precipitación, se concluye que existen cuatro regímenes de lluvia: Pacífico Oriental Tropical; Pacífico de Centroamérica y Mar Caribe; Pacífico de México y Golfo de California; Golfo de México. Con base en los resultados de la aplicación del análisis de componentes principales a las mediciones de las seis variables climáticas, se concluye que el primer predictor, 75% de la varianza total, representa la precipitación. Los valores extremos de precipitación son función del régimen de lluvia por lo que se recomienda aplicar el Análisis de Componentes Principales a las anomalías de las variables climáticas en cada uno de ellos y el análisis de la correlación canónica a los predictores e índices climáticos (ONI, Niño 3.4, ATL3, AMM).

Palabras clave: Proceso ecuatorial, flujos de calor latente y sensible, impactos de la variabilidad climática.

El océano juega un importante papel en el sistema climático, debido en parte a su gran capacidad de almacenamiento de calor: los primeros 3.5 m de la columna de agua del océano contienen el calor almacenado en al menos los primeros 3,500 m de la columna de aire de la atmósfera. El océano y la atmósfera intercambian energía por medio de flujos turbulentos a través de la superficie del mar. Estos flujos turbulentos dependen de la temperatura del agua y del aire, componente zonal y meridional del viento, nubosidad y presión atmosférica.

De estas variables climáticas, la temperatura del agua y la presión atmosférica en la superficie del mar son probablemente las más relevantes en el control y regulación de su variabilidad. En particular, variaciones

no estacionales (interanual, interdecadal, decadal) en la temperatura del agua y la presión atmosférica caracterizan variaciones estacionales (intermensual) en otras variables climáticas como la precipitación.

Los principales modos de la variabilidad no estacional de la temperatura del agua y de la presión atmosférica que explican la variabilidad climática estacional son: El Niño Oscilación del Sur en el Pacífico Tropical, Interdecadal en el Atlántico Tropical, Interdecadal en el Índico Tropical; Oscilación, Decadal en el Pacífico Norte. La temperatura del agua en la superficie del mar está gobernada por procesos en la interfase océano-atmósfera. En la atmósfera, la rapidez del viento, temperatura del aire, humedad y nubosidad son factores claves en la regulación

del intercambio de energía a través de la superficie del mar. En el océano, el calor transportado por las corrientes, la mezcla vertical y la profundidad de la capa de mezcla controlan en gran medida la distribución de energía en su interior (Deser et al. 2010). La presente investigación tiene como objetivo conocer las interacciones océano-atmósfera (flujos de materia y energía) y cuando ocurren valores extremos de precipitación como inundaciones y sequías.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las variables climáticas que se analizaron para conocer su interacción fueron seis: Temperatura del Aire (TR); Temperatura del Agua (TG); Componente Zonal del Viento (UV); Componente Meridional del Viento (VV); Presión Atmosférica (PA); Cobertura Nubosa (CN) y sus relaciones con la ocurrencia de Valores Extremos de Precipitación (VEP). Las mediciones de las seis variables se realizaron en la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental (PACHO), por ser uno de los principales reservorios de calor del sistema océano-atmósfera (Wang et al. 2008).

Los datos de generaron (Woodruff et al. 2011) a través del Conjunto Internacional de Datos del Sistema Océano-Atmósfera (ICOADS). Las mediciones de precipitación son del Proyecto Climatológico Global de Precipitación (GPCP).

Las áreas con regímenes de precipitación característicos de la PACHO se identificaron con el análisis de grupos (Everitt et al. 2011) a las series de tiempo de PR (mm/día). En PACHO (0°-30° N, 60°-120° O) hay 325 series de tiempo de 420 valores durante el período de enero de 1979 a diciembre de 2013.

La matriz de datos contiene 325 series de tiempo, cada una conformada por 420 valores de promedio mensual de precipitación.

El análisis se basó en matriz de correlación, la cual es:

$$R = \begin{pmatrix} r_{11} & \cdots & r_{p1} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{1p} & \cdots & r_{pp} \end{pmatrix}$$

Dónde:

r_{ij} : Coeficiente de correlación del elemento i con el elemento j .

El algoritmo de jerarquización consta de los siguientes módulos:

- a) Identificación de la similitud entre cada par de elementos:

$$S=1-R$$

Dónde:

S: Matriz de similitud.

- b) Agrupación de los elementos en un árbol de grupos jerarquizados (dendrograma):

$$S(a, b) = 1 - \frac{1}{n_a n_b} \sum_{i=1}^{n_a} \sum_{j=1}^{n_b} s_{ai} s_{bj}$$

Dónde:

$S(a, b)$: Promedio pesado de la similitud entre el grupo a y el grupo b .

- c) Determinación de la cantidad de grupos a considerar.

Los predictores que representan relaciones lineales entre las seis variables del sistema océano-atmósfera se obtuvieron con el análisis de componentes principales. En PACHO (0°-30° N, 60°-120° O) hay 496 series de tiempo de 420 valores comprendidas entre el período de enero de 1979 a diciembre de 2013. Las variables fueron sometidas a comprobación de supuestos de linealidad, normalidad y homocedasticidad.

Los valores extremos de las series de tiempo de precipitación en las diferentes áreas se identificaron con el criterio del percentil:

$$\begin{aligned} \text{máximo} &> \text{percentil } 9' \\ \text{mínimo} &< \text{percentil } 1 \end{aligned}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las 325 series temporales en la PACHO se agrupan en cuatro áreas: Pacífico Ecuatorial Oriental, Pacífico de Centroamérica y Mar Caribe, Pacífico de México y Golfo de Califor-

nia, y Golfo de México, donde la precipitación en tierra está relacionada a la precipitación en mar (Fig. 1).

Los meses y años (enero de 1979 a diciembre de 2013), con valores extremos en el intervalo de tiempo analizado, corresponden a valores de inflexión (máximos y mínimos) del promedio mensual y anual de la precipitación (Tabla 1). En particular, los años con mayor

y menor precipitación fueron, para el Norte de Suramérica, 1997 y 1985, respectivamente; en el Caribe y Centroamérica, los años 2010 y 1991; para la Península de California/Costa Oeste de México, 1992 y 2011; y en la Península de Florida/Costa Este de México, 1992 y 2011.

El análisis de componentes principales refleja que el primer predictor representa el 75%

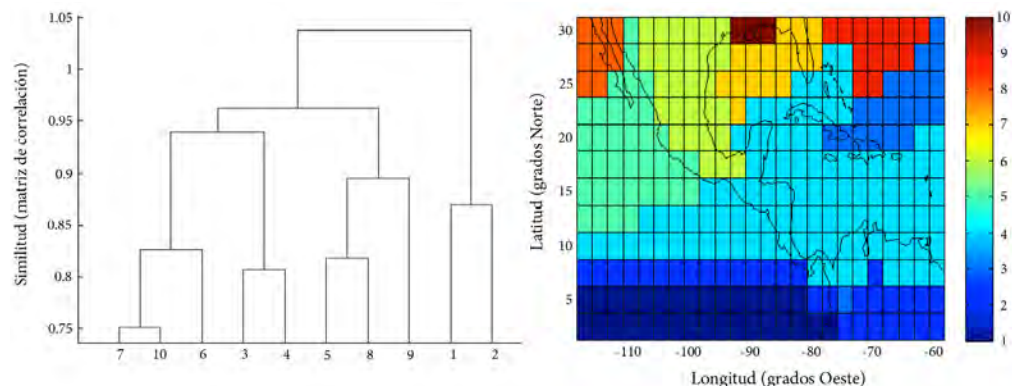


Fig. 1. Dendrograma y mapa de grupos de series de tiempo de precipitación mensual en la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental (PACHO).

TABLA 1

Fechas de valores extremos de las series de tiempo de precipitación en las diferentes áreas con el criterio del percentil.

Área	Máximo (percentil 99)	Mínimo (percentil 1)
Norte de Suramérica	1983 (Mayo) *	1985 (Marzo) **
	1983 (Junio) *	1989 (Diciembre) ***
	1998 (Abril) *	1999 (Diciembre) **
	1998 (Junio) ***	2013 (Enero) ***
Caribe y Centroamérica	1987(Julio) *	1980 (Marzo) ***
	1998 (Octubre) **	1993 (Febrero) ***
	1999 (Septiembre) **	1997 (Marzo) ***
	2005 (Junio) ***	2001 (Febrero) **
Península de California y costa oeste de México	1982 (Septiembre) *	2000 (Marzo) **
	1989 (Septiembre) ***	2011 (Marzo) **
	1997 (Septiembre) *	2011 (Abril) **
	2001 (Septiembre) ***	2012 (Marzo) **
Península de Florida y costa este de México	1998 (Septiembre) **	1998 (Mayo) ***
	2002 (Septiembre) *	1999 (Febrero) **
	2010 (Julio) **	1999 (Noviembre) **
	2013 (Septiembre) ***	2011 (Abril) **

* año Niño, ** año Niña, *** año Neutro

La fase del fenómeno ENOS es con base al Índice Oceánico El Niño (ONI), el cual es el valor promedio móvil de tres meses de la anomalía de la variable climática con respecto al valor promedio en 30 años actualizados cada 5 años. La variable climática es la temperatura en la superficie del mar en la región Niño 3.4 (5°S-5°N, 120°-170°O).

y el segundo predictor el 13% de la varianza total de las series temporales de las seis variables climáticas promediadas en PACHO (Fig. 3). Los coeficientes del primer predictor son positivos para las variables TG, TA, UV, VV y CN, y negativos para la PA, mientras que los del segundo predictor son positivos para las variables TG, TA, VV, CN y PA, y negativos para la UV (Fig. 2 y 3, Tabla 2).

Las mediciones de precipitación en PACHO evidencian la existencia de al menos 4 regímenes de lluvia. Los de mayor precipitación son en el área Norte de América del Sur y Centroamérica-Caribe, incluyendo las aguas cálidas del Pacífico Ecuatorial Oriental, Mar Caribe, y Pacífico de Centroamérica; y los de menor precipitación son en la Península de California-Costa Oeste de México y la

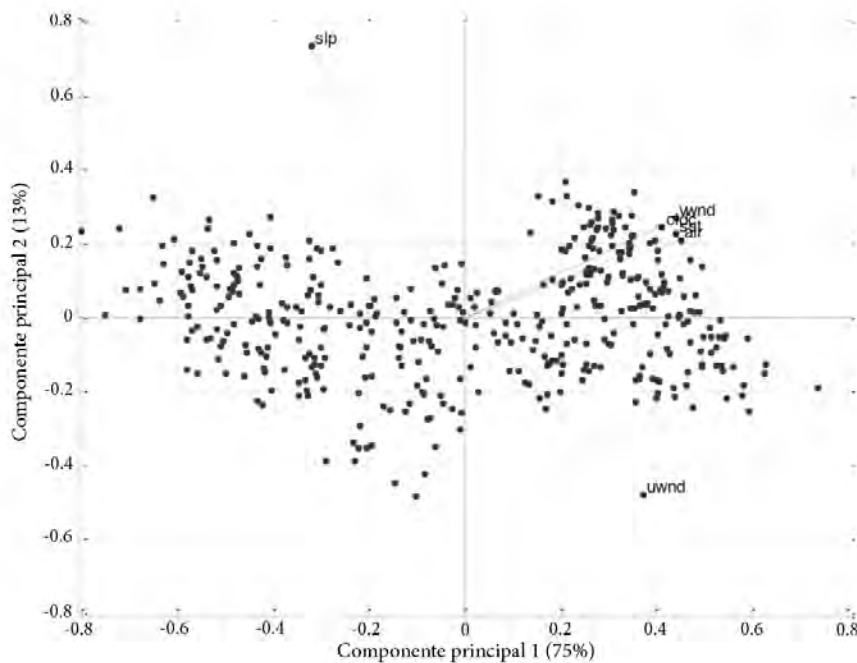


Fig. 2. Análisis de Componentes Principales de variables climáticas en la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental.

Península de Florida-Costa Oeste de México, en donde se incluyen las aguas frías del Golfo de California, Pacífico de México y Golfo de México.

Por su parte, en los regímenes de lluvia que incluyen aguas del Pacífico, Norte de Suramérica y Península de California-Costa Oeste de México, los valores máximos se dan en la fase cálida del fenómeno ENOS (62%) o neutra (38%), mientras que los valores mínimos en la fase fría (75%) o neutra (25%). En los regímenes de lluvia que incluyen aguas del Atlántico, Centroamérica-Caribe y Península de Florida-Costa Este de México, los valores máximos se dan en la fase fría del fenómeno

ENOS (50%), neutra (25%) y en la fase cálida (25%), mientras que los valores mínimos en la fase fría (50%) o neutra (50%).

El primer predictor representa la precipitación y el segundo representa la relación lineal inversa entre la presión atmosférica y componente zonal del viento. Entre el primer predictor (75%) y segundo predictor (13%), queda representada el 88% de la varianza total del sistema de variables climáticas. El primer predictor tiene correlación positiva con la temperatura del agua (0.45), temperatura del aire (0.44), componente meridional del viento (44%), cobertura nubosa (0.41), componente zonal del viento (0.37) y negativa con la pre-

sión atmosférica (-0.32). El segundo predictor tiene correlación positiva con la presión atmosférica (0.74), componente meridional del viento (0.27), cobertura nubosa (0.24), temperatura del aire (0.23), temperatura del agua (0.21) y negativa con la componente zonal del viento (-0.48).

Las proyecciones de las seis variables climáticas en el plano formado por el primer y segundo predictor (PC1-PC2) tienden a alinearse alrededor de rectas con pendiente negativa. Este patrón de dispersión refleja que la

precipitación es mayor con menor presión atmosférica y componente zonal del viento con mayor rapidez del viento del Este. Los meses de la estación seca (diciembre-abril) caen alrededor de la recta de precipitación mínima; los meses de inicio de estación (noviembre y mayo) alrededor de la recta de precipitación media; los meses de la estación lluviosa (junio-octubre) alrededor de la recta de precipitación máxima.

Los valores extremos de precipitación están en función del régimen de lluvia que a

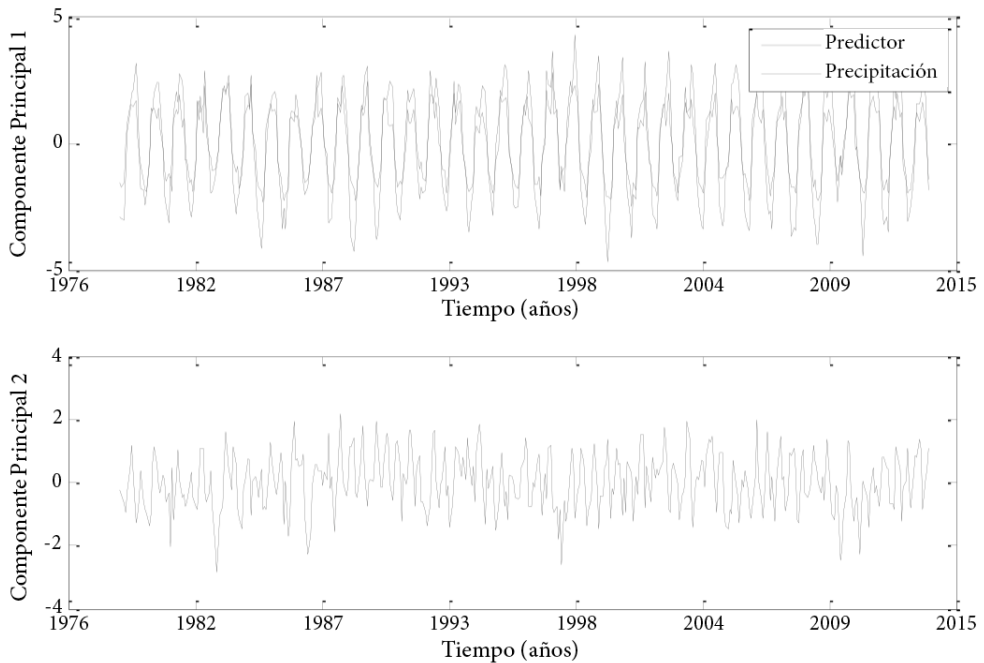


Fig. 3. Series temporales del primer (75% de la varianza) y segundo predictor (13% de la varianza). La correlación entre el primer predictor y la precipitación en la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental es del 94%.

TABLA 2

Ejes de Componentes Principales con matriz de correlación de las variables climáticas de la Piscina de Agua Cálida del Hemisferio Occidental (PACHO).

Variables	CP-1 (75%)	CP-2 (13%)
TR	0.44	0.23
TG	0.45	0.21
UV	0.37	-0.48
VV	0.44	0.27
PA	-0.32	0.74
CN	0.41	0.24

su vez es función de las grandes cuencas del Pacífico y Atlántico, por lo que se recomienda, además de la comparación con índice del Pacífico (ONI por sus siglas en inglés), su comparación con índice del Atlántico (ATL3 o AMM); los cuales también son anomalías: valor mensual actual menos valor mensual climatológico, de la temperatura del agua en la superficie del mar.

Los valores extremos de precipitación son función del régimen de lluvia, mes y año, por lo que se recomienda aplicar el análisis de componentes principales en cada una de las áreas con régimen de lluvia característico, a las series temporales mensuales y anuales de las anomalías de las variables climáticas.

ABSTRACT

As a result of the precipitation extreme values on El Salvador at 2010 and 2011 (Greater than 2,500 mm/year), against the climatology value of 1,800 mm/year, arises the question: ¿how are the ocean-atmosphere interactions when it occur precipitation extreme values? It studies the interactions between six climate variables at the Western Hemisphere Warm Pool: air temperature; water temperature; zonal wind component; meridional wind component; atmospheric pressure; cloudiness, and their relations with the occurrence of precipitation extreme values. Firstly, it was used the cluster analysis to identify the precipitation regimes at the Western Hemisphere Warm Pool (0°-30°N, 60°-120°W). Secondly, it was used the principal component analysis to identify new climate variables (Predictors) maximized the variance of the system. There exist at least four precipitation regimes at the Western Hemisphere Warm Pool: Eastern Tropical Pacific; Central America Pacific and Caribbean Sea; Mexico Pacific and California Gulf; Gulf of Mexico. It found that the first predictor, representing 75% of the total variance. Because of the precipitation extreme values depend on the precipitation regimes it recommend to apply the principal component analysis to the climate variables anomalies

at each ones and the canonical correlation analysis to the predictors and climate indexes (ONI, Niño3.4, ATL3, AMM).

Keywords: Equatorial processes, latent and sensible heat fluxes, climate variability impacts

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Everitt BS, Landau S, Leese M, Stahl D. 2011. Cluster analysis. 5th Edition. Wiley Series in Probability and Statistics. John Wiley and Sons, Ltd. Publication.
- Deser C, Alexander MA, Xie S, Phillips A. 2010. S. Sea Surface Temperature Variability: Patterns and Mechanisms. *Annual Review Marine Science* 2010 2:115-43.
- Gurber A, Levizzani V. 2008. Assessment of Global Precipitation Products. A project of the Global Energy and Water Cycle Experiment (GEWEX), Radiation Panel. World Climate Research Programme.
- Jackson JE. 1991. A user's guide to principal components. Wiley-Interscience Publication. John Wiley and sons.
- Wang C, Lee SK, Enfield DB. 2008. Atlantic Warm Pool acting as a link between Atlantic Multidecadal Oscillation and Atlantic tropical cyclone activity, Special Issue of G3 Focusing on Interactions Between Climate and Tropical Cyclones on All Time Scales.
- Woodruff SD, Worley SJ, Lubker SJ, Zaihua Ji, Freeman JE, Berry DI, Brohan P, Kent EC, Reynolds RW, Smith SR, Wilkinson C. 2011. ICOADS Release 2.5: extensions and enhancements to the surface marine meteorological archive. *International Journal of Climatology*. Royal Meteorological Society. 31:951-967.

Estado de conservación de la tortuga baule (*Dermochelys coriacea*) en El Salvador

Néstor Omar Herrera Serrano¹

1 Consultor Ambiental, Colonia El Roble Avenida C, Pasaje 3, No. 141, San Salvador; herrera.nestor@gmail.com

Recibido 02-V-2016. Corregido 11-V-2016. Aceptado 27-V-2016.

Resumen: Estado de conservación de la tortuga baule (*Dermochelys coriacea*) en El Salvador. La subpoblación de tortuga baule *Dermochelys coriacea* del Pacífico Oriental se considera una de las especies más amenazadas de extinción a nivel mundial. Se distribuye desde Baja California Sur, México, hasta la parte central de Chile, los sitios principales de anidación se encuentran en México y Costa Rica; también existen anidaciones dispersas en Guatemala, El Salvador, Panamá, Colombia y Ecuador. En el estudio, se analizó la información disponible de diversas fuentes, incluyendo archivos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) desde 1995 hasta 2015. En este periodo, se han registrado 179 anidaciones, con un promedio de 10 anidaciones por año. Los registros consultados, denotan fluctuaciones anuales de bajas nidadas y altas nidadas. Entre noviembre de 2014 a febrero de 2015 se tuvieron 21 anidaciones, la mayor registrada hasta la fecha. Este evento no es solamente el resultado de una extraordinaria anidación, sino de una mejora en la protección de la especie y la compilación de información de hembras anidantes; sin embargo, la situación es preocupante, ya que la tasa de eclosión en los corrales de incubación apenas es de 29.57%.

Palabras clave: Tortugas marinas, baules, *Dermochelys coriacea*, Pacífico Oriental El Salvador

La tortuga baule, conocida también como laúd o leatherback turtle, es la única tortuga marina sin caparazón duro. El nombre común del que en inglés significa “espalda de cuero”, hace referencia a la cobertura de la piel sin placas y de suave textura. Esta especie es la más grande de todas las tortugas marinas; generalmente mide entre 130 y 175 cm en su fase adulta, sin embargo se han registrado machos que alcanzan los tres metros de longitud y un peso de 1,000 kg (Wallace et al. 2013).

Las poblaciones de tortuga baule están clasificadas como vulnerables a nivel mundial (Wallace et al. 2013), no obstante, la subpoblación del Pacífico Oriental, donde se ubica El Salvador, ha disminuido el 97% en los últimos 30 años (Santidrián-Tomillo et al. 2007; Sarti-Martínez et al. 2007; Wallace et al. 2013). El Grupo de Especialistas de Tortugas Marinas (GETM) de la UICN determinó que las tortugas baule de esta región son una de las poblaciones más amenazadas del mundo (Wallace et al. 2013).

En febrero de 2009, el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) y el Ministerio de Agricultura y Ganadería

(MAG) de El Salvador, emitieron una veda total y permanente al consumo de huevos y aprovechamiento de productos provenientes de tortugas marinas. La finalidad era permitir la recuperación de las poblaciones que utilizan el territorio de El Salvador: las tortugas golfinas *Lepidochelys olivacea*, prieta *Chelonia mydas*, carey *Eretmochelys imbricata* y baule *Dermochelys coriacea*.

Esta acción legal resultó de la acumulación de conocimiento de más de 40 años, que desarrolló metodologías para la siembra de huevos, manejo de corrales de incubación, liberación de crías, educación ambiental y adopción de la tortuga marina como especie bandera de la conservación costera (Vásquez et al. 2010). En su momento, se produjo el Diagnóstico de la Situación Actual de las Tortugas Marinas y la Estrategia Nacional de Conservación y Manejo de Tortugas Marinas (MARN 2000, 2001). No obstante, la conservación de las tortugas marinas traducida en número de huevos sembrados anualmente, representa menos del 2% de las nidadas a nivel nacional (Romanoff et al. 2008), un número incipiente para asegurar su conservación.

La implementación de la veda demandó apoyo financiero para mejorar las condiciones de conservación y a la vez apoyar algunas acciones compensatorias para los habitantes de la zona costera dedicados a la extracción y comercio de huevos de tortuga. Diversas acciones se llevaron a cabo; entre las más notables está el incremento del número de huevos sembrados, de 15,296 en 2007 a 2.1 x 10³ en 2010 (Vásquez et al. 2009; MARN [datos de publicación desconocidos]). En paralelo, se produjo el Plan de Acción para la conservación de las Tortugas Marinas en El Salvador 2010-2020 (MARN 2010), y se ejecutó un proyecto de la Agencia Internacional para el Desarrollo (USAID) que desembocó en la producción de una docena de documentos, creación y desarrollo de organizaciones comunales y, sobre todo, una campaña de divulgación sobre la conservación de tortugas marinas.

En 2009 aumentó el número de viveros. Se incrementó el nivel de información y mejoró también la capacidad de organización y gestión local. Mientras la siembra masiva de huevos se ha enfocado en la tortuga golfina por la ventaja de ser más abundante, y la tortuga Carey ha sido privilegiada por la cooperación internacional, al dirigir casi exclusivamente los programas de investigación hacia esta especie, contrariamente, las especies prieta y baule son menos afortunadas, los estudios para determinar sitios de forrajeo y anidación no incluyen a esta última especie (Liles et al. 2010).

En la presente nota se revisa la información de la tortuga baule en cuanto a distribución, anidación y estado de conservación en El Salvador, con el fin de contribuir a la creación de un plan de conservación de esta especie que se focalice en la restauración y recuperación de hábitats, mejorar las condiciones de manejo en corrales de incubación y la implementación de investigaciones científicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó la información disponible en informes publicados y archivos del MARN de 1995 a 2015, también se revisaron las memorias de labores de dicho ministerio de 2008 a

2015. Adicionalmente, se obtuvo información de proyectos financiados por Fondo de la Iniciativa para Las Américas (FIAES) para el ciclo 2014 - 2015 y se contrastó la información directamente con las ONGs ejecutoras. Una tercera fuente de información fueron los informes no publicados por Dueñas (2002) sobre conservación de tortugas marinas entre los años de 1995 a 2007. Finalmente, se hizo una revisión de los informes y datos disponibles en la Fundación Zoológica de El Salvador (FUNZEL), desde el año 2006 a 2015.

Los datos se ordenaron por temporada de desove (noviembre y diciembre) y nacimiento de crías (febrero y marzo), la información se agrupó de tal forma que se pueda definir distribución de playas, fechas de anidación, número de huevos, número de crías y tasa de natalidad. Adicionalmente se hace una discusión de las amenazas que enfrenta la especie en El Salvador y algunas limitantes en el manejo en los corrales de incubación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tortuga baule es una especie poco frecuente en El Salvador, que muestra un patrón de anidación esporádica entre noviembre y febrero de cada año. El primer registro de anidación que se conoce en el país fue de tres hembras en Barra de Santiago en 1992 (Hasbún y Vásquez 1999). Los sitios principales de anidación en América se encuentran en los estados mexicanos de Michoacán, Guerrero y Oaxaca, incluyendo las playas Mexiquillo, Tierra Colorada, Cahuitán y Barra de La Cruz (Sarti-Martínez et al. 2007), y en la provincia de Guanacaste en el parque nacional marino Las Baulas, Costa Rica (Santidrián-Tomillo et al. 2007); sin embargo, en Guatemala, El Salvador, Panamá, Colombia y Ecuador, las anidaciones de esta especie son dispersas (Wallace 2012).

El análisis temporal de desoves de la tortuga baule en los últimos 20 años muestra 179 anidaciones, con promedio de 10 anidaciones/año, denotando fluctuaciones en periodos de tres o cuatro años, y baja frecuencia de anidación entre 1995 y 1999; en cambio,

entre 2000 y 2003 se registran 46 nidadas, observándose fluctuación de 2004 a 2008 y ascenso entre 2009 a 2011, con bajas anidaciones en 2012 y 2014, ascendiendo en 2015 con la mayor anidación hasta ahora registrada (Fig. 1). Este comportamiento es correspondiente con un patrón de anidación dispersa. En Costa Rica ocurrió una fluctuación de altas y bajas entre 1995 a 2001, y luego una drástica baja

entre 2001 a 2003 (Tabla 1), congruente con los datos en El Salvador, aunque a partir de 2005 a 2006 se observa una declinación de la anidación en una comparación de datos entre ambos países (Tabla 1). No fue posible obtener información para comparar fluctuaciones con los países vecinos de Guatemala y Nicaragua.

De acuerdo con MARN, entre 2008 y 2015 se recolectaron 4,548 huevos sembrados en

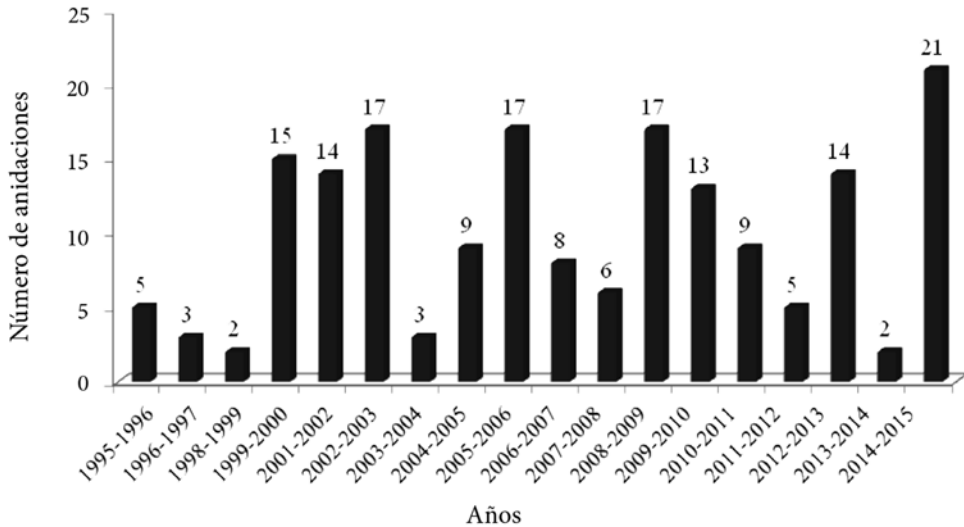


Fig. 1. Número de anidaciones registradas para tortuga baule desde 1995 a 2015. Los periodos de desove se establecen de noviembre a diciembre de un año y el nacimiento de crías de enero a marzo del siguiente año.

viveros para su reproducción controlada; se observó eclosión de 1,345 neonatos, es decir, un éxito reproductivo de 29.57% (Tabla 2). Los bajos niveles de eclosión son típicos en esta especie. Según Harrison y Troeng (2004), en estudios *in situ* realizados en el Parque Nacional Tortuguero, Atlántico, Costa Rica, se registra bajos porcentajes de eclosión (13.8%), asociada a la alta mortalidad embrionaria provocada por bajas temperaturas en la arena y por los niveles de inundación por mareas altas. En Isla de Méndez para 2009, se obtuvo un promedio de eclosión de 17%, un valor bajo que se asoció a la inadecuada manipulación de los huevos (Carranza 2009), similar situación podría explicar la eclosión nula en una nidada de 84 huevos en Isla de Méndez, los cuales fueron sembrados el 9 de enero de 2015 y transportados por más de

diez kilómetros desde el sitio de anidación hasta el corral (Tabla 3). De acuerdo con Sarti-Martínez et al. (2007), los huevos deben ser sembrados inmediatamente, entre una a dos horas y se deben evitar movimientos bruscos mientras se transportan (Dueñas 2010). Otro factor influyente es el manejo de la temperatura, Dueñas (2010) recomienda cuidar la temperatura umbral de 34 °C. En los nidos de la playa Costa del Sol, el promedio de temperatura de 32.46°C generó 19.57% de eclosión (P. Pastori-Martínez, Fundación Domenech, Com. Pers.).

No se conoce con certeza la cantidad de nidos de baule perdidos por temporada antes que se implementara la veda. Se conoce que el 2% de la producción nacional de huevos de todas las especies de tortugas marinas era sembrada a través de financiamiento de

TABLA 1

Comparación de anidaciones de tortuga baule entre Costa Rica y El Salvador de 1995 a 2015. Fuente: elaboración propia a partir de datos de www.letterback.org

Periodo	El Salvador	Costa Rica
1995-96	5	421
1996-97	3	140
1997-98	-	234
1998-99	2	126
1999-00	15	246
2000-01	-	417
2001-02	14	79
2002-03	17	68
2003-04	3	188
2004-05	9	54
2005-06	17	124
2006-07	8	76
2007-08	6	90
2008-09	17	32
2009-10	13	49
2010-11	9	37
2011-12	5	38
2012-13	14	35
2013-14	2	28
2014-15	21	26

proyectos locales de conservación (Romanoff et al. 2008). Un ejemplo del esfuerzo por proteger la mayoría de nidos se registró entre noviembre 2014 y febrero 2015, cuando se documentaron 30 eventos de anidación, pero solamente 21 fueron obtenidas por medio de proyectos activos; de estos, nueve nidadas terminaron en el mercado ilegal de consumo (Tabla 3). Por otra parte, en los decomisos de huevos de tortugas marinas nunca han incluido huevos de tortuga baule (Com. Pers. Iván Rivas, Policía Nacional Civil, División de Medio Ambiente).

Las amenazas a la sub-población de Tortugas baule son la pesca incidental, el consumo de huevos, la destrucción o alteración de su hábitat de anidación, contaminación costera, enfermedades patógenas y los efectos asociados al cambio climático, incluyendo el aumento de la temperatura y cambio en la mor-

fología de las playas (Wallace et al. 2013). Las playas donde aún anidan esporádicamente hembras de tortuga baule deben ser protegidas con máximo esfuerzo para incrementar la supervivencia de neonatos (Viejobueno et al. 2013); lamentablemente, esta protección absoluta no existe en El Salvador, ni siquiera en las áreas protegidas, legalmente declaradas por el MARN, como es el caso del ANP Complejo Los Cóbano, Departamento de Sonsonate, e Isla San Sebastián, Departamento de Usulután.

En El Salvador existen bajos niveles de varamientos de tortugas baule, al menos no hay registros recientes (Pastori-Martínez 2011); se verificó un caso entre 2006 a 2015 (MARN datos no publicados). Asimismo, no hay registros de capturas de baules con el uso de palangres en aguas salvadoreñas (Barahona-Hernández y Henríquez-Pocasan-

TABLA 2
Número de nidos, huevos sembrados y neonatos liberados de la tortuga baule entre 2008 a 2015

Actividad	2008-2009	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	Total
No. de anidaciones	17	13	9	5	14	2	21	64
No. de huevos sembrados	270	710	557	316	734	190	1771	4,548
No. de neonatos liberados	166	253	144	42	241	51	448	1,345
Tasa de eclosión	61.48	35.63	25.85	13.29	32.83	26.84	33.28	\bar{x} = 29.57

gre 2007); en países con altas poblaciones de tortuga baule, se registran altos niveles de captura incidental (Eckert y Inniss 2009).

En El Salvador, la conservación de tortugas baule enfrenta limitaciones por la falta de acceso a recursos financieros; la mayor parte de donaciones se enfocan en conservar nidos de tortugas golfinas, en donde los calendarios de desembolso de los donantes no coincide con el ciclo reproductivo de esta especie. En muchos casos los sitios donde se instalan los viveros no son adecuados, corresponden a

tierras marginales, por la predominancia de la propiedad privada. El código civil es ambiguo respecto a este espacio territorial y las directrices ambientales no son respetadas incluso por los gobiernos municipales costeros. Adecuar viveros en la zona de la pleamar pone en riesgo los nidos sobre todo con los recurrentes y cada vez más destructivos incrementos del oleaje y marejadas que invaden los viveros y los destruyen (MARN 2011).

Pese a la vigencia de la veda, personas foráneas a las playas ingresan para recolectar

TABLA 3
Anidaciones de tortuga baule entre noviembre 2014 a febrero 2015, El Salvador

No.	Playa	Registro	Evento	Nº huevos fértiles	Nº neonatos liberados	Porcentaje eclosión
1	Bola de Monte, Ahuachapán	Asociación de Desarrollo Comunal Bola de Monte	Huella de tortuga en la arena	0	0	0
2	San Blas, La Libertad	FUNZEL	Finales de noviembre, nido en comercio ilícito	0	0	0
3	La Zunganera, La Paz	FUNZEL	Finales de noviembre, nido en comercio ilícito	0	0	0
4	El Espino, Usulután	PROMESA	6 noviembre	112 ND	19	17.00
5	Isla San Sebastián, Usulután	ADESCOPIP	13 noviembre 2014	105 ND	20	19.00
6	Salamar, Usulután	FUNZEL	13 noviembre, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
7	El Cuco, San Miguel	FUNZEL	16 noviembre, nido en comercio ilícito	0	0	00.00

No.	Playa	Registro	Evento	Nº huevos fértiles	Nº neonatos liberados	Porcentaje eclosión
8	San Diego, La Libertad	FUNZEL	21 noviembre 2014	60 (31)	9	15.00
9	El Icao, Usulután	FUNZEL	24 noviembre	84 (36)	19	22.62
10	Los Cóbanos, El Portezuelo, Sonsonate	FUNDARRECIFE	4 diciembre 2014	60 (49)	39	65.00
11	Los Cóbanos, El Portezuelo, Sonsonate	FUNDARRECIFE	4 diciembre 2014, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
12	Isla San Sebastián, Usulután	ADESCOPIP	6 diciembre 2014	69 ND	33	47.00
13	El Pimental, La Paz	FUNZEL	6 diciembre	76 (14)	0	00.00
14	El Amatal, La Libertad	VIVAZUL	12 diciembre 2014	SI	SI	SI
15	Los Cóbanos, Barra Ciega, Sonsonate	FUNZEL	14 diciembre 2014, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
16	Siguapilapa, Sonsonate	FUNZEL	14 diciembre 2014, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
17	Costa del Sol, La Paz	Fundación Domenech	15 diciembre 2014	57 (45)	14	13.73
18	Barra de Santiago, Ahuachapán	FUNZEL	15 diciembre 2014	84 (12)	37	44.05
19	El Tular, Usulután	Ayuda en Acción	18 diciembre 2014	SI	SI	SI
20	San Diego, La Libertad	Comité Proturismo y Conservación de la Tortuga Marina	22 diciembre 2014	72	37	51.00
21	Bocana San Juan, Barra de Santiago	FUNZEL	23 diciembre 2014, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
22	El Pimental, La Paz	FUNZEL	24 diciembre	68 (46)	0	00.00
23	Costa del Sol, La Paz	SalvaNATURA	1 enero 2015	67 (10)	0	00.00
24	Barra de Santiago, Ahuachapán	FUNZEL	8 enero 2015, nido en comercio ilícito	0	0	00.00
25	San Juan del Gozo, Usulután	Asociación de Desarrollo Comunal Isla de Méndez ADESCOIM	9 enero 2015	48 (36)	0	00.00
26	Costa del Sol, La Paz	Fundación Domenech	11 enero 2015	72 (26)	0	00.00
27	Costa del Sol	Fundación Domenech	29 enero 2015	35 (12)	14	29.79

No.	Playa	Registro	Evento	Nº huevos fértiles	Nº neonatos liberados	Porcentaje eclosión
28	Costa del Sol, La Paz	Fundación Domenech	8 febrero 2015	72 (30)	34	33.33
29	Costa del Sol, La Paz	Fundación Domenech	16 febrero 2015	56 (25)	17	20.99
30	Los Pinos, La Libertad	ATOPLOC	SI 4 nidos	183 (105)	135	74.00
Total				1,380(477)	200	$\bar{X} = 34.80$

*ND= No hay datos, SI= Sin Información, ()= huevos no fértiles

huevos, sin participar del sistema de carnetización-recolecta-viveros, propiciándose la fuga de huevos y la venta ilegal. Aunado a esto, existe una débil aplicación de la veda en cuanto a la ejecución de procedimientos administrativos sancionatorios; y fuera de los operativos que ha realizado la fiscalía y la policía, en donde las autoridades ambientales (MAG y MARN) no ejecutan el acuerdo por ellos establecido, existen otras faltas menores que ponen en riesgo la anidación, por ejemplo, el uso de cuatrimotos y vehículos circulando en las playas, sobre todo en la temporada de vacaciones de fin de año y Semana Santa, endurecen la arena y alteran el momento cuando las baules están anidando; problemas que no han sido solucionados por las autoridades municipales o ambientales (Herrera N, Observ. Pers.).

La tortuga baule se considera una especie en peligro crítico de extinción a nivel mundial y sobre todo la población del Océano Pacífico Oriental. Estudios indican una drástica disminución de las poblaciones por captura incidental y depredación en las playas de desove. En los últimos 20 años no se han recibido grandes poblaciones de esta tortuga en El Salvador. El periodo noviembre 2014 a marzo 2015 mostró una extraordinaria anidación y una mejora en la protección y la compilación de la información de las hembras anidantes, pero se depende de la siembra de huevos como única estrategia de conservación. Se requiere mantener y ampliar los esfuerzos de protección de los nidos, con énfasis en las playas de Bahía de Jiquilisco, incluyendo decretar área protegida el margen de playa y el área marina inmediata de pastos marinos que alimentan a las tortugas. Se deben mantener a largo plazo los esfuerzos por eliminar el comercio, el

consumo ilegal de huevos e implementar las acciones plasmadas en el Programa Nacional para la Conservación de la Tortuga Marina, incluyendo investigación que responda a las inquietudes de las bajas tasas de eclosión. Otra recomendación es la adhesión de El Salvador a la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de la Tortuga Marina.

AGRADECIMIENTOS

A las personas e instituciones que proporcionaron datos para la producción de esta publicación: Jorge Oviedo, Mariano Pacas, Rodrigo Samayo Valiente, Sonia de Aguilar, Patricia Pastori-Martínez, Mauro Romero y Lya Samayo. Se agradecen los comentarios para mejorar el manuscrito recibidos por revisores anónimos. Se agradece el apoyo de Jacinta Escudos y Mónica Padilla Giha. A todos los tortugeros, viveristas y voluntarios que hacen esfuerzos para conservar las tortugas marinas y dejar un legado.

ABSTRACT

The subpopulation of leatherback sea turtle from Eastern Pacific is considered one of the most endangered populations in the world. It occur from Baja California Sur, Mexico, to the central part of Chile, the main nesting sites are in Mexico and Costa Rica, scattered nesting occurs in Guatemala, El Salvador, Panama, Colombia and Ecuador. Information available from various sources including archives of the Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales from 1995 to 2015 was useful. During this period was recording 179 nests,

an average of 10 nests per year. Records denote an up and down behavior in the number of nests between years. From November 2014 to February 2015, 21 nests occurred, which is the largest nesting record to date. This event is not only the result of an extraordinary nesting, but an improvement in the protection and compilation of information of nesting females. However the hatching success is 29.57%.

Key words: Sea turtles, leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea*, Eastern Pacific, El Salvador

REFERENCIAS

- Barahona-Hernández DE, Henríquez-Pocasangre AV. 2007. Captura incidental de tortugas marinas en la pesca de Palangre de fondo con anzuelos j y anzuelos circulares 13 y 14 y su efectividad en la pesca de peces demersales de la costa salvadoreña [tesis de licenciatura]. [San Salvador (SV)]: Universidad de El Salvador.
- Carranza OA. 2009. Nacimiento de “Tortugas Baules” *Dermochelys coriacea*, en Isla Méndez, Reserva de Biosfera Bahía de Jiquilisco, Departamento de Usulután, El Salvador. C.A 2009. El Salvador: Asociación de Desarrollo Comunal Isla de Méndez; Asociación Mangle.
- Dueñas C. 2002. Informe de conservación de Tortugas Marinas entre 1996-2002. Ubicado en: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales; no publicado.
- Dueñas C. 2010. Manual para el manejo de corrales de incubación de huevos de tortugas marinas. San Salvador (SV): Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Eckert S, Inniss A. 2009. Incidental Capture of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Coastal Gill-net Fisheries of Trinidad and Tobago. In: Proceedings of the Technical Workshop on Mitigating Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries. 20-22 January 2009, Honolulu. Gilman, E. (Ed.).
- Harrison E, Troeng S. 2004. Reporte programa tortuga baula 2004. Tortuguero, Costa Rica. Caribbean Conservation Corporation.
- Hasbún CR, Vásquez M. 1999. Sea Turtles of El Salvador. Marine Turtle Newsletter 85:7-9.
- Liles M, Thomas C, Muñoz A. 2010. Sea Turtle Priority Conservation Areas in the Coastal Waters of El Salvador. Improved Management and Conservation of Critical Watersheds. USAID El Salvador.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2000. Diagnóstico de la Situación Actual de las Tortugas Marinas en El Salvador. Comité Nacional para la Conservación de la Tortuga Marina en El Salvador. San Salvador (SV): Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2001. Estrategia Nacional de Conservación y Manejo de Tortugas Marinas en El Salvador. San Salvador (SV): Comité Nacional para la Conservación de la Tortuga Marina en El Salvador, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Plan de Acción para la conservación de las Tortugas Marinas en El Salvador 2010-2020. San Salvador (SV): Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo CCAD, Departamento del Interior DOI.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2011. Catálogo de mapas de peligrosidad e inundación por tsunamis en la costa de El Salvador. Fundación Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria Ministerio de Fomento de España y con financiamiento de La Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo. San Salvador.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2015. Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción. San Salvador (SV): Diario Oficial, Acuerdo 74; Imprenta Nacional.
- Pastori-Martínez P. 2011. Informe sobre tortugas marinas varadas en la costa de El Salvador: abril – diciembre 2010. Improved Management and

- Conservation of Critical Watersheds. San Salvador (SV): USAID El Salvador.
- Romanoff S, Benítez M, Chanchan R. 2008. La comercialización de los huevos de las Tortugas Marinas en El Salvador. Improved Management and Conservation of Critical Watersheds. San Salvador (SV): USAID El Salvador.
- Santidrián-Tomillo P, Vélez E, Reina RD, Piedra R, Paladino FV, Spotila JR. 2007. Reassessment of the Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) Nesting Population at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: Effects of Conservation Efforts. *Chelonian Conserv. Biol.* 61:54-52
- Sarti-Martínez L, Barragán AR, García Muñoz D, García N, Huerta P, Vargas F. 2007. Conservation and Biology of the Leatherback Turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian. Conserv. Biol.* 61:70-78.
- Vásquez JM, Liles M, López W, Mariona G, Segovia J. 2009. Investigación y Conservación de Tortugas Marinas, El Salvador/ Sea Turtles Research and Conservation, El Salvador. San Salvador (SV): Fundación Zoológica de El Salvador (FUNZEL); Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad de El Salvador.
- Vásquez JM, Díaz-Herrera A, Herrera N. 2010. 40 años de conservación de Tortugas Marinas en El Salvador. Mejor Ambiente. San Salvador (SV): Fondo Iniciativa para Las Américas.
- Viejobueno S, Adams C, Arauz R. 2013. Conservación e investigación de tortugas marinas en el pacífico de Costa Rica (Refugio Nacional de Vida Silvestre Culebras-Arío, San Miguel, Costa de Oro y Corozalito). Reporte técnico Julio 2012-Febrero 2013. San José (CR): PRETOMA.
- Wallace B. 2012. Tortuga Laud (*Dermochelys coriacea*) del Pacífico Oriental: un resumen de la situación actual, desafíos y oportunidades. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de Tortugas Marinas, V Reunión del Comité Consultivo de Expertos Shepherdstown: Mayo 30-Junio 1 2012. West Virginia (US).
- Wallace BP, Tiwari M, Girondot M. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3; [accesado 2015 ene 23]. <http://www.iucnredlist.org>.

Presencia de leones marinos (Carnivora, Pinnipedia, Otariidae) en El Salvador

Ricardo Enrique Ibarra Portillo¹, Néstor Omar Herrera Serrano², Wendy Carolina Paniagua Palacios¹ y Julio Ernesto Pérez Chávez³

1 SEA sostenible. Residencial Los Eliseos, Pasaje 2, No. 37, San Salvador, El Salvador; ricardo.ibarra70@yahoo.es

2 Consultor Ambiental. Colonia El Roble, Avenida C, Pasaje 3, No. 141, San Salvador, El Salvador; herrera.nestor@gmail.com

3 Centro de Interpretación Ambiental y de Cetrería "Los Azacuanes"; julio_perezsv@yahoo.mx

Recibido 04-IV-2016. Corregido 25-IV-2016. Aceptado 24-V-2016.

Resumen: Presencia de leones marinos (Carnivora, Pinnipedia, Otariidae) en El Salvador. La información sobre la presencia de Otariidos en El Salvador es poco conocida. Existen 16 registros, siete de los cuales corresponden a cuatro especies (*Arctocephalus philippii townsendi*, *A. galapagoensis*, *Otaria flavescens* y *Zalophus californianus*), provenientes de los Departamentos de Sonsonate, La Paz y La Unión). Los nueve restantes no fueron identificados a nivel de especie, avistados en cinco departamentos (cuatro en Sonsonate, uno en Ahuachapán, uno en La Paz, uno en La Unión, uno en Usulután y uno más en sitio no determinado). La presencia de estos mamíferos marinos ha estado relacionada con los fenómenos de La Niña o El Niño, siendo cuatro registros en eventos débiles (dos en El Niño y dos en La Niña), siete en modalidad moderada (cinco en El Niño y dos en La Niña) y cuatro en modalidad fuerte (dos en El Niño y dos en La Niña). Todos los registros ocurrieron por individuos en varamiento entre 1970 a 2015.

Palabras Clave: Otariidae, Leones Marinos, Mamíferos, El Salvador, El Niño, La Niña

Los Otariidos conforman una familia de mamíferos agrupados en la Superfamilia Pinnipedia del Orden Carnívora, incluyen lobos y leones marinos caracterizados por presentar orejas (Jefferson et al. 1993); son de los pocos miembros del Orden adaptados a la vida marina y se reconocen 14 especies vivientes (Romeu 1998, Jefferson et al. 1993).

Especies como lobo marino de Galápagos (*Zalophus wolfebaeki*) y el lobo fino de las Galápagos (*Arctocephalus galapagoensis*) son endémicas de las islas Galápagos, Ecuador (Montoya 2008); el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*) es endémico de las islas de Guadalupe y San Benito, México (Aurioles-Gamboa et al. 2010); y el león marino de Sur América (*Otaria flavescens*) se encuentra desde el norte de Perú en la costa pacífica y Rio de Janeiro, Brasil, hasta el extremo sur del continente (Díaz et al. 2013). Durante la ocurrencia de fenómenos atmosféricos como El Niño, la dinámica de las poblaciones de pinnípedos en ambos extremos del ecuador se ven fuertemente afec-

tados (Trillmich y Ono, 1991, citado por Aurioles-Gamboa et al. 2004). Por ejemplo, individuos de *A. galapagoensis* han sido registrados en playas de Guerrero, México, en abril de 1997, durante la ocurrencia del fenómeno de El Niño (Aurioles-Gamboa et al. 2004).

El conocimiento de Otariidos en Centroamérica es escaso y disperso, incluso ni siquiera aparecen en las guías de campo de frecuente uso en la región como Reid (1997) o Saenz et al. (2004). Los pocos registros se deben a la presencia accidental, no son poblaciones residentes o producto de migraciones. Por ejemplo *Z. wolfebaeki* y *A. galapagoensis* en isla del Coco, Costa Rica (Montoya 2008) y *A. galapagoensis* en Panamá (Nuñez-Pereligena et al. 2014).

En El Salvador se han registrado 128 especies de mamíferos terrestres (Owen y Girón 2012), pero se ha hecho muy poco por registrar y publicar las especies de mamíferos marinos que frecuentan la costa. El primer informe que indica la presencia de Otariidos son dos ejemplares de *Zalophus californianus*

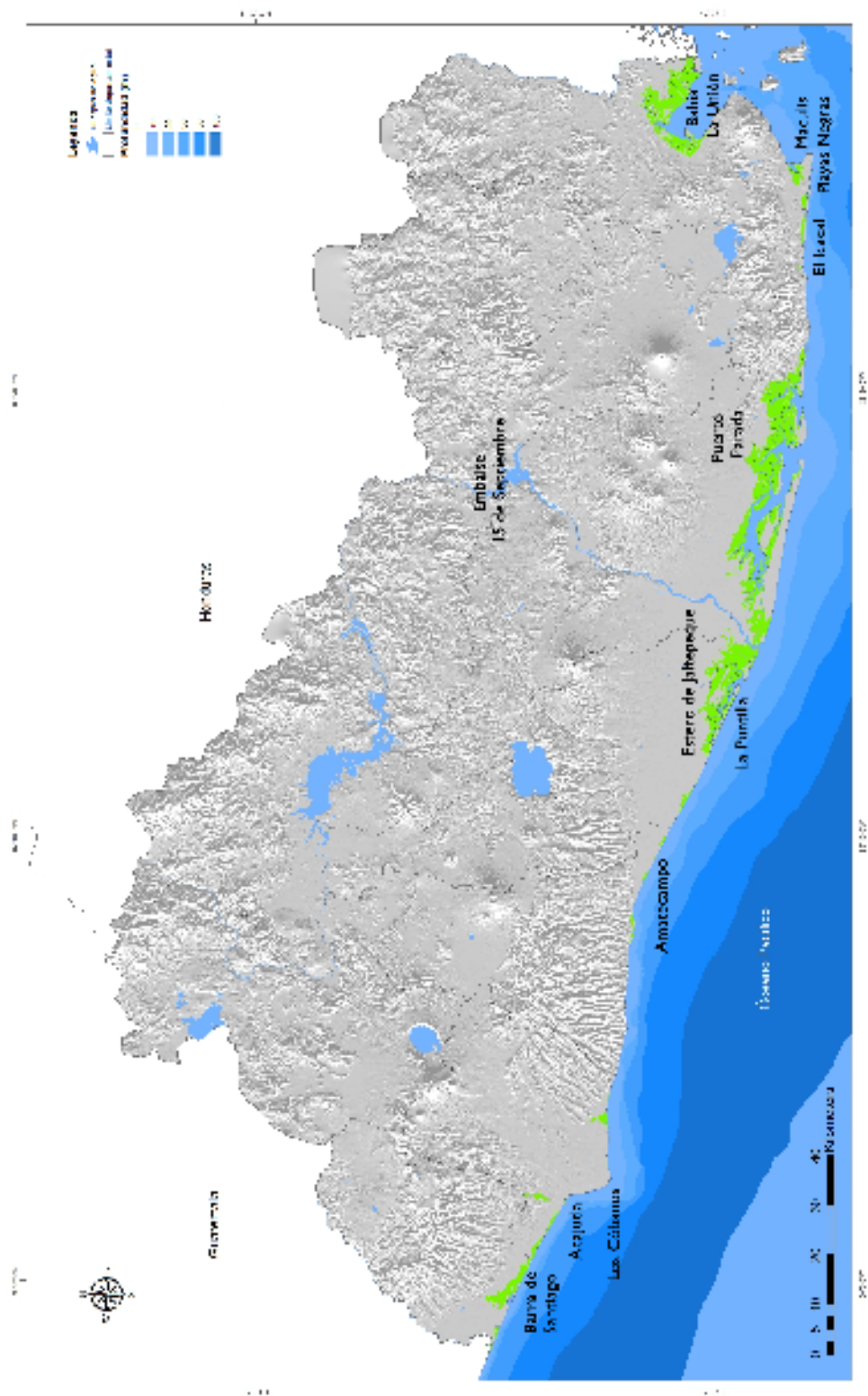


Fig. 1. Sitios de ocurrencia incidental de Otáridos en zonas costero marinas de El Salvador.

en playas de Usulután y Ahuachapán en 1987 y 1991, respectivamente (Hasbún et al. 1993). Pese a esto, registros de la presencia accidental de Otariidos se conocen desde el año 2000, creándose un registro en el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (E. Barraza, Consultor Independiente, Com. Pers.), sin que se haya publicado dicho material ni tampoco se relacione la causa de la presencia de dichas especies en el territorio salvadoreño. El objetivo del presente análisis es mostrar los registros existentes en 45 años y discutir las causas que impulsan la ocurrencia de los Otariidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se elaboró una base de datos con los registros a nivel nacional desde mayo de 1970 hasta diciembre de 2015 con información proveniente de registros y entrevistas con actores clave que tomaron parte en la documentación de eventos de arribo o varamiento en playas salvadoreñas. Otros registros corresponden a búsqueda en internet. La información contenida en la base de datos comprende: especie, fecha, lugar, descripción del espécimen, observaciones y fuente. Se compiló fotografías de especímenes registrados, que fueron enviadas a especialistas de México (Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Instituto Politécnico Nacional de México y Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas) y Estados Unidos de América (Departamento de Biología, Abilene Christian University) para su identificación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró la presencia y localidad en El Salvador de siete especímenes pertenecientes a cuatro especies de Otariidos: *Arctocephalus philippii townsendi*, *A. galapagoensis*, *Otaria flavescens* y *Zalophus californianus* y nueve registros no identificados (Tabla 1, Fig. 1):

Arctocephalus philippii townsendi

(Lobo fino de Guadalupe, Guadalupe Fur Seal, Fig. 2)

Distribución: Endémica de la isla de Guadalupe y la Isla Benito del Este, Baja California, México (Belcher y Lee 2002, Auriolles-Gamboa et al. 2010).

Estado de Conservación: Vulnerable (UICN).



Fig. 2. *Arctocephalus townsendi*. Los Cóbanos, Sonsonate 1999. Fuente: M. Quezada.

Registros documentados en El Salvador:

Sonsonate: Se encontró un individuo sub-adulto (6-8 años) en Los Cóbanos, Acajutla (13°31'N, 89°48'O) el 22 de abril de 1999; la identificación fue confirmada por D. Auriolles-Gamboa (Instituto Politécnico Nacional de México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas) y J. P. Gallo-Reynoso (Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo). El 6 de mayo este espécimen fue capturado y llevado al Parque Zoológico Nacional, donde murió el 28 de junio del mismo año. En la necropsia se encontró úlcera estomacal con hemorragia (septicemia).

Arctocephalus galapagoensis

(Lobo fino de las Galápagos, Galápagos Fur Seal, Fig. 3 y 4)

Distribución: Endémica del archipiélago de Galápagos, Ecuador (Jefferson et al. 1993). Existen registros accidentales en el Pacífico costarricense (isla Caballo, playa Dominalquito y Estero Guerra) en diciembre de 2009 (Montero-Cordero et al. 2010); Isla del Coco (Montoya 2008); en Veraguas, Panamá, (vertiente pacífica) el 14 de junio, una hembra (Nuñez-Pereligina et al. 2014); en playas de Guerrero y Chiapas, México, en abril de

1997 y enero de 1998, respectivamente (Aurioles-Gamboa et al. 2004); y en las costas de Ecuador (Félix et al. 2007).

Estado de Conservación: En Peligro (UICN).

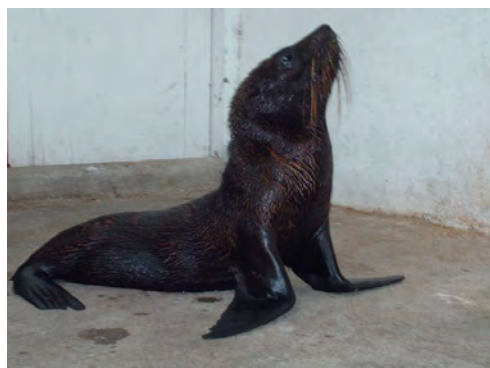


Fig. 3. *Arctocephalus galapagoensis*. Maculis, La Unión 2006. Fuente: W. Paniagua.

Registros documentados en El Salvador:

La Unión: Un macho de aproximadamente 8-10 meses. La identificación fue confirmada por Carolina Bonin (Molecular Ecology Lab, NOAA, La Joya, CA). Fue encontrado en el cantón Las Leonas, El Icacal, Intipucá, (13°10'N, 88°03'O) el 19 de Julio de 2009. Este espécimen pesó 3.9 Kg y midió 60-70 cm de longitud, le fueron encontradas garrapatas del género *Rhipicephalus spp.* Se mantuvo en cautiverio durante un año y posteriormente murió por neumonía.

La Paz: Un macho juvenil de aproximadamente 1.5 m de longitud se encontró el 7 de julio de 2012 en la playa La Puntilla, Estero de Jaltepeque (13°17'N, 88°53'O); posterior-



Fig. 4. *Arctocephalus galapagoensis*. La Puntilla, La Paz 2012. Fuente: R. Ibarra Portillo.

mente fue liberado el 14 de julio de 2012 en el mismo sector.

Otaria flavescens

(León Marino de Sur América, South American Sea Lion, Fig. 5)

Distribución: Se encuentra desde el norte de Perú, en la costa pacífica y Rio de Janeiro, Brasil, hasta el extremo sur del continente (Díaz et al. 2013). Existe un registro de una colonia en Ecuador (Félix 2002).

Estado de Conservación: Menor Preocupación (UICN).



Fig. 5. *Otaria flavescens*. Amatecampo, La Paz 2009. Fuente: E. Barraza.

Registros documentados en El Salvador: La Paz: Un posible macho juvenil, de 1.5 m de longitud y 3-5 años de edad, salió en playa Amatecampo (13°24'N, 89°08'O). Se mantuvo una semana en cautiverio por una afección respiratoria, luego, el 1 de octubre de 2009, al ser trasladado para su liberación en altamar en Los Cóbanos, Sonsonate, saltó de la lancha. Posteriormente, este individuo fue visto aproximadamente 2 km al este y luego se fue con rumbo oeste en playa del río Banderas, Sonsonate. La especie fue confirmada por H. Ascencio (Instituto Politécnico Nacional de México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Com. Pers.).

Zalophus californianus (León Marino de California, California Sea Lion, Fig. 6 y 7)

Distribución: Se distribuye desde Los Is-

lotes en Baja California Sur hacia las islas de El Canal en el Sur de California. Algunos juveniles han sido registrados en Isla Año Nuevo e isla El Farallón en el centro de California (Aurioles-Gamboa y Hernández-Camacho 2015). Dentro del Golfo de California existen 13 colonias de reproducción y sitios de descanso identificados (Aurioles-Gamboa et al. 2011) y 11 colonias reproductoras en la costa occidental de Baja California (Hernández-Camacho et al. 2016). Es el único pinnípedo residente del Golfo de California (Gallo-Reynoso et al. 2010). Hay registros en Acapulco (Gallo-Reynoso y Ortega 1986), Mazatlán, islas Tres Marias y el norte de Puerto Vallarta (Aurioles-Gamboa y Hernández-Camacho 2015) y cerca de la frontera entre México y Guatemala (Gallo-Reynoso y Ortega 1991). En Guatemala se tiene conocimiento de dos varamientos en la década del 2000 (E.



Fig. 6. *Zalophus californianus*. Golfo de Fonseca, La Unión 1970. S.G. Muñoz.

Quintana-Rizzo, University of South Florida, Com. Pers.); en Nicaragua varó un individuo en San Juan del Sur en 2004 (C. Ramírez, Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales MARENA, Com. Pers.), un individuo en isla El Coco, Costa Rica (Acevedo-Gutiérrez 1994) y varios avistamientos de individuos han sido registrados en Punta San Pedrillo, Costa Rica (Aurioles-Gamboa y Hernández-Camacho 2015).

Estado de Conservación: Menor Preocupación (UICN). Está considerada como prioritaria en el Programa de Conservación de la

Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el sector rural de México 1997-2000 (Aurioles-Gamboa et al. 2011), y como prioritaria para la conservación e incluida en la categoría “Sujeta a protección especial” (SEMARNAT-2010).



Fig. 7. *Zalophus californianus*. Maculis, La Unión 2005. L. Domenzain.

Registros documentados en El Salvador:

La Unión: En la década de 1970, un ejemplar de sexo no determinado fue observado en Potosí (Nicaragua), desde donde se desplazó al interior de la Bahía de La Unión, específicamente frente al puerto Cutuco (13°19'N, 87°48'O), Muñoz (2008). El 24 de abril de 1999, en Sonsonate, un macho adulto de 6-8 años fue encontrado en cantón Las Peñas, Acajutla (13°34'N, 89°49'O); la identificación fue confirmada por Haniel Ascencio (Instituto Politécnico Nacional de México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Com. Pers.). Un tercer ejemplar de aproximadamente 2 m de longitud fue encontrado en Maculis (13°09'N, 87°55'O) el 29 de septiembre de 2005. Este ejemplar apareció después de un periodo lluvioso y abandonó la costa aproximadamente una semana después (Barraza 2005).

Otros registros no identificados de Otariidos

Existen nueve registros de Otariidos no identificados, de los cuales son cinco en Sonsonate (Punta Remedios, Los Cóbanos, Acajutla), uno en Usulután (Puerto Parada), uno

en La Paz, uno en La Unión (Playas Negras) y uno más sin sitio específico. Las localidades de registros están indicadas en la Fig. 1. El evento más sobresaliente de estos fue una hembra en estado de gravidez encontrada el 25 de mayo del año 2000, que tuvo un parto distócico con producto muerto (Tabla 1). Todos los registros correspondieron a individuos en varamiento.

La presencia eventual de Otariidos está

asociada a variaciones de temperatura del agua de mar, provocada por eventos climático-oceánicos globales como son El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), que provoca cambios térmicos y de composición química de las aguas, alterando la fuente de alimentación (Montoya 2008). Trillmich y Limberger (1985), citados por Montoya (2008), exponen la incursión de siete ejemplares de *Z. wollebaeki* a la Isla del Coco en abril 1983, que correspondió

TABLA 1
Individuos de Otáridos varados no identificados en El Salvador

Fecha	Sitio	Descripción	Observaciones	Fuente
1987	Puerto Parada, Usulután	Adulto		Hasbún et al 1993
1991	Barra de Santiago, Ahuachapán	Adulto		Hasbún et al 1993
Entre enero y julio 1995	Desconocido	Un individuo	Fue recibido desnutrido y murió	Julio Pérez
20/02/1998	Playas Negras, La Unión	Macho adulto	Murió el 2 de febrero de 1998	Julio Pérez, PZN* y particulares
Mayo 2000	Punta Remedios, Los Cóbano, Sonsonate	Hembra preñada, aborto camino al PZN	El destino final del feto es desconocido, el animal murió cerca de junio, de acuerdo a la necropsia ocurrió un fallo renal	Participación de Raúl Miranda, Kattia Gómez, Julio Pérez, Milagro Salinas y PNC-DMA**
2004	Sonsonate	Fue examinado in situ, posteriormente fue liberado		Raúl Miranda
22/11/2009	Los Cóbano, Sonsonate	No determinado	Un individuo	El Diario de Hoy
22/11/2009	La Paz	No determinado	Un individuo visto por un pescador	El Diario de Hoy
29/09/2015	Los Cóbano, Sonsonate	Adulto	Individuo visto y fotografiado en zona rocosa y boyas de puerto de Acajutla	Oscar Molina

*PZN Parque Zoológico Nacional, **PNC-DMA Policía Nacional Civil-División de Medio Ambiente

a la fase final del ENOS 1982-1983, que alteró profundamente las condiciones climáticas y oceanográficas de la región y provocó la muerte y migración de gran cantidad de organismos del archipiélago de las Galápagos. Asimismo, el ENOS de 1997-1998 tuvo consecuencias sobre las poblaciones de otáridos en las islas Galápagos; este provocó una mortali-

dad del 35% de la población del *Z. wollebaeki* (Salazar y Bustamante 2003).

Montero-Cordero et al. (2010) registró un juvenil de *A. galapagoensis* en el litoral Pacífico de Costa Rica el 29 de diciembre de 2009, y esto se relacionó con El Niño en modo moderado, el cual se presentó a lo largo del Océano Pacífico central y oriental y coincidió

con este registro. Un macho sub-adulto de *Z. californianus* fue encontrado en el archipiélago de Revillagigedo, México, el 29 de noviembre de 2014 durante típicas condiciones del fenómeno El Niño, que aumentó la temperatura del agua marina desde 1.0 a 1.5 °C arriba de lo normal (Hoyos-Padilla y Gallo-Reynoso 2015).

Algunos de los registros en El Salvador han ocurrido en tiempo, ya sea del fenómeno de El Niño o La Niña en sus tres modalidades (débil, moderada o fuerte) (Tabla 2); siendo

seis registros en modalidad débil (dos en El Niño y cuatro en La Niña), cinco en modalidad moderada (cuatro en El Niño y uno en La Niña) y cuatro en modalidad fuerte (dos en El Niño y dos en La Niña), así como lo reporta Null (2015). Estudios del fenómeno El Niño en modalidad fuerte han demostrado que ha sido la causa del declive de hasta del 50% de la población de *Z. wollebaeki* y *A. galapagoensis*, mientras que la modalidad moderada ha causado un 20% del declive (Salazar y Denkinger 2010).

TABLA 2
Otaridos y fenómenos El Niño y La Niña en El Salvador (1970 a 2012)

Fenómeno	Mes	Año	Modalidad	Especies	Sitio
El Niño	n/d	1970	Débil	<i>Zalophus californianus</i>	Cúcuco, Golfo de Fonseca, La Unión
El Niño	n/d	1987	Fuerte	No identificado	Puerto Parada, Usulután
El Niño	n/d	1991	Moderado	No identificado	Barra de Santiago, Ahuachapán
La Niña	n/d	1995	Débil	No identificado	Sin lugar
La Niña	Febrero	1998	Moderado	No identificado	Playas Negras, La Unión
La Niña	Abril	1999	Fuerte	<i>Zalophus californianus</i>	Acajutla, Sonsonate
La Niña	Mayo	2000	Débil	No identificado	Los Cóbano, Sonsonate
El Niño	n/d	2004	Débil	No identificado	Sonsonate (localidad no específica)
La Niña	Septiembre	2005	Débil	<i>Zalophus californianus</i>	Maculis, La Unión
El Niño	Octubre	2009	Moderado	<i>Otaria flavescens</i>	Amatecampo, La Paz
El Niño	Noviembre	2009	Moderado	No identificado	Los Cóbano, Sonsonate
La Niña	Abril	2009	Fuerte	<i>Arctocephalus townsendi</i>	Los Cóbano, Sonsonate
El Niño	Julio	2009	Moderado	<i>Arctocephalus galapagoensis</i>	El Icacal, La Unión
La Niña	Julio	2012	Débil	<i>Arctocephalus galapagoensis</i>	La Puntilla, La Paz
El Niño	Septiembre	2015	Fuerte	No identificado	Los Cóbano, Sonsonate

Es importante enfatizar que se requiere la adopción de un protocolo de atención a ejemplares de Otariidos que ocurran accidentalmente en El Salvador, que incluya la toma de muestras para análisis genéticos y la adopción de atenciones médico veterinarias a fin de salvaguardar los ejemplares de la mejor manera posible. Asimismo, es necesario fortalecer la base de datos de registros existente y posicionarla desde la academia a fin de mantener la constancia de los registros en el tiempo.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Juan Pablo Gallo del Centro de Investigación Desarrollo (CIAD), al Dr. David Auriolos Gamboa y al M.Sc. Haniel Ascencio del Instituto Politécnico Nacional de México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y a la Dra. Rebecca L. Belcher del Departamento de Biología, Abilene Christian University de Estados Unidos de América, por su colaboración y apoyo en la identificación y determinación de edad de especímenes en

fotografías y proveer literatura. A nuestros colegas K. Gómez Henríquez, M. Quezada, E. Barraza, O. Molina y L. Domenzain por facilitar fotografías de individuos varados. A Deisy Melgar de Ibarra y Mónica Padilla Giha.

ABSTRACT

Little is known about the occurrence of Otariids in El Salvador. In the country, there are records of specimens belonging to four species (*Arctocephalus philippii townsendi*, *A. galapagoensis*, *Otaria flavescens* and *Zalophus californianus*). There are 16 records in all, seven of them identified by species, from three departments (two in Sonsonate, two in La Paz, and three in La Unión) and eight records of unidentified species from five departments (four in Sonsonate, one in Ahuachapán, one in La Paz, one in La Unión, one in Usulután and one more without site). The occurrence of this type of marine mammal has been linked to atmospheric phenomena of El Niño or La Niña since four sightings took place during weak forms (two during El Niño and two during La Niña), seven in moderate modes (five during El Niño and two during La Niña) and four in strong modalities (two during El Niño and two during La Niña). All the records occurred from beached individuals within 1970 to 2015.

Key words: Otariidae, Sea Lions, Mammals, El Salvador, El Niño, La Niña

REFERENCIAS

- Acevedo-Gutiérrez A. 1994. First Record of a Sea Lion, *Zalophus californianus* at Isla El Coco, Costa Rica. *Marn. Mam. Sci.* 10(4): 484-485.
- Auriolles-Gamboa D, Elorriaga FV, Hernández-Camacho C. 2010. Guadalupe fur seal population status on the San Benito Islands, Mexico. *Marn. Mam. Sci.* 26(2): 402-408.
- Auriolles-Gamboa D, Godínez-Reyes C, Hernández-Camacho C, Santos del Prado-Gasca K. 2011. Taller de análisis del estado de la población de lobo marino de California *Zalophus californianus* en México. CICIMAR, CONANP, INE. La Paz, B.C.S., México 25 y 26 de noviembre de 2010. Red de monitoreo, investigación y conservación de pinnípedos de México. La Paz, Baja California Sur, México.
- Auriolles-Gamboa D, Hernández-Camacho J. 2015. *Zalophus californianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41666A45230310. <http://www.iucnredlist.org/details/41666/0>
- Auriolles-Gamboa D, Schramm Y, Mesnick S. 2004. Galapagos fur seals, *Arctocephalus galapagoensis*, in Mexico. *LAJAM* 3:77-80.
- Barraza JE. 2005. León Marino visita Maculis en La Unión. Carta Informativa, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN), Octubrediciembre 2005. San Salvador, El Salvador.
- Belcher RL, Lee Jr TE. 2002. *Arctocephalus townsendi*, Mammalian Species. 700: 1-5. Climate Prediction Center. s/f. Changes to the Oceanic Niño Index (ONI), Cold and Warm Episodes by Season. Recuperado en enero 25, 2015, disponible en www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml
- Díaz OH, Figueroa PN, Morales ML, Castro MA, Herrera MM. 2013. Plan de Manejo del Lobo Común *Otaria flavescens* y *Chungungo Lonthra felina*, Proyecto de Modernización Puerto de Coquimbo: Fase I Nuevo sitio de atraque No. 3, TPC Región de Coquimbo. (Informe Técnico). EcoTecnos. Coquimbo, Chile.
- Félix F. 2002. Una colonia de lobos marinos sudamericanos (*Otaria flavescens*) en Salinas, Ecuador. *Act. Oceanog. Pacif.* 11(1):327-331.
- Félix F, Jiménez P, Falconi J, Echeverry O. 2007. New records and first births of the Galapagos fur seal, *Arctocephalus galapagoensis* (Heller, 1904), from the mainland coast of Ecuador. *Rev. Biol. Mar. Ocean.* 42:77-82.
- Gallo-Reynoso JP, Ortega OA. 1986. The first report of *Zalophus californianus* in Acapulco, Mexico. 1986. *Marn. Mam. Sci.* 2(2):158.

- Gallo-Reynoso JP, Ortega OA. 1991. Two new sightings of California Sea Lions on the Southern Coast of Mexico. *Marn. Mam. Sci.* 7(1):96.
- Gallo-Reynoso JP, Maravilla-Chávez MO, Navarro-Serment CJ. 2010. New records of non-resident pinnipeds from the Gulf of California, Mexico. *Rev. Mex. Biodiv.* 81:209-2013.
- Hasbún CR, Barraza JE, Vásquez M, Salazar de Jurado M. 1993. Estado de los Mamíferos Marinos de El Salvador, especies probables y confirmadas. Comisión Permanente del Pacífico Sur CPPS, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente PNUMA. Servicio de Parques Nacionales y Vida Silvestre (PANAVIS), Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG). La Libertad, El Salvador.
- Hernández-Camacho CJ, Auriolos-Gamboa D, Gallo-Reynoso JP, Schramm Y. 2016. Current status of California sea lion in Mexico. XXXV Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos, La Paz BCS 1-5 de mayo 2016. La Paz, Baja California Sur, México.
- Hoyos-Padilla EM, Gallo-Reynoso JP. 2015. Occasional presence of a California sea lion (*Zalophus californianus*) at Isla Roca Partida, Revillagigedo Archipelago, México. *THERYA* Vol. 6: 489-494.
- Jefferson TA, Leatherwood S, Webber MA. 1993. Marine Mammals of the World. FAO species identification guide. FAO, Rome, Italy.
- Montero-Cordero A, Martínez Fernández D, Hernández-Mora G. 2010. Mammalia, Carnivora, Otariidae, *Arctocephalus galapagoensis* Heller 1904: First continental record for Costa Rica. *Check List, Journal of Species List and Distribution, Not, Geogr. Distrib.* (6)4:630-632.
- Montoya M. 2008. La presencia de Otáridos (Carnivora: Otariidae) en la Isla del Coco, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 56:151-158.
- Muñoz SG. 2008. Cuentos, Mitos y Leyendas de Nicaragua. Tomo II. San Salvador, El Salvador.
- Null J. 2015. El Niño and La Niña Years and intensities, Base on Oceanic Niño Index (ONI), Recuperado enero 7, 2015, disponible en www.gweather.com/enso/oni.htm
- Nuñez-Pereligina A, Trejo-Lasso L, Casas JJ, Abrego M, Muñoz R. 2014. Guía para la identificación de mamíferos y reptiles marinos de Panamá. Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá. Documento técnico.
- Reid F. 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- Romeu E. 1998. Pinnípedos de México. *CONABIO. Biodiversitas* 20:12-15.
- Owen JG, Girón L. 2012 Revised Checklist and Distributions of Land Mammals of El Salvador. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University 310:1-30.
- Saenz J, Wong Reyes G, Carrillo E. 2004. Ballenas y delfines de América Central. Instituto Nacional de Biodiversidad. Heredia, Costa Rica.
- Salazar, S. Bustamante R. 2003. The El Niño 1997-98 effects on the Galapagos Sea Lion. *Not. Galáp.* 62:40-45.
- Salazar S, Denkinger J. 2010. Possible effects of climate change on the populations of Galapagos pinnipeds. *Galáp. Comm.* 67:45-49.
- [SEMARNAT] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México. 2010. Norma Oficial Mexicana. 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. Diario Oficial (Sección Segunda). Ciudad de México, México.

Evaluación preliminar del efecto antidiarreico de la cocción de semillas de *Theobroma cacao* (Malvaceae) en ratones *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) cepa NIH

Julio Eduardo Aguilera Ortega^{1*} y Miguel Ángel Moreno Mendoza^{1,2}

1 Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador. Ciudad Universitaria, Final Avenida Mártires y Héroes del 30 de Julio, San Salvador, El Salvador; jea1993@hotmail.es

2 Laboratorio de Experimentación Animal, Centro de Investigación y Desarrollo en Salud, Universidad de El Salvador. Ciudad Universitaria, Final Avenida Mártires y Héroes del 30 de Julio, San Salvador, El Salvador; miguel.moreno@ues.edu.sv

*Autor para correspondencia

Recibido: 22-IX-2015. Corregido: 06-V-2016. Aceptado: 23-V-2016.

Resumen: Evaluación preliminar del efecto antidiarreico de la cocción de semillas de *Theobroma cacao* (Malvaceae) en ratones *Mice Mus musculus* (Rodentia, Muridae) cepa NIH. Con el objetivo de evaluar la acción antidiarreica de una cocción de semillas de *Theobroma cacao* (árbol de Cacao, Cacaotero) se realizó un estudio *in vivo* con un modelo de diarreas inducidas con aceite de ricino en ratones (*Mus musculus*) de la cepa NIH. Se realizaron dos preparaciones utilizando semillas pulverizadas y sometidas a cocción, una al 2.48% p/v y otra al 1.24% p/v. Para ello se siguió el Protocolo Estandarizado (PFA001) descrito por el bioterio de la Universidad de Chimborazo, Ecuador. Se encontró que a concentración de 1.24% p/v la cocción de semillas de cacao aumentan el porcentaje de heces duras en los ratones comparado con los grupos controles. En cuanto al tiempo de la primera deposición no se encontró diferencia significativa entre los grupos. Estos resultados preliminares obtenidos muestran que la solución de cacao al 1.24% puede considerarse como un buen protector del epitelio intestinal disminuyendo los síntomas de la diarrea secretora.

Palabras clave: chocolate, modelo animal, aceite de ricino, diarrea, flavonoides.

La diarrea es la segunda mayor causa de muerte en niños menores de cinco años a nivel mundial, cobrando la vida de aproximadamente 760,000 millones cada año (Schuier et al. 2005). La falta de higiene, las malas prácticas culinarias y principalmente la ingestión de aguas contaminadas con organismos de origen fecal, como rotavirus o *Escherichia coli*, son las principales causas de diarrea en los países en desarrollo, registrándose 1,700 millones de casos clínicos al año (OMS 2013). El Salvador siendo un país con evidentes problemas de saneamiento y deficiencias en el servicio de agua potable forma parte sustancial de este problema; FESAL (2008) reportó que en El Salvador 15 de cada 100 niños menores de 5 años tuvieron diarrea al menos dos semanas previas a la entrevista, siendo la prevalencia de esta enfermedad mayor en las zonas rurales (15.9%) que en las zonas urbanas (11.50%).

Dentro de la cultura popular y especial-

mente en los conocimientos empíricos de nuestros antepasados Olmecas y Mayas se sabe de múltiples plantas medicinales con propiedades que pueden ayudar a combatir la diarrea, entre estas se destaca *T. cacao* L. (conocida comúnmente como cacao) que comercialmente se utiliza para la producción del chocolate (Dillinger et al. 2000; Schuier et al. 2005; Waizel-Haiat et al. 2012).

La acción antidiarreica del cacao es citada en múltiples documentos que datan desde del siglo XVI, donde se describe que las partes más utilizadas son las yemas, hojas y en especial las semillas (Dillinger et al. 2000; Waizel-Haiat et al. 2005). Se han llevado a cabo investigaciones *in vitro* tomando de base la naturaleza química del cacao que presenta altas cantidades de polifenoles (principalmente flavonoides) como: epicatequina, catequina, quercetina, clovamida y procianidina (Waizel-Haiat et al. 2005), a su vez se

Preparación de las concentraciones

ha encontrado que estos flavonoides tienen la capacidad de bloquear la estimulación de forskolina y el mediador de la secreción de Cl⁻ CFTR, contribuyendo de esta manera a disminuir la diarrea secretora originada en el epitelio intestinal (Schuier et al. 2005; Vega-Briceño 2005). Otros estudios que evalúan la actividad antidiarreica de extractos de plantas muestran que los flavonoides y los taninos son los responsables de este efecto (Hammad et al. 1997; De la Paz et al. 2002, 2004; García 2005, Edwin et al. 2007, Robalino 2014).

Por lo tanto, el fácil acceso a la planta de cacao y la forma expedita de preparación del brebaje, hace de ésta una alternativa etnofarmacológica asequible para la mayoría de las comunidades rurales, las cuales no cuentan con acceso a agua potable, ni mucho menos a sistemas de tratamiento de aguas residuales, situación que las hace propensas a adquirir microorganismos de origen fecal, capaces de provocar infecciones diarreicas. Por ello, es importante tener conocimientos de métodos alternativos para el control de dicha enfermedad, mientras no se recibe asistencia médica.

No se ha encontrado estudios que utilicen modelos animales para comprobar los efectos antidiarreicos del *T. cacao*, por ello este estudio puede servir de base para futuras investigaciones en las que se realicen extractos más complejos (etanólicos, acuosos, acetónicos, etc.) y se evalúen otros órganos de la planta que en la literatura son citados dada su acción antidiarreica. A su vez, se pueden realizar variaciones de este ensayo combinando el cacao con otras plantas como *Castilla elastica* (árbol de hule) lo cual podría maximizar los efectos astringentes (Sahagún 1590 citado por Schuier et al. 2005).

En la presente investigación se evaluó el posible efecto antidiarreico *in vivo* de la cocción de semillas de *T. cacao* a dos concentraciones diferentes, 2.48% p/v y 1.24% p/v, comparándolo con un fármaco de acción antidiarreica conocida en ratones completamente sanos.

Se pesaron 6.21g de semilla de *T. cacao* las cuales fueron pulverizadas en un mortero, esta cantidad corresponde al peso promedio de 5 semillas (según receta tradicional) las cuales se mezclaron en un vaso de precipitado conteniendo 250 ml de agua destilada, posteriormente fue llevada a cocción por 2 minutos utilizando una placa de calentamiento, obteniendo una solución oscura, la cual fue colada con una gaza estéril con el fin de eliminar cualquier sobrenadante o precipitado. El producto final de este procedimiento fue una solución al 2.48% p/v (concentración inicial). A continuación, se preparó una segunda solución a la mitad de la concentración inicial, mediante dilución con agua destilada estéril consiguiendo así una solución al 1.24% p/v.

Evaluación del efecto antidiarreico

Para realizar el experimento se utilizaron 20 ratones machos de la especie *M. musculus* (cepa NIH), entre 29 y 35 g; los especímenes fueron alojados bajo las siguientes condiciones ambientales: 22 ± 2 °C, humedad relativa de 50% ± 10%, ciclos de luz-oscuridad a razón de 10h -14h, respectivamente. Los ratones fueron alimentados con pienso comercial para roedores (alimentos Saram S.A. de C.V.) y agua *ad libitum* (acorde al protocolo farmacológico antidiarreico estandarizado PFA001, de la Universidad de Chimborazo (Robalino 2014).

Los ratones fueron separados en grupos de cinco (n=4). A cada uno de los grupos se les administraron las sustancias por la vía oral intragástrica como sigue: grupo investigativo 1 (T1) (1 ml de solución al 2.48% p/v), grupo investigativo 2 (T2) (1 ml solución al 1.48% p/v), control positivo (C+) (0.0068 mg de loperamida disuelta en 1 ml de agua), control negativo (C-) (1 ml de agua destilada), grupo control blanco (CB) (1 ml agua destilada). A cuatro de los grupos (salvo el grupo control blanco) 30 min después les fue canulado 1

ml de aceite de ricino con el fin de inducir la diarrea. Posteriormente, fueron trasladados a jaulas individuales colocando papel aluminio, previamente pesado, sobre el piso o fondo, con el fin de facilitar el pesado de las heces; luego, se observó el progreso del ensayo cada 30 minutos en un total de 4 horas. Se experimentó con cada uno de los grupos de forma separada y en distintos días.

Evaluación del Proceso Diarreico

Las variables a considerar son el tiempo de la primera deposición fecal, tipo de heces y características físicas de estas. Los datos se expresaron en porcentajes y promedios por grupo, por lo tanto, el porcentaje de heces duras, blandas (heces con mayor humedad y volumen que las duras) y diarreicas (heces con

aparición líquida o semilíquida). El tiempo de la primera deposición corresponde al total de lo generado por los cuatro individuos de cada grupo en experimentación.

Análisis Estadístico

Las datos de las variables fueron analizados mediante un test de normalidad (Shapiro-Wilk, $P < 0.05$). En el tiempo de la primera deposición fecal los datos no provienen de una distribución normal, por lo que se comparó los valores mediante la prueba de Kruskal-Wallis ($P < 0.05$). Las observaciones de los tipos de heces presentaron una distribución normal, en consecuencia se compararon las medias con ANOVA y la prueba *a posteriori* de Tukey ($P < 0.05$), para determinar si existen diferencias significativas entre los valores

TABLA
Tiempo medio de la primera deposición fecal \pm Error Típico por grupo experimental

Grupos	N	Media \pm ET	Mínimo	Máximo
Control Blanco (CB)	4	0:16 \pm 0:10	0:03	0:49
Control Negativo (C-)	4	0:11 \pm 0:01	0:08	0:16
Control Positivo (C+)	4	0:15 \pm 0:13	0:01	0:54
Tratamiento 1 (2.48% p/v) (T1)	4	0:43 \pm 0:26	0:02	2:00
Tratamiento 2 (1.48% p/v) (T2)	4	0:20 \pm 0:17	0:01	1:12
Total	20	0:21 \pm 0:06	0:01	2:00

registrados por los grupos investigativos versus los grupos control. Todos estos análisis fueron desarrollados de forma automatizada con el programa SPSS Statistics versión 21.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tiempo de la primera deposición fecal

Al realizar la prueba de Kruskal-Wallis se encontró que no existen diferencias significativas en la distribución de los datos dentro de esta variable (Kruskal-Wallis, $P = 0.556$), por lo tanto, se considera que el tiempo que tardaron en realizar la primera deposición es estadísticamente similar entre los grupos. Sin embargo, con base en los valores de las medias

(Tabla) se puede observar que probablemente hubo acción relajante del epitelio intestinal en los grupos tratados con la cocción de semillas de *T. cacao*, los cuales obtuvieron los tiempos medios más altos (T1= 0:43, T2= 0:20 min.), esto puede deberse a la disminución de la motilidad intestinal provocada por algunos flavonoides presentes en el cacao, cuya efectividad ha sido evaluada *in vitro* en epitelio del colon humano por Schuier et al. (2005), lo cual podría indicar un posible efecto antidiarreico en los sujetos de experimentación.

Porcentaje del tipo de heces

El aspecto de las heces en todos los grupos fue homogéneo. A su vez no se observó

presencia de sangre o mucosidad en las deposiciones y el color de estas varió entre verde oscuro, marrón claro y beige.

El grupo CB como era de esperar en animales sanos presentó un 100% de heces duras (Figura); por su parte, a los animales que se les indujo diarrea con aceite de ricino no correspondientes al grupo C- registraron 63% de heces diarreicas, 22% de heces blandas y 15% de heces duras; la presencia de estas dos últimas puede ser debido al tiempo en que tarda el agente patológico en causar su efecto. En cuanto al grupo C+ inducido a diarrea y tratado con Loperamida comercial (como fármaco de referencia) mostró 24% de heces diarreicas, 42% de heces duras y 34% heces blandas; estas últimas se consideran “normales”. Esto tiene sentido ya que se les aplicó un agente antidiarreico cuya función principal es proteger el epitelio intestinal contra la secreción excesiva de agua y electrolitos. En lo que respecta a los grupos inducidos a diarrea y tratados con la sustancia de estudio, se encontró que el Tratamiento 1 (solución al 2.48% p/v) presentó un total de 44% de heces duras, 18% de heces blandas contra 38% de heces diarreicas. Respecto al Tratamiento 2 (solución al 1.24% p/v), en que deposiciones duras corresponden a la mitad del total (50%), las heces blandas

representaron el 17%; mientras que las heces diarreicas 33%. Si analizamos la cantidad de heces normales (duras y blandas) en ambos grupos, estas corresponden a más de la mitad del total, lo que podría indicar un efecto antidiarreico. No obstante, el porcentaje de heces diarreicas en ambos tratamientos es considerable; esto puede deberse a la presencia de una concentración mayor de metabolitos secundarios en la solución que provoque una reacción de defensa para eliminarlo. Resultados similares fueron obtenidos en el ensayo de Robalino (2014), en el cual se encontró que a mayor concentración de la sustancia en estudio mayor era la cantidad de heces diarreicas.

La cantidad de heces duras producidas por los individuos pertenecientes al Tratamiento 2 son relativamente mayores a los reportados para el grupo tratado con el fármaco de referencia, aunque sus medias son estadísticamente iguales (ANOVA seguido de Tukey, $P=0.695$). Se aprecia, además, una controlada secreción de heces diarreicas en contraste con el Control Negativo, si bien esta diferencia no es significativa (ANOVA seguido de Tukey, $P=0.825$), posiblemente, debido al n utilizado en este estudio preliminar. Sin embargo, basándose en las medias porcentuales de los grupos tratados con la decocción de semi-

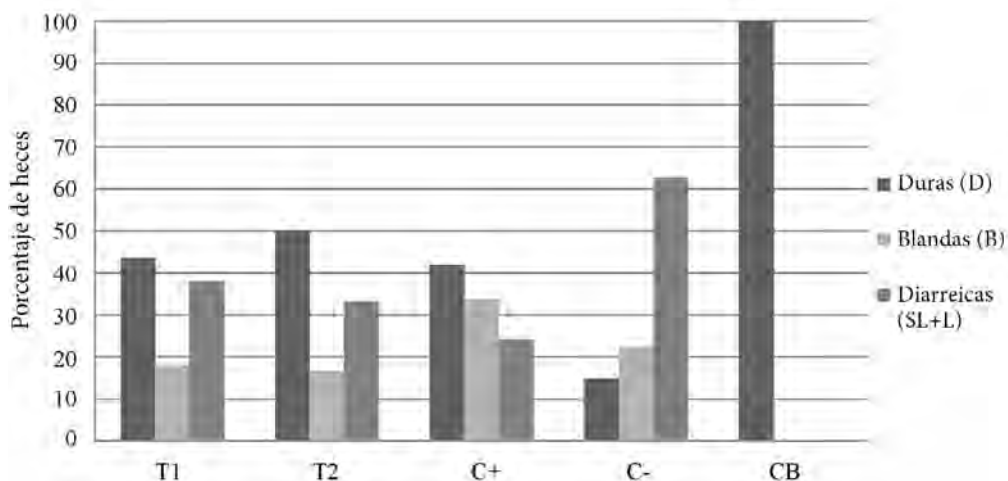


Figura. Porcentaje del tipo de heces (duras, blandas y diarreicas) por grupo experimental. T1= Tratamiento 1 (2.48% p/v); T2= Tratamiento 2 (1.48% p/v); C+= Control Positivo (0.0068 mg de Loperamida); C- = Control Negativo (agua destilada); CB= Control Blanco (agua destilada/no patología).

llas de *T. cacao*, se puede considerar su potencial efecto antidiarreico, puesto que actúa como protector del epitelio intestinal; esto, probablemente, debido a que los flavonoides del cacao tienen la capacidad de disminuir la secreción de Cl⁻ en el intestino y causar una relajación del íleo, disminuyendo así la motilidad intestinal y, por consiguiente, las secreciones diarreicas (Hammad et al. 1997, García 2005, Schuier et al. 2005, Vega-Briceño 2005).

ABSTRACT

Anti-Diarrheal Activity of *Theobroma cacao* (Malvaceae) in Mice *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) NIH Strain. In order to evaluate the anti-diarrheal action of the seeds of *Theobroma cacao* (Cocoa Tree, Cocoa, chocolate) an *in vivo* study with a model of castor oil induced in mice (*Mus musculus* NIH strain) diarrhea was performed. Two substances using pulverized seeds and subjected to cooking, one at 2.48% p/v and the other 1.24% p/v were assayed. The antidiarrheal action was assessed following the standardized protocol (PFA001) described by the animal facility of the University of Chimborazo, Ecuador. It was found that at a moderate concentration (1.24% p/v) cooking cocoa beans increase the percentage of hard stools in mice compared to the control groups. As for the time of the first deposition no significant difference between groups was found. These preliminary results show that the solution of 1.24% cocoa can be seen as a good protector of the intestinal epithelium reducing the symptoms of secretory diarrhea.

Keywords: chocolate, animal model, castor oil, diarrhea, flavonoids.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- De la Paz J, Corral A, Martínez C, Martínez SM. 2004. Efecto antidiarreico de la tintura al 20 % de *Mentha piperita* Linn en ratas. Rev. Cub. Farm. 38(2).
- De la Paz J, Corral A, Martínez SM, Estévez M. 2002. Disminución del tránsito intestinal en ratones por tintura al 20% de *Mentha piperita* Linn. Rev Cubana Med Milit. 31(4).
- Dillinger TL, Barriga P, Escárcega S, Jiménez M, Salazar-Lowe D, Grivetti LE. 2000. Food of the Gods: Cure for Humanity? A Cultural History of the Medicinal and Ritual Use of Chocolate. J. Nutr. 130: 2057S-2072S.
- Edwin E, Sheeja E, Toppo E, Tiwari V, Dutt KR. 2007. Efecto antimicrobiano, antiulceroso y antidiarreico de las hojas de buganvilla (*Bougainvillea glabra* Choisy). Ars Pharm. 48(2):135-144.
- FESAL. 2008. Encuesta Nacional de Salud Familiar. Asociación Demográfica Salvadoreña. El Salvador. San Salvador, El Salvador.
- García B. 2005. Absorción *in vivo* de oligómeros de epicatequina. (Tesis Doctoral), Departament de Bioquímica i Biotecnologia, Universitat Rovira i Virgili, Tarragona. España.
- Hammad HM, Abdalla SS. 1997. Pharmacological Effects of Selected Flavonoids on Rat Isolated Ileum: Structure-Activity Relationship. Gen. Phar. 28 (5):767-771.
- [OMS] Organización Mundial de la Salud. 2013. Nota descriptiva N°330. Disponible desde: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs330/es/>.
- Robalino CE. 2014. Evaluación del Efecto Antidiarreico y Cicatrizante de la Infusión y del Extracto Etanólico de *Cyclospermum leptophyllum* (Pers.) Sprague en Ratones (*Mus musculus*) y Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) [tesis de licenciatura]. [Riobamba (EC)]: Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Schuier M, Sies H, Illek B, Fischer F. 2005. Cocoa-Related Flavonoids Inhibit CFTR-Mediated Chloride Transport across T84 Human Colon Epithelia. J. Nutr. 135:2320-2325.
- Vega-Briceño LE. 2005. CFTR: Más que un canal de cloro. Neumología Pediátrica, ISSN 0718-3321.
- Waizel-Haiat S, Waizel-Bucay J, Magaña-Serrano JA, Campos-Bedoya P, Esteban-Sosa JE. 2012. Cacao y chocolate: seducción y terapéutica. An. Méd. 57 (3):236-245.

NOTA CIENTÍFICA

Observaciones sobre la distribución y ecología del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 (Aves: Anatidae) en Colombia

Ricardo Álvarez León^{1*} y Julián Valencia González²

1 Fundación Verdes Horizontes. Manizales (Caldas), Colombia; ricardoalvarezleon@gmail.com

2 Central Hidroeléctrica de Caldas (CHEC). Manizales (Caldas), Colombia; jvalenciagonzalez@gmail.com

*Autor para correspondencia

Recibido 16-XI-2015. Corregido 22-V-2016. Aceptado 08-VI-2016.

Resumen: Observaciones sobre la distribución y ecología del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 (Aves: Anatidae) en Colombia. Se realizan observaciones y una síntesis de la distribución y ecología conocidas del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842, en Colombia, y se registra la presencia de la especie en aguas torrentosas, turbias y contaminadas del Río Claro (Caldas) en el Municipio de Villa María a 1,471 msnm (04°59'N y 75°33'11.7''O). Un segundo registro proviene de aguas torrentosas y turbias del Río Chinchiná (Caldas) en límites de los Municipios de Manizales y Villa María a 2,641 msnm (05°01'N y 75°23'31.2''O) que incluye una pareja con polluelos. Un tercer registro proviene del Río San Eugenio en Santa Rosa (Risaralda) a 1,958 msnm (04°50'N y 75°34'21.4''O).

Palabras clave: Pato de los Torrentes, *Merganetta armata*, Aguas Naturales y Contaminadas, Colombia

El pato de los torrentes habita ríos fríos y cristalinos de corrientes rápidas en las montañas de América del Sur. Su distribución geográfica va desde Venezuela hasta Tierra del Fuego. Habita entre altitudes que van desde 1,500 hasta 4,500 msnm.

La taxonomía subespecífica no está clara. Se nombra a *Merganetta armata* var. *colombiana*, distribuida de Venezuela a Ecuador, *M. armata* var. *leucogenis* en Ecuador y Perú, *M. armata* var. *turneri* en Perú, *M. armata* var. *garleppi* en Bolivia, *Merganetta armata* var. *berlepschi* en Argentina y a *Merganetta armata* var. *armata* en Argentina y Chile, donde cada subespecie tiene un patrón de color en los machos, pero las variaciones probablemente son absolutamente de color, en virtud de que no se limitan a áreas de distribución diferentes. En todo caso los machos del pato de torrente colombiano (*M. armata* var. *colombiana*) son más pálidos en la parte superior, y gris-castaño barreado en la inferior. Por tanto, es factible que las glaciaciones del Pleistoceno, fueran las que dividieron las poblaciones de esta especie cordillerana y no alcanzó a diferenciarse específicamente, y se trate de una mega especie con subespecies que después se hibridaron (Johnsgard 1966; Fjeldså y Krabbe

1990; Carboneras 1992; Callaghan 1997), pero se desconocen su dinámica y tamaños poblacionales. Una característica de esta especie es que solo pone dos huevos de color ante opaco (Phillips 1926); y la incubación tarda de 43-44 días, uno de los períodos más largos para esta familia (Moffett 1970).

M. armata se conoce como pato de las corrientes o torrent duck, es endémica de América del Sur, ampliamente distribuida en las tres cordilleras de Colombia y bastante común en los Andes, desde Venezuela hasta Tierra del Fuego (Hilty y Brown 1986; Carboneras 1992; Ducks Unlimited 2002); en las zonas de vida comprendidas entre los 1,000-2,000 m (pre montano) hasta los 2,000 m (montano), en el nudo o macizo sur y las cordilleras oriental, central y occidental (Salaman et al. 2002, 2007). Según Hilty y Brown (1986), esta especie se encuentra entre los 1,500-3,500 msnm, y la consideran como especie errante cuando se observa a menor altura. En Colombia, existe un registro a 300 msnm en el Río Anchicayá, con base en F.C. Lehmann y J. Haffer (Com. Pers.).

Según Hilty y Brown (1986), las parejas o familias del pato de los torrentes descansan en piedras en medio de los arroyos, nadan y

bucean con destreza en las aguas rápidas y turbulentas, aunque a menudo aprovechan sitios de corriente más lenta donde fácilmente pasan desapercibidos; su dieta incluye larvas de insectos plecópteros. Wright (1965) en sus observaciones en el norte de Perú, específicamente en el Río Utcubamba a los 2,150 msnm, confirma la habilidad que tiene *M. armata* para el nado, así como las extensas y prolongadas inmersiones que realiza, a pesar de lo turbulento del citado río.

A pesar de que Todd y Carriker (1922) afirmaban que *M. armata* podría estar en el área de Santa Marta (Magdalena) con base en el análisis de la Colección de Salvin-Godman depositada en el Museo Británico de Londres y el registro de Salvadori (1895), y de que F. K. Chapman afirmaba que la especie sería poco común en la zona subtropical y los Andes centrales, Chapman (1917) discute varios detalles de los registros precedentes en el área de Santa Marta. Borrero-Higuera (1952) y Moffett (1970), coinciden en que es especie local en arroyos rápidos de montaña; su máxima densidad es de alrededor de un

ejemplar por kilómetro lineal. Hilty y Brown (1986) aseguran que la deforestación y la sedimentación han amenazado o eliminado poblaciones en muchas áreas. La especie se ve fácilmente en el río Bedon (PNN Puracé) y ocasionalmente en el río Pichidé (Cauca). También se le registró en el río Toche (Tolima) a 2,150 msnm en la cuenca del Río Coello (Villa-Navarro et al. 2003; Lozada-Prado et al. 2005). Recientemente Ramírez et al. (2014) la registraron para el río Quindío (Quindío), donde se distribuye por todo el cauce principal del río desde 1,415 msnm hasta la confluencia de las quebradas Cárdenas y San José a 2,264 msnm, así como en siete de sus afluentes.

Hilty y Brown (1986), afirman que han sido registrados seis ejemplares de *M. armata*, entre febrero y octubre en las cordilleras occidental y central de Colombia (Carriker y Chapman 1917), en febrero se observó un juvenil en Boyacá a 2,800 msnm (Borrero-Higuera 1952), al este de Cali (Valle del Cauca) en la cordillera central se encontró un nido con plumón sobre repisa de piedra cerca de un torrente el 30 de noviembre.



Fig. 1. Macho de *M. armata*. Fuente: J. Valencia-González.

OBSERVACIONES Y COMENTARIOS

Durante el presente trabajo, se observó una pareja de *M. armata* nadando y zambulléndose en las aguas corrientosas y turbias del Río Claro a 1,471 msnm en el Municipio de Villa María, Departamento de Caldas, Colombia (04°59'N y 75°33'11.7"O) el 27 de febrero de 2007. La pareja se posó en las piedras emergentes y en forma alterna se zambullía la hembra y el macho, realizaron vuelos cortos y rasantes sobre el cause del río, manteniendo su cabeza erguida.

En el Municipio de Manizales se confirmó la presencia de *M. armata*, con base en la observación de ejemplares en la Bocatoma de la Reserva de Río Blanco entre los 2,300 y los 3,500 msnm (Botero-Echeverri et al. 2001; Verhelst et al. 2001), que se caracteriza por aguas cristalinas. En la agenda ambiental del municipio CORPOCALDAS (2003) la cita como probable por su rareza en las observaciones.

Los registros de observaciones de *M. armata* en Colombia durante este siglo, incluyen las Piedrahíta (1996) en el Río Chico (Antioquia), Botero-Echeverri et al. (2001) y Verhelst et al. (2001) en la Bocatoma del Río Blanco (Caldas), Ávila (1996) y Naranjo-Henao y Ávila (2003) en el Parque Regional Natural de Ucumarí (Risaralda), Múnera (2004) en el Río Piedras de Antioquia; Villa-Navarro et al. (2003) y Lozada-Prado et al. (2005), en el Río Toche a los 2,150 msnm en la cuenca del Río Coello (Tolima). Cardona y Kattan (2010), describieron el comportamiento territorial y reproductivo de esta especie y estimaron el tamaño del territorio y la densidad poblacional en un tramo del río Otún (Risaralda), en la cordillera Central. Los autores encontraron siete parejas territoriales en un tramo de 3.7 km, además de una población flotante de individuos no territoriales. El tamaño del territorio tuvo una longitud promedio de 630 m, con un intervalo de entre 200 m y 975 m.

Nuestras observaciones se realizaron en un trayecto del Río Claro, caracterizado por aguas turbias y en mal estado de conservación de acuerdo al índice BMWP/Col.<15 (Roldán-

Pérez 2003) y los índices biológicos (Pinilla-Arango 1998), así como de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, 17-70 unidades, materia orgánica, 7.41-548.37 gr, DQO <0.49-68.85 mg/L, sólidos totales fijos, 188-378 mg/L, sólidos disueltos totales, 222-321 mg/L, hierro, 1.42-8.38 mg/L).

En cuanto a la macro-fauna disponible en el fondo y aguas del Río Claro, los insectos de los ordenes Heteroptera, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Odonata, son los más abundantes (Álvarez-León 2007). En cambio en el Río Otún, las condiciones organolépticas del agua cristalina son óptimas y los insectos presentes en las heces de los patos, fueron en orden de abundancia relativa: Trichoptera, Ephemeroptera, Coleoptera, Plecoptera, Lepidoptera entre otros (Ávila 1996; Naranjo-Henao y Ávila 2003).

Los vecinos del área manifestaron en la entrevista realizada que no hay pesca en el Río Claro, debido a la ausencia de peces por lo correntoso, a la contaminación, y los fenómenos intempestivos de la naturaleza (crecidas por lluvia en las cabeceras y las avalanchas así como los flujos y las inundaciones asociadas). Pero manifestaron que capturaban esporádicamente guilos o barbudos negros (*Rhamdia quelen*) y guabinas (*Cetopsorhamdia boquillae*), así como truchas arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en las cabeceras, estas desaparecieron a partir de la avalancha de 1985, la presencia de aves en cambio es muy notable: los chulos o gualas (*Cathartes aura*) son los más abundantes, seguidos de garzas blancas (*Egretta thula*), garzas del ganado (*Bubulcus ibis*), loritos (*Forpus conspicillatus*), gaviotas (*Notiochelidon cyanoleuca*), gaviotines (*Hirundo rustica*), tucanes (*Andigena nigrirostris*) y aguilucho pardos (*Buteo magnirostris*) (Álvarez-León 2007).

En la cuenca, existen fincas con ganado vacuno y equino, fincas cafeteras y fincas multipropósito donde crían animales (gallinas, cerdos, patos y gansos) y plantas (frijol, café, caña de azúcar, plátano, yuca). Al parecer, la demanda de peces para consumo humano se han desarrollado proyectos de piscicultura

agrícola (tilapia roja) y piscicultura semi-intensiva (cachama, carpa, tilapia plateada y tilapia roja). Cuando se cosechan los estanques es frecuente que los alevinos y juveniles escapen hacia las quebradas Don Julián o hacia el Río Claro, sin embargo, según los pobladores, nunca se han vuelto a recapturar en el curso del río (Álvarez-León 2007).

Los lugares en donde fueron observados los patos de las torrentes se caracterizan por

presentar aguas correntosas grises, piedras de gran tamaño alternando con cortas e inestables playas de arena gris anteceditas, y precedidas de piedras medianas y pequeñas; abundantes algas costrosas y filamentosas adheridas a las piedras grandes; riberas de rastrojo bajo, guaduales altos y pasto estrella. Por otra parte, en la zona ribereña influenciada por el agua se presentan abundantes insectos como arañas, hormigas, mariposas y zancudos (Álvarez-León 2007).



Fig. 2. Hembra de *M. armata*. Fuente: J. Valencia-González.

La contaminación ambiental de las cuencas y específicamente del agua de los ríos ha impactado severamente la presencia del pato de los torrentes en las cordilleras colombianas; no obstante, la especie, tal como planteaba Múnera (2004), ha ido adaptándose a vivir en aguas medianamente contaminadas a pesar de que su hábitat ideal son aguas claras y bien oxigenadas. En el presente trabajo fue posible comprobar un nuevo comportamiento en *M. armata*, al soportar condiciones verdaderamente adversas.

Las observaciones realizadas los días 28 de

abril y 09 de julio de 2013 verifican una pareja de *M. armata* nadando y zambulléndose en las aguas del Río Chinchiná a 2,641 msnm en límites del Municipio de Manizales y Villa María (Caldas), además se observó una pareja con dos polluelos en el mismo sitio (05°01'N y 75°23'31.2"O). La pareja con alta sensibilidad al movimiento de los observadores, realizaban vuelos cortos, y terminaban su vuelo en piedras sobresalientes que les permitiera el avistamiento de posibles predadores o presas (Fig. 1 y 2).

Igualmente el día 07 de mayo de 2013 se

logró observar otra pareja sobre las aguas del Río San Eugenio en Santa Rosa (Risaralda) a 1958 msnm en las coordenadas 04°50'N y

75°34'21.4"O, con las misma conductas de la pareja anterior (Fig. 3).



Fig. 3. Pareja de adultos de *M. armata*. Fuente: J. Valencia-González.

AGRADECIMIENTOS

A Felipe A. Estela y Ramón Hernando Orozco-Rey por la bibliografía específica suministrada. A Diego Calderón y Wilmar A. Múnera, por sus valiosos comentarios y sugerencias al manuscrito original.

ABSTRACT

Observations and synthesis of known distribution and ecology of the torrent duck *Merganetta armata* Gould 1842 are performed in Colombia, and the presence of the specie is recorded in rushing, muddy and polluted waters of Rio Claro (Caldas) in the Municipality of Villa María to the 1,471 msnm (04°59'N and 75°33'11.7" W). One second register in rushing, murky waters of the River Chinchiná (Caldas) in limits of the

municipalities of Manizales and Villa María to 2,641 msnm (05°01'N and 75°23'31.2" W) including a pair with chicks. A third record comes from the San Eugenio River in Santa Rosa (Risaralda) to 1,958 m (04°50'N and 75°34'21.4" W).

Key words: Torrent Duck, *Merganetta armata*, Natural Waters and Polluted Waters, Colombia.

REFERENCIAS

- Álvarez-León R. 2007. Los macroinvertebrados de tres sectores de los ríos Claro y Chinchiná (Caldas) Colombia. CHEC, Área Ambiental. Manizales (Caldas). Inf. Técnico.
- Ávila VJ. 1996. Algunos aspectos ecológicos del pato de los torrentes *Merganetta armata* (Aves: Anatidae) en el Parque Regional Natural Ucumarí. Tesis Pro-

- fesional. Facultad de Ciencias, Universidad del Valle. Cali, Colombia.
- Borrero-Higuera JI. 1952. Apuntes sobre aves colombianas. *Lozania* 1:7-12.
- Botero-Echeverri JE, Verhelst JC, Rodríguez JC, Orrego O, López JA, Franco VM, Pfeifer A. 2001. La biodiversidad en el Municipio de Manizales: Investigación y diagnóstico del patrimonio biótico. CENICAFÉ. Programa de la Conservación. Caldas, Colombia.
- Callaghan DA. 1997. Conservation status of the torrent ducks *Merganetta*. *Wildfowl* 48:166-173.
- Carboneras C. 1992. Anatidae (Ducks, Greese and Swans). In: Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J. (eds.). *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 1. Lynx Editions. Barcelona, España.
- Cardona W, Kattan G. 2010. Comportamiento territorial y reproductivo del pato de torrentes (*Merganetta armata*) en la cordillera central de Colombia. *Ornitología Colomb.* 9:38-47.
- Chapman FM. 1917. The distribution of bird-life in Colombia: A contribution to a biological survey of South America. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 26:1-729.
- CORPOCALDAS. 2003. Agenda para la gestión ambiental del Municipio de Manizales. Corporación Autónoma Regional de Caldas. Caldas, Colombia.
- Ducks Unlimited. 2002. Conozca sus patos: Una guía para la identificación de anátidas en el Caribe, América Central y norte de América del Sur. In: Carbonell M & Garvin J (eds.). Ducks Unlimited. Memphis, USA.
- Fjeldsã J, Krabbe N. 1990. Birds of the high Andes. Univ. of Copenhagen. Copenhagen, Demark.
- Hilty SL, Brown WL. 1986. Birds of Colombia. Princeton University Press. Princeton. New Jersey, USA.
- Johnsgard PA. 1966. The biology and relations of the torrent duck. *Wildfowl Trust Ann. Rept.* 17:66-74.
- Lozada-Prado S, Carvajal-Lozano AM, Molina-Martínez YG. 2005. Lista de especies de aves de la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Biota Colombiana* 6. (1):101-116.
- Moffett GM. 1970. A study of nesting torrent ducks in the Andes. *Liv. Bir.* 9:5-27.
- Múnera WA. 2004. Nuevo registro del pato de los torrentes (*Merganetta armata* colombiana) en Antioquia y comentarios sobre su distribución en el norte de la cordillera central. *Bol. SAO.* 14(26 y 27):21-24.
- Naranjo-Henao LG, Ávila VJ. 2003. Distribución habitacional y dieta del pato de torrentes (*Merganetta armata*) en el Parque Regional Natural Ucumari en la cordillera central de Colombia. *Ornit. Colomb.* 1: 22-28.
- Phillips JC. 1926. A natural history of ducks. Houghton-Mifflin, Vol. 4. Boston, USA.
- Piedrahíta FU. 1996. Patos de torrentes. *Bol. Mensual El Cucaracheo. Sociedad Antioqueña de Ornitología.* Medellín, Colombia.
- Pinilla-Arango GA. 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: Compilación bibliográfica. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Fe de Bogotá D. C. (Colombia).
- Ramírez LM, Botero A, Kattan G. 2014. Distribución y abundancia del pato de torrentes *Merganetta armata* (Aves: Anatidae) en el río Quindío, Colombia. *Bol. Cient.Mus.Hist.Nat.* 18(2):172-180.
- Roldán-Pérez GA. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP / Col. Edit. Univ. de Antioquia. Serie Ciencia y Tecnología. Medellín, Colombia.
- Salaman P, Tablas T, Jaramillo JG, Weber WH. 2002. Lista de chequeo de las aves de Colombia (Checklist of the Birds of Colombia). Soc. Antioqueña de Ornitología, SAO. Medellín, Colombia.
- Salaman P, Donegan T, Caro D. 2007. Listado de la avifauna colombiana (Checklist of the Birds of Colombia). Fundación PROAVES. Bogotá, Colombia.
- Salvadori T. 1895. Catalogue of the birds in the British Museum, Vol. 27. London, United Kingdom.

Todd WEC, Carriker MA Jr. 1922. The birds of the Santa Marta Region of Colombia: A study in altitudinal distribution. *An. Carnegie Mus.* 16:1-611.

Verhelst JC, Rodríguez JC, Botero-Echeverri JE, Orrego O, López JA, Franco VM, Pfeifer AM. 2001. Aves del Municipio de Manizales-Caldas, Colombia. *Biot. Colom.* 2(3):265-284.

Villa-Navarro FA, Reinoso G, Bernal M, Lozada-Prado S. 2003. Biodiversidad faunística de la cuenca del río Coello. Biodiversidad Faunística Regional, Fase I, Tomo III. Informe Final. CORTOLIMA / Universidad del Tolima. Ibagué (Tol.).

Wright JK. 1965. Observations of behavior of the Andean Torrent Duck. *The Condor*, 65(6):535.

Revista

COMUNICACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

Volumen 2, N^o1 - Junio 2016

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador.
Ciudad Universitaria, Final Avenida Héroes y Mártires del Treinta de Julio,
San Salvador, El Salvador, América Central.
Tels. (503) 2225-1500 E-mail: icmares@ues.edu.sv



Revista COMUNICACIONES Científicas y Tecnológicas
Universidad de El Salvador
San Salvador, El Salvador.

Carta editorial..... 50-51

Francisco Antonio Chicas Batres, José Alberto González Leiva y Jorge Armando Sayes
Composición florística y estructura del manglar de la Bahía de La Unión, El Salvador..... 52-64

Francisco José Gavidia Medina
¿Cómo son las interacciones océano – atmósfera cuando ocurren valores extremos de precipitación?..... 66-71

Néstor Omar Herrera Serrano
Estado de conservación de la tortuga baule (*Dermochelys coriacea*) en El Salvador.....72-80

Ricardo Enrique Ibarra Portillo, Néstor Omar Herrera Serrano, Wendy Carolina Paniagua Palacios y Julio Ernesto Pérez Chávez
Presencia de leones marinos (Carnivora, Pinnipedia, Otariidae) en El Salvador..... 82-90

Julio Eduardo Aguilera Ortega y Miguel Ángel Moreno Mendoza
Evaluación preliminar del efecto antidiarreico de la cocción de semillas de *Theobroma cacao* (Malvaceae) en ratones *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) cepa NIH..... 92-96

Ricardo Álvarez León y Julián Valencia González
Observaciones sobre la distribución y ecología del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 (Aves: Anatidae) en Colombia.....98-104