

ISSN PRINT: 1794-161X / ISSN WEB: 2389-7864 / Volumen 15, No. 2, Julio - diciembre de 2020

INTROPICA



INTROPICA

INTROPICA



Publicación seriada
Volumen 15, No. 2
julio - diciembre 2020
ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864
Santa Marta - Colombia

INTROPICA

Volumen Volumen 15, No. 2 julio - diciembre 2020/ ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864

Intropica desde el 2004 es una revista de acceso abierto de la Universidad del Magdalena, que publica trabajos científicos o técnicos con periodicidad semestral (de enero a junio y de julio a diciembre). La revista se creó bajo el auspicio del fondo editorial, por iniciativa de un grupo de académicos e investigadores adscritos a la Universidad del Magdalena. **Intropica** está orientada a publicar contribuciones originales e inéditas escrita en español o inglés relacionados con el estudio e interpretación integrada de los ecosistemas y de los problemas ambientales derivados de la intervención antropogénica sobre el territorio. La revista considera artículos de investigación científica y tecnológica, artículos de revisión, reflexión y notas científicas. Está dirigida a investigadores en Ciencias Naturales y Ambientales, incluyendo las disciplinas de Biología, Pesquerías, Agronomía, Etnobiología, Economía de Recursos Naturales, Ecología y afines.

©Universidad del Magdalena. Santa Marta - Colombia, 2020

EDITOR

Cesar E. Tamaris, Universidad del Magdalena, Colombia

COMITÉ EDITORIAL

Luis M. Manjarrés – Universidad del Magdalena, Colombia
Jairo Altamar – Universidad del Magdalena, Colombia
Saeko I. Gaitán – Universidad del Magdalena, Colombia
Víctor Macías – Universidad del Magdalena, Colombia
Pablo E. Gutiérrez – University of Puerto Rico Rio Piedras, Puerto Rico
Andrés M. Vélez – Universidad Autónoma de Barcelona, España
Gladys Reinoso Flórez – Universidad del Tolima, Colombia
Ernesto Otero – Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico
Fernando Álzate – Universidad de Antioquia, Colombia
Rosa Cerros – Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México
Jose Carmelo Murillo – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Francisco J. Guerrero – University of Wisconsin, Estados Unidos
Carlos A. Iregui – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Reinhard Schnetter – Universidad de Giessen, Alemania
Gabriel Navas – Universidad de Cartagena, Colombia
José Mancera – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Sergio Losada – Universidad del Tolima, Colombia
Jorge Maldonado – Universidad de Los Andes, Colombia
Karim Erzini – Universidade Do Algarve, Portugal
Juan Carlos Gutiérrez – Universidad de Huelva, España
Mónica Lugo Ciencias Biológicas, – Universidad Nacional de San Luis, Argentina
Eduardo Domínguez - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Argentina
Carlos Molineri - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Argentina

GESTOR EDITORIAL

Ana Milena Lagos Universidad del Magdalena, Colombia

CORRECTOR DE ESTILO

Juan Mikán

REVISIÓN DE IDIOMAS

Gran Caribe, Pensamiento, Cultura, Literatura - Colombia

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN

Andrés Felipe Moreno Toro – Universidad del Magdalena, Colombia

FOTOGRAFÍA - IMAGEN - ILUSTRACIÓN DE PORTADA

Páramo, autor Diana Lozano Zafra

BASES DE INDIZACIÓN, INDEXACIÓN Y CATALOGACIÓN

Revista registrada en las bases de datos: ASFA, Dialnet, Latindex, UlrichsWeb, REDIB, BASE, Actualidad Iberoamericana, PERIÓDICA, SHERPA/RoMEO, CiteFactor, INFOBASE, OAJI, ERIHPLUS y MIAR, DOAJ, Zoological Record, Biosis Previews.



FORMA DE ADQUISICIÓN Y CANJES

La revista es de libre acceso y no tiene costos asociados por publicación, se puede acceder a ella a través de la página: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica> o en formato papel se puede solicitar a la: Carrera 32 N° 22 - 18. Universidad del Magdalena. Bloque 8 segundo piso, Santa Marta – Magdalena. Colombia. PBX: (57-5) 4301292 – 4217940 Ext.: 1888 o a través del correo electrónico: revistaintropica@unimagdalena.edu.co.

El canje se presenta en la Biblioteca “Germán Bula Meyer” ubicada en Carrera 32 N° 22.

PERIODICIDAD Y DIFUSIÓN

La revista **Intropica** adscrita a la Universidad del Magdalena – Colombia, se publica con una frecuencia semestral (de enero a junio y de julio a diciembre). Publicando los artículos de cada edición. Su circulación es a nivel nacional e internacional.

DERECHOS DE AUTOR

Los textos se pueden reproducir total o parcialmente siempre y cuando se cite la fuente. El contenido de los artículos publicados en Intropica es exclusiva responsabilidad de los autores.



Intropica by Universidad del Magdalena is licensed under a Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional License

EVALUADORES

Carlos Alberto Jaramillo Cruz
Universidad Nacional de Colombia

Federico Mosquera-Guerra
Universidad Nacional de Colombia

Fernando Trujillo Gonzalez
Fundación Omacha

Gian Carlo Sánchez Garcés
Pontificia Universidad Javeriana

Gladys Reinoso
Universidad del Tolima

Jersson Audelo Ávila Coy
Fundacion Universitaria Agraria de Colombia

Johanna Carolina Vega Sequeda
Universidad Nacional de Colombia

José Luis Anaya-López
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales
Agrícolas y Pecuaria

Jesús Ballesteros Correa
Universidad de Córdoba

Karolina Fierro Calderón
Universidad ICESI

Lina Paola Giraldo
Universidad de Antioquia

Luis Antonio Tarango-Arámula
Colegio de Postgraduados

Luis Miguel Serrano Bermudez
Universidad Nacional de Colombia

Martha Lucia Ortiz-Moreno
Universidad de los Llanos

Nohra Cecilia Rodríguez Castillo
Universidad Nacional de Colombia

Pablo Muñoz-Rodríguez
University of Oxford

Pedro Ricardo Dueñas
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

Víctor Steiman
Universidad Autónoma de Querétaro

Contenido - Contents

Obituario

Luis Alfonso Vidal Velásquez (Palmira, 13 de enero de 1950 – Santa Marta, 8 de noviembre de 2020)

Juan J. A. Laverde-Castillo

78

Artículos de investigación científica y tecnológica

Revisión taxonómica del género *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) en Honduras **Fabiola Díaz**

Taxonomic revision of the genus *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) in Honduras

Rina Fabiola Díaz

81

Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras

Coral diversity and its relationship with diving in protected natural areas reefs: Mexico, Belize and Honduras

Alicia González-Solis, Daniel Torruco y Ángel Daniel Torruco-González

94

Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia

Physical-chemical and phytoplankton analysis of the Puerto Caiman marsh, Caribbean Basin, Colombia

Esperanza Blanco-Muñoz, Ana De la Parra-Guerra, Carlos García-Alzate y Eduardo Villarreal-Blanco

114

Cellular viability and growth of microalgae: effect of the culture medium

Crecimiento y viabilidad celular de microalgas: efecto del medio de cultivo

Harold Oviedo-Montiel, Edwin Herrera-Cruz, Jenny Hoya-Florez, Martha Prieto-Guevara, Ana Estrada-Posada and Jonny Yepes-Blandón Oscar E. Morales-González, Gerson Peñuela-Díaz y Juan E. Carvajal-Cogollo

126

Evaluación de la germinación del polen de *Zea mays* a través de metodologías in vitro en Santa Marta, Colombia

Evaluation of the germination of the pollen of *Zea mays* in vitro methodologies in Santa Marta, Colombia

Rafael Segundo Escobar Pallares y Catherine Pardey Rodríguez

137

Uso de la ictiofauna para la evaluación de la condición ecológica y ambiental de un complejo cenagoso en el Caribe colombiano

Use of the ictiofauna for the assessment of the ecological and environmental condition of a marsh complex in the Colombian Caribbean

Juan Carlos Valdelamar-Villegas, Lissy Carolina García-Pacheco, Sonia María Cuadro-Alzamora, José David Torres-Benítez y Cesar Augusto-Arciniegas Suárez

144

Artículos de revisión

Posible predisposición a embolia pulmonar en el delfín rosado *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) por contaminación con mercurio en su ecosistema

Possible predisposition to pulmonary embolism in pink *dolphin Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) due to mercury contamination in its ecosystem

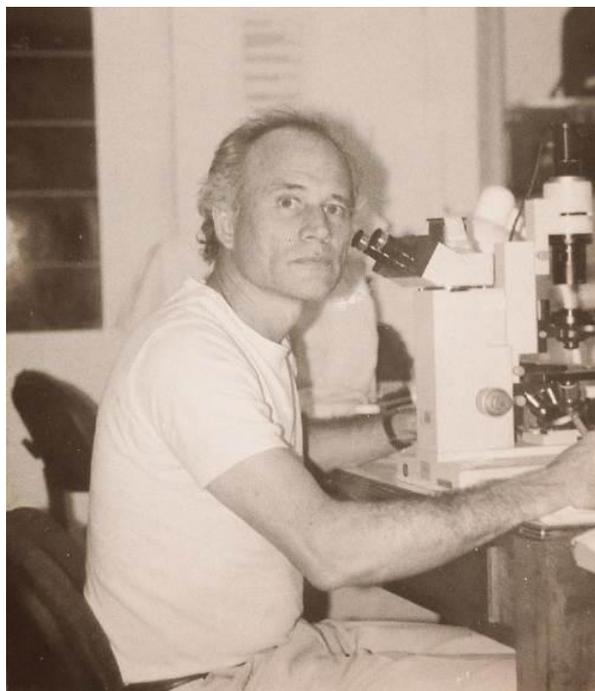
Nicolas Banse-Bueno y Anelio Aguayo-Lobo

155

Obituario

Luis Alfonso Vidal Velásquez

(Palmira, 13 de enero de 1950 – Santa Marta, 8 de noviembre de 2020)



Aspectos personales

Luis Alfonso nació en el seno de un hogar católico tradicional y fue el segundo de seis hermanos. Sus padres eran personas muy sencillas y devotas, atributos que dejaron su impronta en la personalidad y forma de ser de Luis Alfonso. Su educación primaria y secundaria dentro de la comunidad salesiana (primero en Tuluá, luego en el Seminario Menor en La Ceja, pues él mostró una vocación sacerdotal temprana, y finalmente en Bogotá) terminó de moldear su estilo de vida caracterizado por la honradez, austeridad, humildad, sencillez, respeto a los demás, disciplina, elevada sensibilidad hacia los menos favorecidos y hacia la injusticia, despreocupación por "los asuntos terrenales" y convencimiento de su fe en Dios. La libertad, a la que nunca renunció a pesar de las vicisitudes, fue su marca distintiva. Le sobreviven su esposa Ligia Hernández Gómez y sus hijos Anayansi y Josué Vidal Hernández.

Formación académica

Luis Alfonso empezó sus estudios superiores en la Universidad de los Andes, en donde se enroló en Ingeniería mecánica, programa en el que estuvo unos semestres pero que

abandonó *"porque no se sintió muy cómodo"*. En 1970 empezó a estudiar Biología Marina en la Universidad Jorge Tadeo Lozano, allí se sintió a gusto y feliz; y fue un muy buen estudiante. En esta época se destacó como dibujante biológico, pues *"sus dibujos eran didácticos y precisos, mostrando los aspectos claves de los organismos"*. En 1975 en compañía de Consuelo Carbonell empezaron la tesis **"Diatomeas y dinoflagelados de la bahía de Cartagena"**, la cual defendieron exitosamente en 1977. Este trabajo fue la primera tesis laureada de Biología Marina de la universidad, y se convirtió en referente para los estudiosos del fitoplancton costero del Caribe colombiano por la validez taxonómica de las especies registradas (confirmada por expertos internacionales) y por las excelentes descripciones, dibujos y micrografías de dichas especies. En alguna ocasión, *Luis Alfonso declaró que "(él) se había decantado por estudiar el fitoplancton porque desde lo sencillo veía la complejidad de la creación, porque era un campo de estudio muy acotado y específico (con poca información disponible en ese momento) y porque la variedad de formas de los fitoplancteres le maravillaba"*.

En enero de 1986 inició su Maestría en Biología Marina en la Universidad Nacional de Colombia. En 1995, tras un minucioso y exhaustivo trabajo, defendió exitosamente su tesis **"Estudio del fitoplancton en el sistema lagunar estuarino tropical Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, durante el año 1987"**. Este trabajo fue declarado meritorio y fue la base del **"Manual del fitoplancton hallado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y cuerpos de agua aledaños"**, texto de referencia para el estudio del fitoplancton estuarino de la región.

Realizó distintos cursos de corta duración sobre fitoplancton: "Fitoplancton marino" (Instituto Oceanográfico de la Armada, enero de 1978), "Sistemática de diatomeas" (Universidad Católica de Puerto Rico, enero de 1995), "Técnicas para cultivo de microalgas" (Universidad Nacional de Colombia, enero de 1996), "Taxonomía y Biología de fitoplancton" (University of Copenhagen, enero de 1996), "Técnicas para aislamiento y cultivo de microalgas" (Instituto Español de Oceanografía, enero de 1998) y "Microalgas tóxicas" y fitotoxinas" (Instituto Español de Oceanografía, enero de 2000), lo que le permitió ampliar su ya prolijo conocimiento sobre el grupo.

Devenir investigativo y publicaciones científicas

Entre agosto de 1978 y junio de 1981 fue investigador del Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas de la Armada (CIOH), liderando los proyectos *"Estudio de fitoplancton I del Mar de Ross (Antártida)"* y *"Programa Estudio Regional Fenómeno El Niño, ERFEN (Pacífico Sudeste)"*. A inicios de 1987 colaboró con Cenipacífico en el *"Estudio de impacto ambiental en bahía Málaga a raíz de los desarrollos de la Base Naval del Pacífico"*. Entre febrero de 1994 y mayo de 2000 fue investigador en varios proyectos del INVEMAR, entre los que se destacan el *"Programa de recuperación y monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta"* y el *"Estudio ecológico-pesquero de los recursos demersales del Golfo de Salamanca, Caribe colombiano"*. Colaboró con el Grupo ANCA-IOCARIBE en estudios sobre microalgas tóxicas. Entre 2004 y 2019 estuvo vinculado al Grupo de Investigación *"Ecología y diversidad de algas marinas y arrecifes coralinos de la Universidad del Magdalena"*, participando en proyectos como el *"Estudio de la calidad de agua en la bahía de Santa Marta, un análisis histórico y geoestadístico dirigido a un plan de monitoreo"* y en estudios de lagunas de oxidación. En 2017 colaboró con el CIOH analizando muestras de fitoplancton colectadas en el estrecho de Gerlache, Antártida.

Luis Alfonso desarrolló la mayor parte de su carrera profesional como un trabajador independiente, en parte a tenor con sus ideales de libertad, y en parte porque las ofertas laborales no fueron las mejores.

Luis Alfonso produjo 18 artículos científicos publicados en revistas nacionales indexadas, un manual, un capítulo en un libro y más de 10 informes técnicos sobre aspectos varios del fitoplancton (taxonomía, ecología, etc.) principalmente marino/estuarino, aunque en los últimos años también estudió el grupo en ambientes dulceacuícolas. Al momento de su repentino fallecimiento, preparaba nuevas publicaciones sobre dinoflagelados marinos del Caribe y fitoplancton del Pacífico oriental tropical.

Devenir como catedrático y mentor

Luis Alfonso fue catedrático principalmente en la Universidad Jorge Tadeo Lozano (Programa de Biología Marina) donde dictó "Fitoplancton" en 1980 y luego entre 1993 y 2008; y en la Universidad del Magdalena (Programa de Biología y Posgrado) donde regentó entre otros los cursos de "Botánica I", "Botánica marina", "Hidrobiología" entre 2002 y 2017; además, fue docente ocasional en la Universidad Nacional de Colombia-Santa Marta (Programa de Maestría), en la Universidad del Atlántico (Programa de Biología) y en la Universidad de Antioquia-Urabá (Programa de Biología). En agosto de 1996 dictó en CENIACUA un curso sobre sistemática y ecología de fitoplancton en piscinas camaroneras.

Él era muy metódico y riguroso en su trabajo en el laboratorio, hacia registro por escrito de todo, y tenía una excelsa habilidad en el manejo de los fitoplancteres bajo el microscopio, con capilares que él mismo fabricaba, en su dibujo bajo la cámara lúcida y en inferir la información más útil para identificar los organismos. Además, debido a su entrenamiento durante su juventud y en años posteriores en procesos fotográficos en un negocio familiar en Palmira, él lograba excelentes microfotografías de los organismos que estudiaba. Por otro lado, él fue mentor, director, codirector o jurado de, al menos, 10 tesis sobre fitoplancton y/o macroalgas. Él era llamado por sus estudiantes *"Profe Vidal"*, y siempre se destacó por el cariño, paciencia, dedicación y desprendimiento con el que compartió sus conocimientos. Además, sus estudiantes y pares valoraban su humildad, sencillez, generosidad, amabilidad, caballerosidad, la paz y equilibrio interiores que irradiaba y su "don de gentes", atributos a los que en ocasiones añadía la "sana picardía" propia de los vallecaucanos.

Palabras finales

Por todo lo anterior, Luis Alfonso es considerado por muchos el más importante investigador del fitoplancton marino y estuarino en la historia del país. Si bien, él ya no estará con nosotros de cuerpo presente, él y su enorme legado al conocimiento del fitoplancton pervivirán en sus publicaciones científicas, en los numerosos discípulos que formó y en el corazón/recuerdo/sentimientos de quienes tuvimos la fortuna de conocerlo, de ser sus discípulos, colegas y amigos. **Él nos mostró que la libertad es el camino, tal vez éste fue su mayor legado**, en cada uno de nosotros está el seguirlo o no. En Luis Alfonso las enseñanzas salesianas no fueron letra muerta, fueron un "*evangelio viviente*". Así, por ejemplo, si

bien algunos pueden pensar que a él le faltó proyectarse más profesionalmente allende las fronteras patrias, quienes le conocimos bien sabemos que a él, enemigo del "vetetismo" y protagonismo gratuito, este asunto no le perturbó. Para finalizar estas líneas, dado que Luis Alfonso fue un devoto creyente, hago votos porque Dios lo haya acogido en su seno, si ello no hubiese sido así retomó a M. Benedetti cuando escribió: "*...pero habrá otros/claro que habrá otros/dignos de recibirte...*" pues fuiste un ser humano excepcional, al que este mundo no mereció. ¡Luis Alfonso, hasta siempre!

Juan J. A. Laverde-Castillo.

Revisión taxonómica del género *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) en Honduras Taxonomic revision of the genus *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) in Honduras

Rina Fabiola Díaz* 

Escuela Agrícola Panamericana, Francisco Morazán, Tegucigalpa, Honduras

*Autor de correspondencia: rfdiaz@zamorano.edu

Recibido: 31 de agosto de 2020

Aceptado: 01 de octubre de 2020

Publicación en línea: 02 de octubre de 2020

Resumen

Palabras clave:
bosque húmedo;
bosque seco subtropical; glándulas,
Hippomaneae; látex

Se presenta una revisión taxonómica del género *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) en Honduras basada en caracteres morfológicos obtenidos a través de material de herbario, así como una clave dicotómica para la identificación de las especies del país. Se registran tres especies que crecen de forma silvestre: *Sapium glandulosum*, *S. laurifolium* y *S. macrocarpum* (esta última presenta el mayor rango de distribución). Este género tiene una amplia historia de cambios nomenclaturales y de circunscripción de especies por sus características morfoanatómicas, por lo que en el futuro será necesaria una revisión dentro de un marco filogenético.

Abstract

Key words:
wet forest;
subtropical dry forest; glands;
Hippomaneae; latex

A taxonomic review of the genus *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) in Honduras based on morphological characters obtained through herbarium material and a dichotomous key to identify the species is presented. Three species that grow in the wild are recorded, *Sapium glandulosum*, *S. laurifolium* and *S. macrocarpum*, the latter has the largest distribution range in the country. This genus has a long history of nomenclatural changes and the circumscription of species due to their morpho-anatomical characteristics, so that, in the future, a revision will be necessary within a phylogenetic framework.

Introducción

Honduras es un país con alta biodiversidad que, sin embargo, ha sido poco documentada (Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, 2008). Los estudios de flora se han dirigido a inventarios florísticos (Mejía, 2013; Ferrufino-Acosta et al., 2019), listados en áreas protegidas, registros de nuevas especies (House et al., 2013; Vega et al., 2014; Reyes-Chávez et al., 2019a; Reyes-Chávez et al., 2019b) e investigaciones con plantas de interés agrícola y comercial. Entre estos últimos se incluyen algunos trabajos con especies de la familia Euphorbiaceae que han despertado interés por su uso alimenticio e industrial (Buechsel, 2012; Nolasco, 2015; Hernández y Mata, 2019).

La familia Euphorbiaceae es un grupo numeroso que incluye más de 6,000 especies con gran diversidad de formas y hábitos

que dificultan su caracterización (Steinmann, 2002). El género *Sapium* Jacq. es uno de aproximadamente 320 géneros de esta familia y, junto con 32 géneros más, conforma la tribu Hippomaneae (Oliveira, 2014). Al Muqarrabun et al. (2014) reconocen 23 especies de *Sapium*, algunas de las cuales han recibido atención a nivel etnofarmacológico por producir metabolitos secundarios de diferentes clases, entre los que destacan flavonoides y terpenoides (Verdezoto, 2013). Estos compuestos se utilizan en medicina tradicional de países del sureste de China, África y Sudamérica, aunque se registran especies venenosas para mamíferos (Soares et al., 2006).

Las delimitaciones taxonómicas basadas en número y forma de cromosomas indican que *Sapium* está más cercanamente relacionado con el género *Homalanthus* A. Juss. Sin embargo, este último se encuentra limitado a regiones tropicales del

viejo mundo (Perry, 1943), mientras que *Sapium* presenta una evidente distribución neotropical (Jablonski, 1968; Esser, 1999; Esser, 2002; Steinmann, 2002). Este género habita tanto en tierras bajas asociadas a bosques secos como en zonas de bosques húmedos de altura entre agregaciones vegetales de árboles de hoja ancha.

En América, Brasil es el país con mayor diversidad del género con al menos diez especies (Al Muqarrabun *et al.*, 2014). La región centroamericana aporta siete especies de *Sapium*, de las cuales tres se registran en seis países del área (*S. glandulosum* (L.) Morong, *S. laurifolium* (A. Rich.) Griseb. y *S. macrocarpum* Müll. Arg.). Molina (1975) registra únicamente a *S. jamaicense* Sw. (actualmente *S. laurifolium*) en su Enumeración de plantas de Honduras. Posteriormente, en el Catálogo de plantas vasculares de Honduras (Nelson, 2008) se enumeran ocho especies.

Nelson (2008) enlista a *S. jamaicense* (sin. de *S. laurifolium*), *S. lateriflorum* Hemsl., *S. macrocarpum*, *S. nitidum* (Monach.) Lundell (sin. de *S. lateriflorum* Hemsl.), *S. oligoneurum* K. Schum. & Pittier (sin. de *S. glandulosum*), *S. pedicellatum* Huber (sin. de *S. macrocarpum*), *S. sebiferum* (L.) Dum. Cours. (*Triadica sebifera* (L.) Small) y *S. tuerckheimianum* Pax & K. Hoffm. (*Pleradenophora tuerckheimiana* (Pax & K. Hoffm.) A. L. Melo & Esser). Cabe mencionar que, si bien *S. lateriflorum* es una especie correcta, es nativa de México (Villaseñor, 2016), con su distribución más meridional en Guatemala y Belice. Además, presenta inflorescencias axilares que la diferencian bien de las especies recolectadas en Honduras, cuyas inflorescencias son terminales.

Estudios recientes permiten definir mejor los límites del género *Sapium* (Gillespie, 1993; Melo *et al.*, 2013; Melo *et al.*, 2017). Sin embargo, este género ha presentado movimientos nomenclaturales merecedores de una revisión (Kruijt y Zijlstra, 1989; Kruijt, 1996). Tomando en cuenta que las especies de *Sapium* que crecen de forma silvestre en Honduras muestran características que permiten diferenciarlas con claridad, el objetivo de este trabajo es presentar, por primera vez, la revisión taxonómica del género en el país, con base en evidencias morfológicas de las especies que lo constituyen.

Historia taxonómica

Linneo (1753) hace referencia a una especie con glándulas en la base de los peciolo foliares, característica atribuible a *Sapium*, y la identifica bajo el nombre *Hippomane glandulosa* L., pero no hay registro de material tipo. Posteriormente, Browne (1756) realiza la primera descripción de *Sapium*,

aunque no presenta ninguna combinación con un epíteto, ni cita ningún material asociado. Poco después, Jacquin (1760) designa la primera especie de *Sapium* bajo el binomio *Sapium aucuparium* Jacq. (en la actualidad *Sapium glandulosum* (L.) Morong), y en la segunda edición de *Species Plantarum* se asigna un nuevo epíteto a la descripción de Linneo, donde aparece como *H. biglandulosa* L. (Linneo, 1763).

Meyer (1818) acepta la combinación de Jacquin para el género *Sapium*, pero realiza una nueva combinación que resulta en la especie *Sapium hippomane* G. Mey., sinonimizando a *H. biglandulosa* y a *S. aucuparium* Willd. Esta última especie corresponde a una publicación realizada después de la descripción de Jacquin (Willdenow, 1805). El *S. hippomane* de Meyer hace alusión a las características del *S. glandulosum* actual (la descripción de Jacquin), frente a lo que Croizat (1943) manifiesta que, en orden de prioridades, la primera publicación no puede ser reemplazada por una descripción posterior. De este modo las especies de Meyer y Willdenow quedaron sin validez.

A falta de material tipo, se designó a *H. glandulosa* L. como sítipo de *S. aucuparium* (Kruijt y Zijlstra, 1989). No obstante, el género *Hippomane* A. Juss. ex Spach carece de pétalo y disco, y presenta una sola glándula peciolar, características que lo diferencian bien de *Sapium* (Sneep y De Roon, 1984; Esser, 2012). Más adelante, Pax y Hoffmann (1919), en su tratamiento, aceptan la descripción genérica de Browne y enlistan ocho especies de *Sapium*.

Asimismo, Croizat (1943) reconoce el *Sapium* de Browne y refiere que el binomio de Jacquin ha sido mal aplicado. Además, indica que *H. biglandulosa* (Linneo, 1763) podría haber sido un error de aplicación del nombre. Este autor separa a *S. biglandulosum* y a *S. glandulosum* como especies completamente diferentes. En ese sentido, menciona que la correcta transferencia de *H. biglandulosa* a *Sapium* solo pudo efectuarse a través de la publicación de *S. biglandulosum* (Müller Argoviensis, 1863).

El tratamiento de *Sapium* en Centroamérica también ha sido contrastante. Para el caso, la Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1949), una publicación de árboles de Guatemala (Parker, 2008) y la Flora de Nicaragua (Stevens *et al.*, 2001) reconocieron la descripción genérica de Browne en sus tratados. Por otro lado, Standley (1937) describió seis especies de *Sapium* en Costa Rica, bajo la combinación de Jacquin.

Con el fin de estabilizar el género, Kruijt y Zijlstra (1989) proponen la conservación de *Sapium* Jacquin, 1760 contra

Sapium P. Browne, 1756, aludiendo a que las características morfológicas descritas por este último son más acertadas para el género *Gymnanthes* Sw. (*Nova Genera et Species Plantarum seu Prodromus* 6, 95-96, 1788). Si bien tanto *Gymnanthes* como *Sapium* presentan hojas con glándulas en el pecíolo, así como inflorescencias terminales bisexuales, los sépalos pistilados se encuentran libres en *Gymnanthes*, en contraste con los sépalos pistilados connados en la base de *Sapium* (Melo *et al.*, 2013; Oliveira, 2014).

Otro género confundido con *Sapium* es *Incadendron* K.J. Wurdack y Farfán. Sin embargo, *Sapium* difiere en sus flores biestaminadas y semillas con arilo rojo, ausentes en *Incadendron* (Wurdack y Farfán-Ríos, 2017). El arilo rojo en las semillas también fue un carácter utilizado para separar las especies de *Pleradenophora* que inicialmente fueron descritas bajo *Sapium* (Melo *et al.*, 2013).

Una delimitación detallada más reciente de las especies de *Sapium* fue realizada por Kruijt (1996), quien lo define como un género neotropical que incluye 21 especies, segregando las especies del viejo mundo a otros géneros. Este autor acepta la descripción genérica de Jacquin y reconoce para Centroamérica a *S. glandulosum*, *S. laurifolium*, *S. macrocarpum*, *S. pachystachys* y *S. stylare*. Cabe mencionar que para la presente revisión se acepta la descripción de Jacquin (1760).

Con relación a las especies presentes en Honduras, el basiónimo de *S. laurifloium* fue descrito por Richard (1850), bajo la combinación *Stillingia laurifolia* A. Rich. Seguidamente, Grisebach (1864) realiza la combinación del nombre aceptado actualmente. Estos dos géneros son morfológicamente muy cercanos, con varias transferencias de especies entre ellos. Las flores estaminadas son apenas distinguibles, aunque hay un número variable de carpelos (Esser, 1999).

El rasgo más distintivo para separar *Stillingia* de *Sapium* es la apertura irregular de frutos y las semillas carunculadas en el primero (Esser, 1999). Wurdack *et al.* (2005) mencionan que estos dos géneros forman parte de un clado parafilético casi exclusivamente neotropical, y aportan un nuevo rasgo distintivo en donde *Sapium* presenta polen con anillo ecuatorial, ausente en *Stillingia*.

Por otro lado, *S. macrocarpum* es descrito originalmente por Müller Argoviensis (1863), pero en la flora de Costa Rica (Standley, 1937) se utiliza la combinación *S. thelocarpum* K. Schum y Pittier (Schumann y Pittier, 1908), considerada sinónimo en la actualidad. Esta segunda combinación presenta

una descripción detallada de las características de la especie e incluye material tipo (A. Tonduz 8857, Costa Rica: *hedges at La Verbena, near San José*, alt. 1,100 m, Aug. 1894, *fruit*). Sin embargo, al revisar la imagen digitalizada del tipo, se pueden observar todas las características de *S. macrocarpum*.

Materiales y métodos

Se elaboró un archivo con 282 registros de las especies de *Sapium* de Honduras y los países limítrofes (El Salvador, Guatemala y Nicaragua). Para construirlo se visitaron dos herbarios en Honduras, EAP (32) y TEFH (6), y se revisaron los datos en línea de los herbarios B(13), BM(3), F(136), K(2), MEXU(18), MO(41), NY(2) y US(29), en donde se consultaron imágenes digitalizadas de 41 especímenes (acrónimos sensu Thiers, 2019). Se consideraron estas colecciones en línea porque tienen una amplia historia de colectas e intercambios en la región neotropical, y se eliminaron cinco registros que aparecían en dos bases de datos diferentes con al menos dos nombres diferentes, y de los cuales no se contaba con material de herbario o imágenes digitalizadas para corroborar la identificación.

Mediante análisis al estereoscopio se estudiaron caracteres morfológicos de especies herborizadas (nervios laterales, glándulas peciolares, morfología de frutos y margen) que han sido contemplados en los trabajos florísticos de la región Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1949), Flora de Costa Rica (Standley, 1937) y Flora de Nicaragua (Stevens *et al.*, 2001) para diferenciar las especies. Se utilizaron caracteres vegetativos ya que el material consultado no contaba con las estructuras reproductivas para el análisis.

Se consultaron las bases de datos en línea The Plant List (2019) y Tropicos Database (2019) para corroborar la determinación taxonómica de las especies. Los sinónimos citados para *S. glandulosum* corresponden únicamente a los descritos a partir del material hondureño. Se elaboraron claves dicotómicas: una para los géneros asociados a *Sapium* presentes en Honduras, y otra para el reconocimiento de las especies silvestres de *Sapium* a partir de las características morfológicas analizadas. Además, se presenta un mapa de distribución de las especies hondureñas, donde se tomaron en cuenta solo los registros con coordenadas geográficas.

Resultados

La tribu Hippomaneae presenta características muy distintivas, como látex lechoso, laticíferos no articulados, a menudo

brácteas glandulares, inflorescencias en tirso espiciformes y flores sin pétalos (Esser, 2012). Sin embargo, ha experimentado varios cambios en los conceptos genéricos que han permitido la transferencia de especies entre géneros (Esser, 1999). Honduras registra cuatro géneros de esta tribu: *Gymnanthes* (al menos dos especies), *Hippomane* (una especie), *Sapium* (tres especies) y *Stillingia* (al menos dos especies), los cuales están cercanamente relacionados y exhiben caracteres morfológicos muy parecidos que han ocasionado confusiones y determinaciones erróneas. Se presenta una clave de los géneros de Hippomaneae presentes en Honduras, considerando las relaciones expuestas en la historia taxonómica previa.

Clave de los géneros de Hippomaneae en Honduras

- Hojas con glándulas en la lámina o en el peciolo (a veces rudimentario); tricomas simples o ausentes; inflorescencia en tirso1
 1a. Peciolo con una sola glándula apical; fruto drupáceo *Hippomane*
 1b. Peciolo eglandular o con dos glándulas en el ápice;

- fruto capsular; frutos dehiscentes; menos de 2,5 cm de diámetro (hasta 3 cm en *Sapium macrocarpum*) 2
 2a. Semillas ecarunculadas, carnosas; glándulas foliares proyectándose desde la parte superior del peciolo; látex abundante..... *Sapium*
 2b. Semillas carunculadas, secas; glándulas foliares en la base de la lámina; látex escaso o abundante 3
 3a. Glándulas foliares hundidas; látex muy escaso *Gymnanthes*
 3b. Glándulas escutiformes y prominentes en la base de la lámina; látex copioso *Stillingia*

En cuanto a las especies del género *Sapium*, Honduras registra tres que crecen de forma silvestre: *Sapium glandulosum* (L.) Morong, *Sapium laurifolium* (A. Rich.) Griseb. y *Sapium macrocarpum* Müll. Arg., Esta última es la especie con el mayor rango de distribución en el país, mientras que *S. laurifolium* revela muy pocas colectas (figura 1).

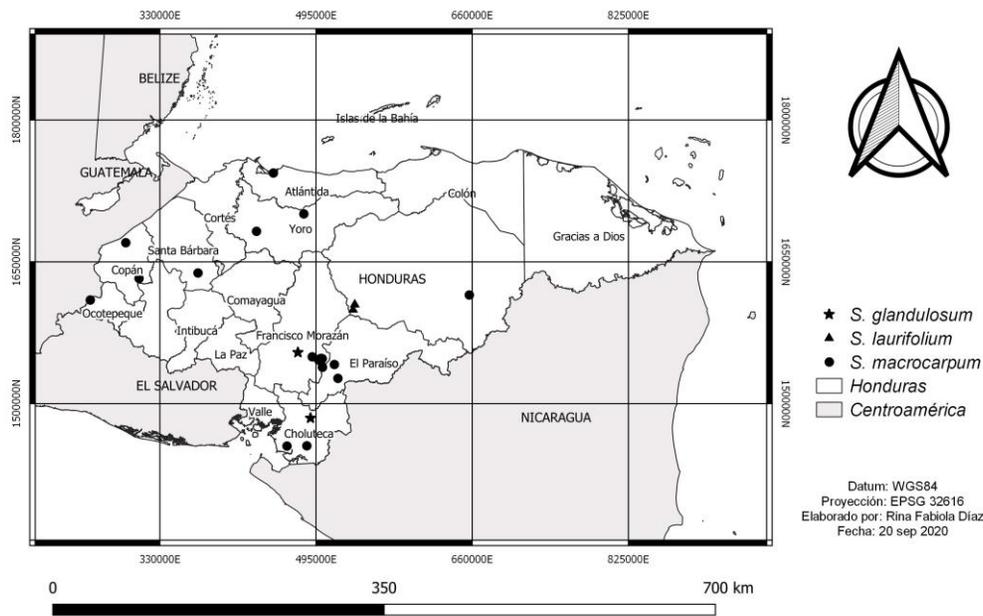


Figura 1. Distribución de las especies de *Sapium* presentes en Honduras.

***Sapium* Jacq.**

Árboles o arbustos, glabros, monoicos (raramente dioicos), con látex lechoso, estípulas pequeñas, 0,2x0,2 cm, persistentes (rara vez tardíamente caducas). Hojas simples, alternas, peciolo

con 2-4 glándulas o sin glándulas, y margen entero o dentado. Inflorescencias en tirso terminales o axilares, bisexuales o unisexuales, flores estaminadas distales en cimas 2-16 y pistiladas proximales. También se observan flores estaminadas fasciculadas, generalmente con dos estambres, exertos,

filamentos libres o basalmente connados, a 2/3 de longitud, con 2-3 sépalos, algunas veces connados en un cáliz lobulado, y sin pistiloide. Asimismo, se hallan flores pistiladas sin disco, sésiles, con 2-3 sépalos, algunas veces connados en un cáliz lobulado, sin pétalos, con ovario sésil o estipitado, 2-3 lóculos, y un óvulo por lóculo. Los frutos son capsulares, con columela persistente, pericarpio leñoso a coriáceo y semillas a menudo rugulosas, sin carúncula, pero con un arilo blanco o rojo.

Clave para las especies del género *Sapium* presentes en Honduras

- 1a. Inflorescencias en grupos, en el ápice de los tallos; hojas con 15-30 pares de nervios laterales; pecíolo eglandular o glándulas peciolares pequeñas.....*S. laurifolium*
- 1b. Inflorescencias solitarias, en el ápice de los tallos; hojas mayormente con 8-15 pares de nervios laterales; glándulas peciolares sobresalientes.....2
- 2a. Cápsulas sésiles o cortamente pedunculadas (pedúnculo hasta 3 mm de largo), casi globosas; surcadas o acostilladas; lámina elíptica o angostamente elíptica; base aguda, con margen entero y presencia de glándulas*S. glandulosum*
- 2b. Cápsulas pedunculadas (pedúnculo 3-8 mm de largo), a veces piriformes; lisas; lámina ovada a oblonga; base obtusa a redondeada, con margen subentero, crenulado hasta revoluto pero sin glándulas.....*S. macrocarpum*

***Sapium glandulosum* (L.)** Morong, Annals of the New York Academy of Sciences 7: 227. 1893

Tipo: LT: Plukenet, Phytographia, t. 229, f. 8, 1692

Sinónimos:

Sapium aucuparium Jacq., Enum. Syst. Pl.: 21 (1763)

Sapium oligoneurum K. Schum. & Pittier, Contr. U.S. Natl. Herb. 12: 168, tab. 17 (1908)

Sapium schippii Croizat Amer. Midl. Naturalist 29(2): 477 (1943)

Árboles de 4-20 m de alto. Hojas ovadas, elípticas a oblongas, de 4-15 cm de largo y 2-7 cm de ancho, acuminadas en el ápice, obtusas a agudas en la base, con margen entero o subentero y glándulas, 8-15 pares de nervios secundarios, pecíolos de 1-3 cm de largo, con dos glándulas en el ápice, estípulas deltoide-ovadas, persistentes, de 0,2-0,3 cm. Inflorescencias terminales, solitarias, bisexuales, de 3-18 cm de largo, con glándulas bracteales, de 1,5-2,3 mm de largo, cubriendo a las brácteas. Flores estaminadas, de 3-9 por bráctea, verdosas, amarillentas, o rojizas, con cáliz de 1,2-2 mm

de largo y filamentos de 1-1,4 mm de largo. Flores pistiladas subsésiles, con sépalos de 0,7-1 mm de largo y estilos de 2-3 mm de largo. Frutos en cápsulas oblatas de 9 mm de longitud y 0,7-1 cm de ancho, a menudo longitudinalmente con seis surcos o costillas, sésiles o menos frecuente con pedicelo hasta ca. 3 mm. Semillas de 4 -6,5 mm de largo, con arilo rojo.

Nombre vernáculo: árbol de leche (Parker, 2008).

Fenología: florece en mayo, y fructifica de mayo a septiembre.

Hábitat y distribución: distribuido de México a Brasil, en Uruguay, Argentina y las Antillas Menores. En bosques secos, húmedos y muy húmedos, entre 50-2,000 m.s.n.m. En Honduras ha sido registrado en zonas de bosque seco subtropical, en el centro sur del país (figura 1).

Comentarios: esta especie presenta inflorescencias terminales solitarias, usualmente unisexuales (figura 2a). Además, exhibe dos glándulas en el ápice del pecíolo (figura 2b), así como en el margen de la lámina (figura 2c). Los frutos son comúnmente sésiles, y las semillas cuentan con un arilo rojo. En ocasiones las cápsulas pueden ser pedunculadas, como las de *S. macrocarpum*, pero difieren de esta especie porque en *S. glandulosum* no sobrepasan los 0,3 cm de longitud, mientras que las de *S. macrocarpum* miden entre 0,3-1 cm.

Material examinado

El Salvador. 16 abr 1942, J. M. Tucker 1244 (F); Ahuachapán: Mpio. San Francisco Menéndez, 250 m s.n.m., 5 jul 2000, J.M. Rosales 1025 (B); P.N. El Imposible, 500 m.s.n.m., 12 jul 1995, M. Sandoval 62 (B); San Vicente: Mpio. San Vicente, 281 ms.n.m., 4 jun 2013, D. Rodríguez 4116 (MO); Santa Ana: Mpio. Calchuapa, 856 m.s.n.m., 11 jul 2012, P. Galán 1700 (MO); Mpio. Metapán, 1600 m.s.n.m., 28 sep 2001, V.M. Martínez s.n. (B); Sonsonate: 570 m.s.n.m., 18 sep 2012, P. Galán 1873 (MO); 435 m.s.n.m., 16 may 2012, D. Rodríguez 2968 (MO).

Guatemala. Sin colector s.n. 1841 (K); 24 mar 1976, P. Ventur 44 (K); 14 may 1990, H. Zomer 252 (F); 19 ago 1976, C. L. Lundell 20235 (F); 11 sep 1976, C. L. Lundell 20339 (F); 24 mar 1966, E. Contreras 92 (F); 14 oct 1971, R. Tún Ortiz 2025 (EAP, F); 30 jun 1975, C.L. Lundell 19478 (F); 16 jun 1969, E. Contreras 8729 (F); mar-abr 1926, H. Kuylen G60 (US); Alta Verapaz: 28 mar 1902, O.F. Cook 250 (US); Chiquimula: jun 1935, V.E. Ruebl 10 (US); El Petén: 14 oct 1971, Ortiz, R.T. 2025 (US); 9 sep 1966, E. Contreras 6051 (MO); Mpio. Flores, 16 jun 1969, E. Contreras s.n. (MEXU); Mpio. San Luis, 19 ago 1976, C.L. Lundell s.n. (MEXU); Izabal: El Estor, 26 ene 1975, C.L. Lundell 18864 (F, K); Retalhuleu: 700 m.s.n.m., abr 1862, J. Donnell Smith 2607 (US);

Sacatepequez: 26 jul 1977. **Honduras**. 3 jul 1962, G.L. Webster 11959 (F); 15 may 1947, L.O. Williams 12687 (F); 23 Jun 1953, L.O. Williams 18855 (F); 24 jun 1947, A. Molina 189 (F); 7 ene 1948, S. F. Glassman 1816 (F); Altántida: Mpio. La Ceiba, 16 Jul 1938, T.G. Yuncker 8511 (MO); Choluteca: Mpio. El Corpus, Guanacaure, 677 m.s.n.m., ene 2006, P.R. House 3662 (EAP); Cedeño, 5 m.s.n.m., 11 may 1974, E. Repulski 295 (EAP). Francisco Morazán: 850 m.s.n.m., 23 Jun 1953, L.O. Williams 18855(US); Mpio. Distrito Central, Comayagüela 940 m s.n.m., 8 may 1983, S.C. Cerna 197 (TEFH). **Nicaragua**. 25 may 1977, D.A. Neill 1992 (F); 22 sep 1983, A. Laguna 268 (F); 15 may 1981, P.P. Moreno 8478 (F); 3 jul 1947, P.C. Standley 10782 (F); Jinotega: ago 1957, J.B. Salas 2983 (EAP); Managua: 25 ago 1977, W.D. Stevens 3489 (EAP).

Sapium laurifolium (A. Rich.) Griseb., Flora of the British West Indian Islands 49. 1864

Sinónimos:

Excoecaria laurocerasus var. *laurifolia* (Griseb.), Müll.Arg. Prodr. 15(2): 1203 1866

Sapium anadenum Pittier, Contr. U. S. Natl. Herb. 12: 164 1908

Sapium brownei Banks ex Griseb., Fl. Brit. W. I. 49 1859

Sapium decipiens Preuss, Exped. C.-Südamer. 386 1901

Sapium glandulosum Ule, Bot. Jahrb. Syst. 35: 673 1905

Sapium laurocerasus var. *ellipticum*, Müll. Arg. Linnaea 32: 116 1863

Sapium laurocerasus var. *laurifolium* (Griseb.), Müll. Arg. Linnaea 32: 116 1863

Sapium pleiostachys K.Schum. & Pittier, Contr. U. S. Natl. Herb. 12: 164 1908

Sapium utile Preuss, Exped. C.-Südamer. 386 1901

Stillingia laurifolia A. Rich., Hist. Fis. Cuba, Bot. 2: 201 1850.

Árboles de 4-35 m de alto. Hojas elípticas a elíptico-oblongas, de 5-20 cm de largo y 2-7 cm de ancho, acuminadas en el ápice, obtusas a agudas en la base, con margen entero o diminutamente aserrado, 15-30 pares de nervios secundarios, pecíolo eglandular o con dos glándulas en el ápice, y estípulas persistentes deltoides, de 0,1-0,3 cm de largo. Inflorescencias terminales, generalmente en grupos de 3-7 al final de las glándulas bracteales redondeadas a oblongas, de 1-2 mm de largo, parcialmente cubriendo a las brácteas. Flores estaminadas, de 4-6 por bráctea, amarillentas o rojizas, con cáliz ca 1,5 mm de largo, filamentos ca. 1,8 mm de largo. Flores pistiladas sésiles, con sépalos ca. 1,5 mm de largo y estilos de 2-3 mm de largo. Frutos en cápsulas obovadas de 8 mm de largo y 0,5-1 cm de ancho, longitudinalmente trisurcadas, sésiles. Semillas de 4-6 mm de largo, con capa externa rojiza y capa interna lisa.

Nombre vernáculo: chilamate, lechón (Nelson, 2008).

Fenología: florece de abril a agosto, y fructifica de octubre a noviembre.

Hábitat y distribución: México a Brasil y en las Antillas Menores. Bosque húmedo y muy húmedo, de 50-1,300 m.s.n.m. En Honduras, en bosque húmedo subtropical, hasta 1,100



Figura 2. *Sapium glandulosum*. Inflorescencias terminales solitarias (a), glándulas peciolares (b) y glándulas en el margen (c); S.C. Cerna 97(TEFH).

m.s.n.m. Se registran solo tres colectas en el departamento de Olancho en la región oriental de Honduras, una de ellas colectada en área de cafetales.

Comentarios: en esta especie las inflorescencias son terminales y agrupadas al final de las ramitas, tal como se muestra en la figura 3a (solitarias en *S. glandulosum* y *S. macrocarpum*). La especie, además, se reconoce porque sus pecíolos a veces no presentan glándulas (figura 3b), las hojas son usualmente enteras, con nervios secundarios numerosos (figura 3c), y los frutos son longitudinalmente trisurcados y cortamente pedunculados a séssiles.



Figura 3. *Sapium laurifolium*. Inflorescencias terminales en grupos (a), pecíolos sin glándulas (b) y nervios secundarios numerosos, 15-30 (c), Sergio Rodríguez 21 (TEFH).

Material examinado:

Guatemala. El Petén: 19 ago 1976, C.L. Lundell 20235 (MO). **Honduras.** Olancho: Mpio. Campamento, Montaña de Chifiringo, 1000 m.s.n.m., 22 oct 1988, C. Nelson 10372 (TEFH); 22 oct 1988, S. Rodríguez 21 (TEFH); Monte Galán, 1100 m.s.n.m., 14 nov 1989, A. E. Vallejo 66 (TEFH). **Nicaragua.** Chontales: 109 m.s.n.m., 6 sep 2017, J.B. Quezada 555 (MO); Jinotega: 950-1100 m s.n.m., 26 ago 2000 -28 ago 2000, R. M. Rueda 14418 (MO); Matagalpa: 600 m.s.n.m., 9 sep 1980, M. Guzmán 783 (MO); Río San Juan: 200 m s.n.m., 28 oct 1997, R. M. Rueda 7520 (MO); 5-20 m.s.n.m., 19 sep 1998, R. M. Rueda 8806 (MO); 10-20 m.s.n.m., 6 sep 1982, R. Riviere 236 (MO); 42 m.s.n.m., 22 mar 1985, P. P. Moreno 25547 (MO); 50 -100 m.s.n.m., 13 jul 1994, R. M. Rueda 1991 (MO); Rivas: 200-300 m.s.n.m., 18 abr 1985, W. Robleto 1921 (MO); 100-200 m.s.n.m., 12 ago 1984, W. Robleto 1080 (MO); 500-700 m.s.n.m., 17 ene 1985, W. Robleto 1725 (MO).

Sapium macrocarpum Müll. Arg., Linnaea 32: 119. 1863

Tipo: Sessé y Lacasta, M. de & J. M. Mociño s. n. México (G)

Tipo: C. G. Pringle 6336, 17 junio-23 septiembre, 1896, México, Morelos, cerca de Cuernavaca, alt. 5.000 pies, 1.524 m (GH)

Sinónimos:

Excoecaria macrocarpa (Müll.Arg.), Müll.Arg. Prodr. 15(2): 1207 1866

Sapium bourgeau Croizat, J. Arnold Arbor. 24: 171 1943

Sapium dolichostachys K. Schum. ex Pax, Pflanzenr. IV, 147, V: 233 1912

Sapium mexicanum Hemsl., Hooker's Icon. Pl. 27: t. 2680 1901

Sapium pedicellatum Huber Bull., Herb. Boissier II, 6: 352 1906

Sapium thelocarpum K. Schum. & Pittier, Contr. U. S. Natl. Herb. 12: 166 1908

Árboles de 4 -35 m de alto. Hojas de 4-15 cm de largo y 1,5 -4,5 cm de ancho, con lámina angosta a ampliamente elíptica, acuminadas en el ápice, de punta generalmente recurvada, agudas u obtusas hasta redondeadas en la base, márgenes subenteros o crenulados, 10-15 pares de nervios secundarios, pecíolo de 1-4 cm de largo, con dos glándulas en el ápice, apareadas, cilíndricas, ca. 1 mm de largo, y estípulas deltoides de 0,1 y 0,28 cm, persistentes. Inflorescencias terminales, solitarias, bisexuales, en su mayoría de 7-15 cm de largo, con glándulas bracteales oblongas, de 2,5-3,5 mm de largo, sin cubrir a las brácteas. Flores estaminadas, de 7-10 por bráctea,

amarillentas, con cáliz de 2-2,5 mm de largo y filamentos de 2-2,5 mm de largo. Flores pistiladas sésiles, con sépalos de 1-3 mm de largo y estilos de 2-3 mm de largo. Frutos en cápsula piriforme o elipsoides, lisos, con pedicelo de 3-10 mm. Semillas, en su mayoría de 6-8 mm de largo, con capa externa blanquecina o rojiza y una capa interna inconspicuamente verruculosa.

Nombre vernáculo: lechón (Estévez, 2005).

Fenología: florece en mayo y julio, y fructifica de mayo a noviembre.



Figura 4. *Sapium macrocarpum*. Inflorescencias terminales solitarias (a), frutos pedicelados (b); A. Molina 22421 (EAP) y margen revoluto (c), A. Molina 10092 (EAP).

Hábitat y distribución: bosque seco, húmedo y muy húmedo. Crece desde el sur de México a Costa Rica. En Honduras, en matorrales secos en zonas ribereñas, vegetación secundaria,

bosques latifoliados, bosque de pino-encino y áreas rocosas a orillas de ríos. Es la especie más abundante y ampliamente distribuida en las zonas centro oriental (El Paraíso, Francisco Morazán, Olancho y Yoro), occidental (Copán, Ocotepeque y Santa Bárbara) y sur (Choluteca), con un rango altitudinal entre 20 y 1,800 m.s.n.m.

Comentarios: *S. macrocarpum* presenta inflorescencias terminales y usualmente bisexuales (figura 4a). Sin embargo, la mejor forma para distinguir la especie es la presencia de frutos, usualmente mayores de 1 cm, a veces piriformes y claramente pedicelados (figura 4b). Un par de características distintivas adicionales para esta especie es que presenta pecíolo rojo, y el margen de las hojas puede verse subentero, crenulado hasta revoluto (figura 4c).

Material examinado

El Salvador. 22 jul 1993, J.L. Linares 592 (EAP); 28 ago 1977, M.L. Reyna 703 (EAP); 1923, F. Choussy 1580 (US); 30 may 2000, J.M. Rosales 801 (B, F, MEXU, MO); 21 may 2004, J.M. Rosales 2516 (B, F); 29 ene 1947, P.C. Standley 3295 (F), 12 jul 1995, M. Sandoval 62 (F, MO); 28 sep 2001, V. M. Martínez 275 (F); 30 nov 1945, M.C. Carlson 1131 (EAP, F); 17 abr 1958, P. H. Allen 6849 (F); 19 jun 1949, L. O. Williams 16763 (EAP, F); 30 may 1989, W. G. Berendsohn 1295 (B, F); 20 mar 1989, R. Villacorta 264 (B, F, MO); 28 jun 1979, D. Witsberger 667 (F); 28 ago 2007, J.L. Linares 12570 (MEXU); 23 abr 1994, J.L. Linares 1292 (EAP, MEXU); 25 jun 1969, J. González 189 (MEXU); La Libertad: 100-200 m.s.n.m., 21 jul 1976, D. Witsberger 347 (MO); 859 m.s.n.m., 27 mar 1998, M. Renderos s.n. (MEXU, MO); 850 m.s.n.m., 27 mar 1998; M. Renderos 473 (B); Mpio. Antigua Cuscatlán, 830 m.s.n.m., 22 may 1987, R. Cruz 49 (B); Laguna de Chanmico, 8 jun 1996, J.C. Gonzalez 336 (B, EAP); La Unión: Mpio. La Unión 150 m.s.n.m., 13 -21 feb 1922, P.C. Standley 20819 (US); 2 m.n.m., 15 mar 2009, R. Ibarra s.n. (MO); San Martín: may 1922, S. Calderón 708 (US); San Miguel: Mpio. San Miguel, Laguna del Jocotal, 546 ms.n.m., 28 ago 1958, P.H. Allen 6888 (EAP, F, US); 17 may 1996, R. Villacorta 2350 (B, EAP); San Salvador: 650-850 m s.n.m., Apopa, 564 m s.n.m., 17 abr 1958, P.H. Allen 6849 (EAP, US); 30 mar-24 abr 1922, P.C. Standley 22436 (US), San Vicente: Mpio. San Vicente, 350 -500 m.s.n.m., 2 mar 1922 -11 mar 1922, P.C. Standley 21721 (US); Santa Ana: 1600 m.s.n.m., 28 sep 2001, V.M. Martínez 275 (MO); Mpio. Calchuapa, 1729 m.s.n.m., P. Galán 1611 (MO); 1 abr 1958, P.H. Allen 6820 (EAP); Reserva Las Lajas, 1030 m s.n.m., 22 jul 2000, A.K. Monro 3466 (B); Sonsonate: Mpio. Izalco, 884 m.s.n.m., 14 ago 2012, D. Rodríguez 3389 (MO). **Guatemala.** 11 mar 1941, P. C. Standley 89016 (F); 24 oct 1940,

P. C. Standley 75222 (F); 12 mar 1940, J. A. Steyermark 37644 (F); 5 abr 1939, P. C. Standley 70561 (F); 12 may 1948, L. O. Williams 14207 (EAP, F, MO); 9 abr 1937, W. C. Muenscher 12305 (F); 21 jun 1942, J. A. Steyermark 47968 (F); 7 dic 1940, P. C. Standley 79619 (F); 9 feb 1939, P. C. Standley 64844 (F); 23 mar 1942, J. A. Steyermark 45218 (F); 7 mar 1940, J. A. Steyermark 37183 (F); El Petén: 7 mar 1986, R. Tún Ortíz 573 (MO); Parque Nacional Tikal, 14 sep 1969, R.T. Ortiz 275 (EAP, F, MO, US); Jutiapa: Mpio. Asunción Mita, 20 jun 2004, J. Morales 2470 (MEXU). **Honduras.** 22 jul 2001; J.L. Linares s.n. (MEXU); 22 jul 2001, J.L. Linares 5508 (MEXU); 15 may 1947, L.O. Williams s.n. (MEXU); 6 dic 1927, P. C. Standley 55288 (F); Atlántida: Mpio. La Ceiba, 150 180 m.s.n.m., 16 jul 1938, T.G. Yuncker, J.M. Koepper & K.A. Wagner 8515 (MO); Mpio. Tela, 14 dic 1927-15 mar 1928, P.C. Standley 54221 (F, US). Choluteca: Mpio. Choluteca, 20 m.s.n.m., 31 oct9 nov 1949, P.C. Standley 24537 (EAP, F); Namasigue, 30 m.s.n.m., 3 jul 1974, E. Repulski 420 (EAP), Copán: La Meseta, 1770 m.s.n.m., 9feb 1992, T. Hawkins 222 (EAP), Sepulturas, 8 sep 1989, D. Lentz 1748 (EAP). El Paraíso: Galeras, 24 jun 1947, A. Molina 189 (EAP, F); Montaña El Volcán, 1000 m s.n.m., 11 jul 1961, L.J. Eilers 861 (EAP); Mpio. Oropolí, 500 ms.n.m., 10 jul 1961, A. Molina 10092 (EAP, F). Francisco Morazán: Mpio. San Antonio de Oriente, 900 m.s.n.m., 3 jul 1962, G.L. Webster, K.I. Miller & L.W. Miller 11959 (F, MO); El Jicarito, 950 m.s.n.m., 13 jun 2009, A. Molina y Al. Molina 35615 (EAP); El Zamorano, 800 m.s.n.m., 15 may 1947, L.O. Williams y A. Molina 12687 (EAP, F); El Zamorano, 800 m.s.n.m., P.C. Standley 12694 (EAP, F); Río de la Orilla, 900-950 m.s.n.m., 2 ago 1949, P.C. Standley 22130 (EAP, F); 28 ago 1949, P.C. Standley 23218 (EAP, F); Cerro Masicarán, 750-800 m.s.n.m., nov 1948, P.C. Standley14427 (EAP, F); Río de la Orilla, 850 m.s.n.m., 23 jun 1953, L.O. Williams 18855 (EAP, F, US); Río Yeguaré, 792 m.s.n.m., 7 ene 1948, S.F. Glassman 1816 (EAP, F); Río Yeguaré, 792 m.s.n.m., 27 jul 1948, S.F. Glassman2062 (EAP, F); Uyuca, 1800 m.s.n.m., 17 nov 1970, A. Molina 25898 (EAP, F). Ocotepeque: Esquipulas, 600 m.s.n.m., 29 ago 1968, A. Molina 22421 (EAP, F, US). Olancho: Catacamas, 650 m.s.n.m., 3 abr 2006, P.R. House et al.,4303 (EAP); La Chorrera, 1100 m.s.n.m., 30may 1992, D. Mejía 118 (EAP). Santa Bárbara: entre Ceguaca y Concepción del Sur, 400 m.s.n.m., 21 ago 1968, A. Molina 21928 (EAP, F, MO, US). Yoro: Río Pijol, 1300, 1600 m.s.n.m., 31 may 1993, R.L. Liesner 26709 (EAP); Cerro Filo de Cuchillo, Jimía, 1000 m.s.n.m., 17 feb 1978, Paulson 57 (TEFH). **Nicaragua.** 3 sep 1977, D. A. Neill 2525 (F); 1 jun 1983, M. Araquistain 3548 (F); 18 jun 1981, J. C. Sandino 658 (F); 12 ago 1977, D. A. Neill 2330 (F); 30 nov 1929, Frère A. Garnier s.n. (EAP, F); 10 ago 1983, M. Castro 9A (F); Sin

collector 24 may 1983 (F); 23 jul 1982, M. Araquistain 2985 (F); 12 mar 1971, E. L. Little, Jr. 25109 (F); 12 jul 1947, P. C. Standley 11361 (F); P. C. Standley 11239 (EAP, F); 25 jun 1980, M. Guzmán 144 (F); 6 jul 1976, D. A. Neill 7398 (F); 25 jun 1976, D. A. Neill 7353 (F); 14 ago 1976, D. A. Neill 7787 (F); 8 jul 1982, P. P. Moreno 16833 (F); 1 jun 1949, P. C. Standley 20239 (EAP, F); 19 jun 1947, P. C. Standley 10060 (EAP, F); 1 nov 1968, A. Molina R. 22969 (EAP, F); 8 ene 1977, A. Molina R. 31618 (EAP, F); 1 nov 1968, A. Molina R. 22951 (EAP, F).

Discusión

Honduras no registra una alta diversidad de *Sapium*. Sin embargo, sus especies forman parte de la biodiversidad del país, y se ha documentado un papel ecológico significativo. Por ejemplo, Estévez (2005) realizó un estudio de orquídeas epífitas en un bosque latifoliado en la zona central de Honduras y encontró que *S. macrocarpum* registró el mayor número de epífitas, entre ellas doce especies que se encuentran en el Apéndice II de CITES.

En este sentido, Kartzinel *et al.* (2013) determinaron que *S. glandulosum* es uno de los árboles nativos más importantes en la conservación de epífitas en el neotrópico. En otro trabajo, Samayoa y Cave (2008) registran a *Sapium* como hospedero de larvas de mariposas en cinco departamentos de Honduras. Además, algunos sectores incluyen estas especies en sus sistemas productivos para contrarrestar la pérdida de biodiversidad nativa (Gutiérrez *et al.*, 2012; Watton, 2018; Juárez-García *et al.*, 2019).

En esta revisión, *S. macrocarpum* presenta la mayor cantidad de colectas en Honduras y los países limítrofes, evidenciando su amplio rango de distribución y adaptación a diferentes hábitats. En contraste, *S. laurifolium* denota una distribución más reducida, incluso sin registros para El Salvador. Sin embargo, considerando la presencia de esta especie en Honduras y Guatemala, es oportuno pensar que en El Salvador se requieren más esfuerzos de recolecta que puedan confirmar este punto de distribución.

Esta situación también aplica para Guatemala, en donde algunas especies de *Sapium* incluidas en la Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1949) fueron descritas con material insuficiente. Este tratado describe cinco especies: *S. lateriflorum*, *S. macrocarpum*, *S. nitidum* (= *S. lateriflorum*), *S. schippii Croizat* (*S. glandulosum*) y *S. tuerckheimianum* (= *Pleradenophora tuerckheimiana*). Al revisar las descripciones, *S. nitidum* fue descrito con inflorescencias terminales solitarias,

aunque esta característica aplica en *S. glandulosum* y en *S. macrocarpum*. Por otro lado, al considerar el nombre aceptado *S. lateriflorum*, éste presenta inflorescencias axilares, pero el tratamiento no hace referencia a ningún ejemplar revisado para verificar esos caracteres.

Parker (2008) enlista los árboles de Guatemala y registra tres especies de *Sapium*. En este trabajo, ya se presenta a *S. nitidum* como sinónimo de *S. lateriflorum*. Además, se incluye en la distribución a la costa atlántica de Honduras y Costa Rica. No obstante, dentro del material revisado para Honduras no hay ninguna evidencia de especímenes que muestren las características propias de *S. lateriflorum*. Además, Villaseñor (2016) y Ruiz-Guerrero *et al.* (2015) lo describen como una especie nativa a México, mientras que otros estudios exponen a esta especie como un árbol representativo en la selva lacandona de Chiapas (Diemont *et al.*, 2005; Diemont, 2006; Cheng *et al.*, 2011).

Por otro lado, Parker (2008) no reconoce la distribución en Honduras de *S. glandulosum* y *S. macrocarpum* y registra estas especies únicamente para Belice, El Salvador, Nicaragua y Costa Rica. Por lo tanto, es oportuno señalar que la distribución apuntada por este autor está basada en muestras que no corresponden a las colectas hondureñas. La descripción de *S. schippii* denota las características distintivas de *S. glandulosum*, como un ápice muy curvado y la presencia de al menos una glándula marginal sobresaliente en este.

S. tuerckheimianum, que también fue registrado en Guatemala por Pax y Hoffmann (1919), se describe con inflorescencias axilares, 15 pares de nervios laterales en las hojas, sin glándulas peciolares y un pecíolo corto, entre 5 y 8 cm. Si bien *S. laurifolium* no presenta glándulas en la base de los pecíolos, estos tienen una longitud entre 1,5 y 4 cm. Por otro lado, en la Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1949), esta especie presenta inflorescencias de 5-9 flores, dato más acertado para el género *Pleradenophora*, ya que *Sapium* puede tener hasta 18 flores (Melo *et al.*, 2013). Adicionalmente, los autores indican que no pudieron ver material para la descripción de esta especie.

En el caso de El Salvador, las revisiones de bases de datos solo registraron a *S. glandulosum* y a *S. macrocarpum*. Esta última fue la mejor representada, tal como se registró en Honduras. Una publicación del Ministerio de Instrucción Pública de El Salvador (1926) describe a *S. macrocarpum* como una especie que presenta una leche abundante, venenosa y cáustica. Standley y Calderón (1929), en su Lista preliminar de plantas

de El Salvador, definen a *S. macrocarpum* como un árbol muy común en ese país, con la particularidad de contar con visitas frecuentes de polinizadores. Por otro lado, la Flora de Nicaragua (Stevens *et al.*, 2001) registra las mismas tres especies encontradas en Honduras, reiterando a *S. macrocarpum* como la mejor representada en Nicaragua.

En el herbario virtual del Museo Nacional de Historia Natural (US) se revisó una colecta de Honduras identificada como *S. pachystachys*. No obstante, esta especie fue determinada como endémica a Costa Rica por Standley (1937). Este autor también describe la inflorescencia como una espiga gruesa y robusta, mientras que ningún ejemplar revisado para Honduras presentó estas características. Actualmente, el área de distribución de la especie se extiende hasta Panamá. La inflorescencia mencionada fue verificada en colectas de la especie realizadas en Costa Rica y Panamá y revisadas en esta colección virtual. Al observar la muestra de Honduras, esta cuenta con los caracteres identificables como *S. macrocarpum*.

En este trabajo, los caracteres vegetativos fueron útiles en la elaboración de la clave dicotómica y en la determinación del material, si bien en el caso de *Sapium* es necesario contar con material fresco y en estado reproductivo para observar brácteas y pétalos. Las confusiones de identificación y distribución de las especies de *Sapium* en Honduras y los países limítrofes deben ser esclarecidas a través de más recolectas (Jiménez, 2013). Al respecto, Kruijt (1996) menciona que en Centroamérica la falta de listas de Exsiccatae más completas dificulta la delimitación de las especies de *Sapium*. Esta consideración también es oportuna para confirmar otras especies de la tribu Hippomaneae presentes en Honduras y países vecinos. Dada la historia de cambios taxonómicos y nomenclaturales en esta tribu y en el género *Sapium*, en el futuro será necesaria una revisión dentro de un marco filogenético que incluya análisis moleculares.

Agradecimientos

Al M. Sc. José Linares por los comentarios en el manuscrito y al Lic. Olvin Oyuela por facilitar imágenes de los especímenes depositados en el herbario Cyril Hardy Nelson (TEFH) de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras.

Referencias

Al Muqarrabun, L.M.R., Ahmat, N. y Aris, S. 2014. A review of the medicinal uses, phytochemistry and pharmacology of the genus *Sapium*. *Journal of Ethnopharmacology* 155(1): 9-20. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.05.028>.

- Browne, P. 1756. The Civil and Natural History of Jamaica in Three Parts 338, Index II (11).
- Buechsel, C.D. 2012. Establecimiento in vitro de yuca variedad valencia- mediante domos meristemáticos y evaluación de tres medios de cultivo para la producción de brotes. Tesis de pregrado, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, San Antonio de Oriente, Honduras.
- Cheng, K., Diemont, S.A.W. y Drew, A.P. 2011. Role of tao (*Belotia mexicana*) in the traditional Lacandon Maya shifting cultivation ecosystem. *Agroforest System* 82: 331-336. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9379-2>.
- Croizat, L.C.M. 1943. Novelties in American Euphorbiaceae. *Journal of the Arnold Arboretum* 24(2): 176. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/8372064#page/1711/mode/1up>. Consultado: 17 de septiembre de 2020.
- Diemont, S.A.W. Martin, J.F., Levy-Tacher, S.I., Nigh, R.B., Ramirez, P. y Duncan, J. 2005. Lacandon Maya forest management: Restoration of soil fertility using native tree species. *Ecological Engineering* 28: 205-212. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.10.012>.
- Diemont, S.A.W. 2006. Ecosystem management and restoration as practiced by the indigenous Lacandon Maya of Chiapas, México. Tesis de doctorado, Ohio State University, Ohio, Estados Unidos.
- Ferrufino-Acosta, L., Cruz, S.Y., Mejía-Ordóñez, T., Rodríguez, F., Escoto, D., Sarmiento, E. y Larkin, J.L. 2019. Composición, estructura y diversidad florística del bosque seco en el Valle de Agalta, Honduras. *Madera y bosques* 25(2): e2521635. Doi: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521635>.
- Gillespie, L.J. 1993. Euphorbiaceae of the Guianas: Annotated Species Checklist and Key to the Genera. *Brittonia* 45(1): 56-94.
- Esser, H.J. 1999. A partial revision of the Hippomaneae (Euphorbiaceae) in Malesia. *Blumea* 44: 149-215.
- Esser, H.J. 2002. A revision of *Triadica* Lour. (Euphorbiaceae). *Harvard Papers in Botany* 7(1): 17-21.
- Esser, H.J. 2012. The tribe Hippomaneae (Euphorbiaceae) in Brazil. *Rodriguésia* 63(1): 209-225.
- Estévez, R.E. 2005. Inventario de orquídeas epífitas del bosque latifoliado maduro de la Montaña de Linaca, El Paraíso, Honduras. Tesis de pregrado, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, San Antonio de Oriente, Honduras.
- Grisebach, A.H.R. 1864. Flora of the British West Indian Islands 49. Lovell, Reeve & Co., Londres. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/379268#page/66/mode/1up>. Consultado: 18 de septiembre de 2020.
- Gutiérrez, G.A., Suárez, J.C., Álvarez F. y Orjuela J.A. 2012. Árboles dispersos en potreros y conectividad estructural en el paisaje de fincas ganaderas en la Amazonia colombiana. *Ingenierías & Amazonia* 5(1): 30-41.
- Hernández, N.R. y Mata, F.M. 2019. Evaluación de tres sustratos en el crecimiento de pascuas (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch) en Zamorano. Tesis de pregrado, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, San Antonio de Oriente, Honduras.
- House, P.R., Gómez-Hinostroza, C. y Hernández, H.M. 2013. Una especie nueva de *Peniocereus* (Cactaceae) de Honduras. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1077-1081. Doi: <https://doi.org/10.7550/rmb.32720>.
- Jablonski, E. 1968. Notes on Neotropical Euphorbiaceae 3. Synopsis of Caribbean *Sapium*. *Phytologia* 16: 393-434. Doi: <https://doi.org/10.5962/bhl.part.21079>.
- Jacquin, N.J. 1760. *Enumeratio Systematica Plantarum, quas in insulis Caribaeis* Nueva York. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/622948#page/8/mode/1up>. Consultado: 14 de septiembre de 2020.
- Jiménez, E. 2013. Claves dicotómicas para el reconocimiento de los árboles de El Rodeo, Valle Central de Costa Rica. *Brenesia* 80: 4-35.
- Juárez-García, A., Martínez-Zurimendi, P., Ferguson, B.G., Domínguez-Domínguez, M. y Villanueva-López, G. 2019. Efecto de árboles núcleo en la regeneración de especies arbóreas en potreros del suroeste de México. *Agrociencia* 53(7): 1119-1137.
- Kartzinel, T.R., Trapnell, D.W. y Shefferson, R.P. 2013. Critical importance of large native trees for conservation of a rare Neotropical epiphyte. *Journal of Ecology* 101: 1429-1438. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12145>.
- Kruijt, R.C. y Zijlstra, G. 1989. (932) Proposal to Conserve 4483 *Sapium* Jacquin, 1760 against *Sapium* P. Browne, 1756 (Euphorbiaceae). *Taxon* 38(2): 320-325.
- Kruijt, R.C. 1996. A taxonomic monograph of *Sapium* Jacq., *Anomostachys* (Baill.) Hurus., *Duvigneaudia* J. Léonard and *Sclerocroton* Hochst. (Euphorbiaceae tribe Hippomaneae). *Bibliotheca Botanica* 146: 1-109.

- Linneo, C. 1753. *Species Plantarum* 2: 1191. Impensis Laurentii Salvii, Holmiae, Suecia.
- Linneo, C. 1763. *Species Plantarum*, Editio Secunda 1431. Impensis Direct. *Laurentii Salvii*, Holmiae, Suecia.
- Mejía, T. 2013. Composición y estructura florística en fragmentos de bosques en los municipios de Yuscarán, Oropolí y Güinope, Departamento de El Paraíso, Honduras, C.A. *Revista Ciencias Espaciales* 6(1): 6-22.
- Melo, A.L. de, Esser, H.J. y Ferrerira, M. 2013. New combinations in Pleradenophora (Euphorbiaceae s.s.). *Phytotaxa* 81 (1): 33-37. Doi: <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.81.1.10>.
- Melo, A.L., Athiê-Souza, S.M. y Ferrerira, M. 2017. A new combination and typifications in *Sebastiania* (Euphorbiaceae) from Mexico, Central America, and the Antilles. *Phytotaxa* 308 (1):118-124. Doi: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.308.1.11>.
- Meyer, G.F.W. 1818. *Primitiae Florae Essequiboensis*. Henrici Dieterich, Gottingae. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/33442877#page/5/mode/1up> . Consultado: 17 de septiembre de 2020.
- Molina, A. 1975. Enumeración de las plantas de Honduras. *Ceiba* 19(1): 1-119.
- Müller Argoviensis, J. 1863. *Linnaea* 32: 116. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/118207#page/119/mode/1up> . Consultado: 17 de septiembre de 2020.
- Nelson, C.H. 2008. Catálogo de plantas vasculares de Honduras, espermatofitas. Editorial Guaymurás, Tegucigalpa.
- Nolasco, E.D. 2015. Evaluación de cuatro métodos de extracción de aceite de la semilla de piñón (*Jatropha curcas*) var. Cabo Verde y cuantificación de sus ésteres de forbol. Tesis de pregrado, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, San Antonio de Oriente, Honduras.
- Oliveira, L.S.D. 2014. Sistemática do gênero *Gymnanthes* Sw. (Hippomaneae, Euphorbiaceae). Tesis de Doctorado, Universidad Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Parker, T. 2008. *Trees of Guatemala*. Tree Press,. University of Michigan. Michigan.
- Pax, F. y Hoffmann K. 1919. Euphorbiaceae-Additamentum VI. *Pflanzenreich Regni vegetabilis conspectus* 4(147): 1-81.
- Perry, B. 1943. Chromosome number and phylogenetic relationships in the Euphorbiaceae. *American Journal of Botany* 30(7): 527-543.
- Reyes-Chávez, J., Rojas-Alvarado, A. y Reyes-Calderón, O. 2019a. Cuatro nuevos registros para la flora hondureña y un listado preliminar de pteridófitas y licófitas para la Reserva del Hombre y Biósfera del Río Plátano, Honduras. *Acta Botánica Mexicana* 126: e1448. Doi: <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1448>.
- Reyes-Chávez, J., Díaz, R.F. y Vega, H. 2019b. New records and notes on the genus *Phanerophlebia* (Dryopteridaceae) in Honduras. *Acta Botánica Mexicana* 127: e1554. Doi: <https://doi.org/10.21829/abm127.2020.1554>.
- Richard, A. 1850. Historia Física Política y Natural de la Isla de Cuba. Peter H. Raven Library, Paris. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/9306487#page/198/mode/1up> . Consultado: 17 de septiembre de 2020.
- Ruiz-Guerrero, M., Van Devender, T.R., Reina-Guerrero, A.L., Mejía-Mora, P. y Van der Heiden, A.M. 2015. A preliminary checklist of the vascular plant flora of La Guásima, southern Sinaloa, northwestern Mexico. *Phytoneuron* 63: 1-25.
- Samayoa, A.C. y Cave, R.D. 2008. Catálogo de las Especies de Sphingidae (Lepidoptera) en Honduras. *Ceiba* 49(1): 103-117. Doi: <https://doi.org/10.5377/ceiba.v49i1.301>.
- Schumann, K.M. y Pittier, H.F. 1908. *Contributions from the United States National Herbarium*. Government Printing office, Washington. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/367494#page/3/mode/1up>. Consultado: 18 de septiembre de 2020.
- Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente. 2008. Especies de Preocupación Especial en Honduras. Tegucigalpa, Honduras.
- Sneep, J.W. y De Rooy, A.C. 1984. Euphorbiaceae. Flora of the *Netherlands Antilles* 3(3): 231-285.
- Soares, D.J., Parreira, D.F. y Barreto, R.W. 2006. Two new species of *Mycosphaerella* on milk tree, *Sapium glandulosum*, from Brazil. *Mycotaxon* 98: 169-176.
- Standley, P.C. 1937. Flora de Costa Rica. *Field Museum of Natural History* 18(2): 619-621.
- Standley, P.C. y Steyermark, J.A. 1949. Flora de Guatemala. *Fieldiana: Botany* 24(6): 158-161.
- Standley, P.C. y Calderón, S. 1927. *Lista preliminar de las plantas de El Salvador*. Imprenta Nacional, San Salvador.

- Steinmann, V.W. 2002. Diversidad y endemismo de la familia Euphorbiaceae en México. *Acta Botánica Mexicana* 61: 61-93.
- Stevens, W. D., Ulloa Ulloa, C., Pool, A. y Montiel Jarquín, O. M. 2001. Flora de Nicaragua. The Missouri Botanical Garden Come to An End. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 85: 1-42.
- The Plant List. 2019. The Plant List is a working list of all known plant species. Version 1.1. URL: <http://www.theplantlist.org/1.1/about/>. Consultado: 18 de diciembre de 2019.
- Thiers, B. 2019. *Index Herbariorum: A global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium.
- Tropicos Database. 2019. Tropicos Missouri Botanical Garden. URL: <http://www.tropicos.org/Name/100254584>. Consultado: 18 de diciembre 2019.
- Vega, H., Cetzal-Ix, W., Mó, E., Germer, D. y Soler, K. 2014. Nuevos registros de Orchidaceae para Honduras. *Lankesteriana* 14(2): 115-121. Doi: <https://doi.org/10.15517/lank.v14i2.15590>.
- Verdezoto, J. 2013. Aislamiento e identificación de metabolitos secundarios mayoritarios presentes en el extracto metanólico de *Sapium lateriflorum* (Euphorbiaceae). *Química Central* 3(1): 37-42.
- Villaseñor, J.L. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89: 559-902. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>.
- Watton, A.J. 2018. Use of Trees on Coffee Plantations in Central America. Lichfield, Inglaterra.
- Willdenow, C.L. 1805. *Species Plantarum*. Editio quarta. Impensis G.C. Nauk, Berolini. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/671242#page/571/mode/1up>. Consultado: 17 de septiembre de 2020.
- Wurdack, K.J., Hoffmann, P. y Chase, M.W. 2005. Molecular phylogenetic analysis of uniovulate Euphorbiaceae (Euphorbiaceae sensu stricto) using plastid rbcL and trnL-f dna sequences. *American Journal of Botany* 92(8): 1397-1420. Doi: <https://doi.org/10.3732/ajb.92.8.1397>.
- Wurdack, K.J. y Farfán-Ríos, W. 2017. *Incadendron*, a new genus of Euphorbiaceae tribe Hippomaneae from the sub-Andean cordilleras of Ecuador and Peru. *PhytoKeys* 85: 69-86. Doi: <https://doi.org/10.3897/phytokeys.85.14757>.

Citar como: Díaz R.F. 2020. Revisión taxonómica del género *Sapium* Jacq (Euphorbiaceae) en Honduras. *Intropica* 15(2): 81-93. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3542>.

Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras

Coral diversity and its relationship with diving in protected natural areas reefs: Mexico, Belize and Honduras

Alicia González-Solis¹, Daniel Torruco¹ * ^{ORCID} y Ángel Daniel Torruco-González² ^{ORCID}

1. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida, Yucatán, México

2. Universidad Vizcaya de las Américas, campus Mérida, Yucatán, México

*Autor de correspondencia: dantor@cinvestav.mx

Recibido: 31 de agosto de 2020

Aceptado: 07 de octubre de 2020

Publicación en línea: 13 de octubre de 2020

Resumen

Palabras clave:
buceo intensivo; buceo no intensivo;
parques nacionales; arrecifes coralinos;
Sistema Arrecifal Mesoamericano;
diversidad coralina

El buceo SCUBA en arrecifes de coral es un importante elemento del turismo en los trópicos. Al año se certifican alrededor de 1,5 millones de buzos, y cerca de 304 mil corresponden a América. El éxito de la motivación en la observación del mundo submarino se debe quizás a los numerosos documentales disponibles en diferentes formatos, que resaltan la belleza de este y en especial de los arrecifes coralinos. Al evaluar el efecto del buceo, se puede determinar qué nivel de uso es justificable para balancear objetivos económicos y de conservación de la diversidad arrecifal. En tres países caribeños se compararon la cobertura de corales y la diversidad coralina mediante fototransectos entre sitios con buceos intensivo y no intensivo en ambientes similares. El daño físico directo a los arrecifes fue relativamente bajo, y el buceo tuvo un efecto poco indicador. La cobertura coralina declina en una proporción mínima en ambos tipos de sitios. Así, en las formaciones coralinas evaluadas se registró una reducción en su cobertura promedio entre 8-13 %, en comparación con arrecifes del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Los resultados sugieren un impacto del estrés de fondo no relacionado con el turismo. Este trabajo pretende contribuir a la gestión de áreas naturales protegidas y su evaluación de manera eficaz, sobre todo cuando el interés se centra en aspectos relacionados con la conservación y la salud de los arrecifes.

Key words:

intensive dive; not intensive dive; National park; coral reef; Mesoamerican system reef; coral diversity

Abstract

Scuba diving on coral reefs is an important element of tourism in the tropics; per year around 1.5 million divers are certified and around 304 thousand correspond to America. The motivation success in the observation of the underwater world, are perhaps the numerous documentaries available in different formats, which highlight the beauty of this and especially the coral reefs. By evaluating the effect of diving, we can determine what level of use is justifiable to balance economic and conservation objectives for reef diversity. In three Caribbean countries, coral cover and coral diversity were compared by means of photo transects between sites with intensive and non-intensive diving in similar environments. The direct physical damage to the reefs was relatively low, and diving had a poor indicator effect, the coral cover declining in a minimal proportion in both types of sites. In the coral formations evaluated there was a reduction in their average coverage between 8-13 %, in comparison with reefs of the Mesoamerican Reef System. The results suggest a bottom stress impact not related to tourism. This work aims to contribute to the management of protected natural areas and their evaluation in an effective way. Above all, when the interest is focused on aspects related to the conservation and health of reefs.



Introducción

La creación de áreas naturales protegidas (ANP) es una de las estrategias más importantes de la política ambiental, que han utilizado numerosos países para proteger la biodiversidad de los ecosistemas, sus recursos naturales y darles un uso sustentable (Doménech, 1999; Daltabuit *et al.*, 2006; Halffter, 2011; Castro-Sanguino *et al.*, 2017). Dentro de ellas, los parques nacionales son el esquema al que más funciones públicas pueden asignarse, otorgándoles el papel de instituciones económicas que deberán desempeñar un papel central en el alivio de la pobreza y en el mantenimiento de los sistemas críticos que soportan la vida de la comunidad. Uno de sus principales usos es el turismo como una alternativa económica mejor remunerada (Phillips, 1988; Denny y Babcock, 2004; Hammerton, 2017).

Particularmente, el ecoturismo tiene un enorme potencial y puede ser una opción viable para diversificar la oferta de actividades y generar cuantiosos beneficios económicos (Arnaiz, 1996; Schuhmann y Mahon, 2015). Por ello existe un gran interés en la mayoría de los países por masificar los destinos ecoturísticos, a pesar de que se conocen los riesgos que esto conlleva, como son: la promoción de zonas frágiles como son las ANP, la falta de garantía en el control de la afluencia de visitantes, la inseguridad de que los ingresos se queden en la localidad que los genera, y la falta de planteamiento desde una perspectiva de un desarrollo integral (Allison *et al.*, 1998; Bringas y Ojeda, 2000; Caveen *et al.*, 2015; Gill *et al.*, 2017). El área del Caribe en México y Belice ha recorrido en los últimos 30 años la experiencia de un nuevo modelo de desarrollo liderado por el turismo, generando importantes derrames económicos que incluso han llegado a desplazar la aportación del sector primario al PIB (McField, 2002; McField y Kramer, 2007; Magdaong *et al.*, 2014).

Actualmente, el turismo de buceo es un apartado importante de la industria turística, sobre todo porque el buceo recreacional en arrecifes de coral es una de las actividades de más rápido crecimiento a nivel global (Santander-Botello y Propin-Frejomil, 2009). Sin embargo, para la población local es difícil acceder a permisos, financiamiento y cultura empresarial, necesarios para operar y mantenerse competitivamente en una actividad que requiere de embarcaciones, equipo y personal. La mayoría son pequeñas y medianas empresas (pymes) que además brindan otras actividades acuático-recreativas como la pesca deportiva (Micheli *et al.*, 2014). Estas pymes coexisten con prestadores de servicios de buceo que operan en grandes hoteles o cruceros, o que cuentan con una flota de

embarcaciones para la modalidad "live aboard" y que son propiedad de empresas con presencia en varios países y cuyos usuarios vienen con contratos realizados en sus propios países (Sánchez y Propin, 2003; Miller y Russ, 2014).

De acuerdo con la Organización Mundial del Turismo (Nieto *et al.*, 2016), el buceo es el que tiene como propósito principal la práctica del buceo autónomo, y dicha entidad menciona que la selección del destino se basa principalmente en el reconocimiento a la calidad de la experiencia que el sitio ofrece. Sin embargo, estas condiciones no se cumplen en un gran número de vacacionistas que tienen esta actividad como ocasional y de oportunidad, y cuyos efectos en los arrecifes ocasionan un impacto negativo (Altés, 2006; Shilvani, 2007; Rizzari *et al.*, 2015; Hughes *et al.*, 2016). Uno de los grandes contrastes de este turismo es precisamente la experiencia de los buzos, ya que los más experimentados provocan un mínimo daño, mientras que los menos experimentados degradan de forma directa las colonias coralinas (fractura, asfixia, lesiones, etc.). A su vez, los prestadores de servicio también provocan impactos negativos (alteración de comportamiento al ofrecer alimento a la fauna, ejecutar anclaje, realizar mayor número de viajes en temporadas altas, desobedecer normas ambientales o no señalar comportamientos indeseables de los usuarios). De cualquier manera, el número de personas que practican el buceo durante sus viajes ha crecido a nivel mundial, y se proyecta que siga haciéndolo en cantidades relevantes, sobre todo por la nueva tecnología de los equipos de buceo (Hammerton y Bucher, 2015; Hammerton, 2017).

El turismo de buceo tiene un claro perfil internacional. Los turistas del buceo realizan por lo menos un viaje anual, y uno de cuatro están en constante búsqueda de nuevos destinos, con preferencia por la exploración de arrecifes de coral, por lo que en América el destino dominante es el Caribe (Hawkins y Roberts, 1992; Perera-Valderrama *et al.*, 2016). Este turismo hace una evaluación subjetiva del valor estético y, consecuentemente, del grado de conservación de los sitios de buceo, por lo que en la selección de los sitios tienen gran relevancia parámetros como la claridad del agua, el número y el estado de las colonias de coral, la presencia de peces y otros habitantes arrecifales, así como la cobertura de algas. Además, hay otros factores que pueden compensar una mala experiencia, como la calidad del servicio brindado por los prestadores de servicios de buceo o los tiempos y costos de traslado a un destino (Ong y Musa, 2011; Torruco *et al.*, 2011). Bajo este contexto, esta investigación evaluó los efectos del

buceo sobre los atributos de la comunidad coralina para determinar si este uso turístico tiene una influencia negativa sobre la biodiversidad y la estructura de la comunidad coralina en arrecifes de ANP's, y si el patrón obtenido se presenta de manera recurrente en varios países. La hipótesis por comprobar es que no existe diferencia entre sitios con uso SCUBA intenso y sitios sin intensidad de uso en estas ANP's.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) es la segunda barrera de arrecifes más grande del mundo. Inicia al norte de Quintana Roo, México, y finaliza en las Islas de la Bahía, al norte de Honduras (SAM, 2003). Posee 60 ANP que proporcionan diversos hábitats para muchas especies de flora y fauna de importancia comercial, amenazadas o en peligro de extinción (SAM, 2004; Ardisson *et al.*, 2011). Para esta investigación se seleccionaron arrecifes insulares pertenecientes a parques nacionales en tres países del SAM: México (Cozumel), Belice (Turneffe) y Honduras (Roatán) (figura 1).

En Cozumel, el arrecife seleccionado como de buceo SCUBA no intensivo es un macizo arrecifal de 9 m de profundidad, localizado en la laguna del parque ecológico Chankanaab ($20^{\circ}26'27,61''N$; $86^{\circ}59'49,01''O$). Se encuentra concesionado a la iniciativa privada, y sobre él se practica básicamente el buceo libre, aunque frente a esta laguna se ofrece servicio de buceo SCUBA.

Por otra parte, el sitio seleccionado como intensivo, con una profundidad de 8 m, se presenta hacia afuera del parque ecológico, ($20^{\circ}26'30,21''N$; $86^{\circ}59'50,13''O$), pero aún dentro de la ANP. Aunque ambos sitios se han visto fuertemente impactados por huracanes y un extremo azolvamiento, la recuperación de estos arrecifes ha sido diferencial: la parte externa de Chankanaab ha dependido de procesos naturales de remoción de arena y restos, mientras que la laguna del parque ecológico se ha beneficiado de grandes esfuerzos por parte del personal y voluntarios del parque (Álvarez-Filip y Nava Martínez, 2006).

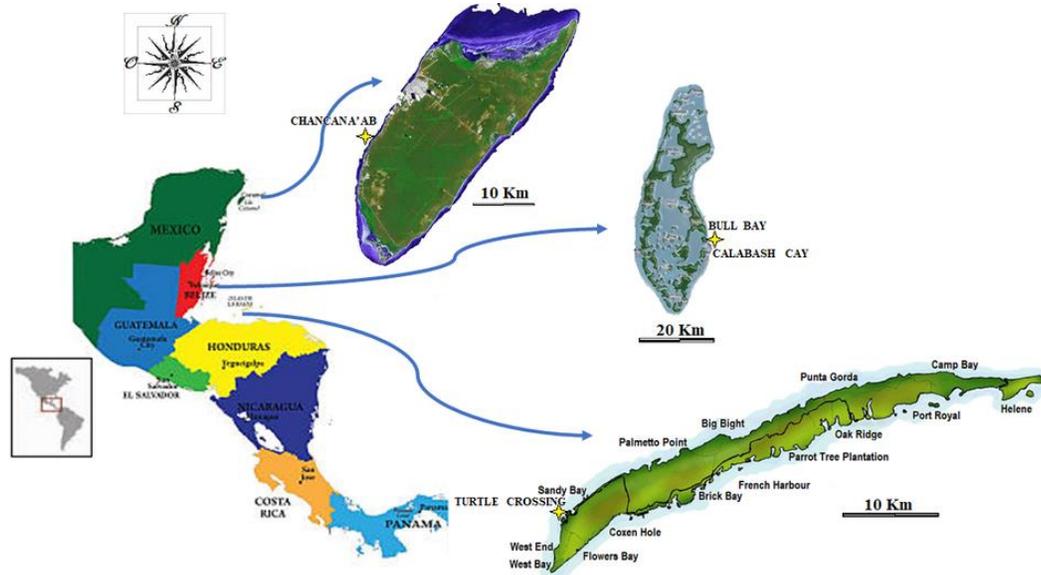


Figura 1. Mapa con la localización de los tres parques nacionales evaluados, indicando la ubicación de las estaciones de muestreo.

En el caso de Belice, se eligieron dos arrecifes contiguos en el atolón de Turneffe: Cay Calabash ($17^{\circ}15'59,90''N$; $87^{\circ}48'59,07''O$), frente a la estación marina de la Universidad Belice, con una profundidad de 14 m, y el arrecife frente a Bull Bay ($17^{\circ}17'58,99''N$; $87^{\circ}47'34,02''O$), con una profundidad de 13 m. Ambos sitios fueron considerados como la zona de buceo SCUBA intenso y no intenso, respectivamente.

En el caso de Roatán, en Honduras, estas dos zonas pudieron

ser ubicadas dentro del arrecife Turtle Crossing, en el parque Sandy Bay, West End Village. Hacia el sur se encuentra la zona de buceo no intensivo (BNI) ($16^{\circ}16'17,89''N$; $86^{\circ}35'39,11''O$), con profundidad de 8 m, y hacia el norte se halla la zona de buceo intenso (BI) ($16^{\circ}16'15,64''N$; $86^{\circ}35'39,39''O$), con profundidad de 9 m. De esta localidad no se encontraron registros anteriores de estudios, y todas las inmersiones se realizaron de manera diurna. Las localidades están representadas en la figura 1.

Fase de campo

Para obtener los descriptores biológicos de los corales duros en las tres ANP, se hizo uso de fototransectos en cada uno de los arrecifes estudiados (Torruco, 1995; Leujak y Ormond, 2007). El muestreo biológico se llevó a cabo entre febrero y julio del 2018, en los dos tipos de zonas arrecifales. Para realizar la comparación se buscaron zonas que fueran contiguas, con características ambientales y profundidades similares. Las series fotográficas se tomaron a lo largo de cuatro líneas de 20 m, trazadas con una cuerda de polipropileno dividida cada metro, por cada una de las zonas de cada arrecife. Las fotografías se tomaron a una distancia de 80 cm usando una cámara submarina digital Olympus Stylus de 10 megapíxeles para Cozumel y para Turneffe, mientras que para Roatán se utilizó una cámara digital Cannon PowerShot 550 con housing de 10 megapíxeles. La superficie que registran las fotografías es de 1.908 cm², y cada una de ellas fue analizada por 31 puntos aleatorios para determinar la cobertura viva de los corales (Bohnsack, 1979; Liddel y Ohlhorst, 1991; Leujak y Ormond, 2007).

Análisis de información

Con la información de la cobertura coralina, se formó una matriz de datos especie-cobertura para ambos sitios de muestreo en cada localidad. Posteriormente y para algunos análisis (dominancia y similaridad), esta matriz se convirtió en porcentajes, relacionando cada especie con la superficie total de la representación fotográfica. Se obtuvo el índice de valor de importancia para cada especie (IVI) (Orlóci, 1978), ponderando la frecuencia y la cobertura relativas. Adicionalmente, se obtuvo el número de especies por cada localidad (S) y se calcularon los índices de diversidad (H') de Shannon-Wiener y de equidad (J') (Pielou, 1984; Magurran, 1988). Se realizó también una asociación de localidades dada por el índice de Bray-Curtis (Pielou, 1984) y una ordenación por el algoritmo de escalamiento no métrico (NMS) tanto para sitios como para especies (Fashman, 1977).

Resultados

En general, en los sitios de estudio se identificó un total de 29 especies de corales duros, pertenecientes a 18 géneros. El porcentaje de la cobertura de corales duros y la riqueza de especies en cada localidad se presentan en la tabla 1. El máximo valor de riqueza específica se presentó en Honduras, en los arrecifes de Turtle Crossing (Roatán), y la menor, en México, en los arrecifes de Chankanaab, especialmente en el área de BNI (macizo arrecifal en la laguna del parque

Chankanaab, Cozumel), considerada zona de BNI, aunque este último arrecife tiene solo una especie de diferencia con el exterior de Chankanaab. Adicionalmente, los géneros *Agaricia* Lamarck 1801, *Orbicella* Dana 1846, *Montastraea* Blainville 1830 y *Siderastrea* Blainville 1830 se encontraron distribuidos a lo largo de todos los arrecifes analizados y son los únicos que se encuentran representados en todos los sitios de muestreo (tabla 1).

En Cozumel (México), en el arrecife de Chankanaab de la parte externa, fue evidente la presencia de las formas de mayor resistencia física, como es de esperarse en una zona de corrientes importantes, frecuente uso turístico y fuerte impacto físico de los huracanes. En el caso del interior de Chankanaab, el macizo arrecifal ubicado en la laguna del parque, también se observaron formas esféricas y masivas resistentes al daño mecánico del oleaje

En Belice, en las estaciones de Turneffe Atoll (Bull Bay y Cay Calabash), las especies *Agaricia agaricites* (Linnaeus 1758) y *Orbicella annularis*, resistentes al impacto físico, constituyen la mayoría de la cobertura. Condiciones ambientales de diferente naturaleza se revelan en Turtle Crossing. En la zona de BNI, la riqueza de especies es mayor, y la diferencia está dada precisamente por la presencia de las formas relativamente más frágiles como *Agaricia fragilis*, *A. tenuifolia* y *Helioseris cucullata* (Ellis y Solander, 1786). En todas las estaciones evaluadas, la cobertura coralina no superó el 77 % (tabla 1). Sin embargo, se confirmaron diferencias en los valores en las zonas de BI y BNI en todas las localidades.

A nivel de especies, los mayores valores de cobertura en el área de Chankanaab se observan para *O. annularis*, tanto en zonas de BNI (76,64 %) como en las de BI (29,6 %). Sin embargo, en este último arrecife *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1758) alcanzó un 25,5 % de cobertura. Para el caso de las estaciones de Belice, esta misma especie mostró el valor más alto (29,2 %), pero *A. agaricites* tuvo una cobertura ligeramente menor (22,8 %) en el BNI, mientras que alcanzó el máximo valor (18,5 %) en el arrecife de BI. En Roatán, *O. annularis* exhibió la mayor cobertura en ambos arrecifes (BNI=46,68 % y BI=27 %). Las especies con menores valores de cobertura fueron *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772), *Dichocoenia stokesi* Edwards y Haime, 1848, *Meandrina meandrites* (Linnaeus, 1758) y *Favia fragum* (Esper, 1795) (tabla 1).

La mayor dominancia correspondió a la especie *O. annularis*, que registró un mayor valor del IVI (figura 2a). En cuanto a la riqueza de especies, los valores de diversidad obtenidos con el

índice de diversidad y de equidad se muestran en la figura 2b. En Cozumel se presentan diferencias entre ambos sitios en términos de diversidad (1,6 bits ind⁻¹ de diferencia), y sus especies tienen también reflejan diferencias a nivel de equidad. En Turtle Crossing, ambos sitios tienen la misma riqueza

específica, y el valor de diversidad es muy similar (con una diferencia de 0,5 bits ind⁻¹). En Turneffe la diversidad es ligeramente menor en Bull Bay (BNI) (0,4 bits ind⁻¹), al igual que el valor de equidad (0,12) (figura 2b).

Tabla 1. Porcentajes de cobertura coralina total y por especie ($\pm 1 \text{ cm}^2$), así como la riqueza específica (S) registrada en los arrecifes evaluados en México, Belice y Honduras en 2018.

Especies	Cozumel (México)		Turneffe atoll (Belice)		Roatán (Honduras)	
	Chancana'AB adentro (No Intensivo)	Chancana'A B afuera (Intensivo)	Bull Bay (No Intensivo)	Cay Calabash (Intensivo)	Turtle crossing (No Intensivo)	Turtle crossing (Intensivo)
<i>Acropora cervicornis</i> (Lamarck, 1816)					0,48	-
<i>Agaricia agaricites</i> (Linnaeus, 1758)	0,12	-	22,8	18,5	10,2	10,9
<i>Agaricia fragilis</i> Dana, 1848	-	5,7	0,7	-	-	11,1
<i>Agaricia tenuifolia</i> Dana, 1848	0,1	-	0,4	2,4		
<i>Colpophyllia natans</i> (Houttuyin, 1772)			3,4	2,4	0,79	0,1
<i>Dendrogyra cylindrus</i> Ehrenberg, 1834					1,32	-
<i>Dichocoenia stokesii</i> Milne Edwards & Haime, 1848	1,08	-	0,1	-	0,03	0,7
<i>Diploria labyrinthiformis</i> (Linnaeus, 1758)			-	1,2	2,82	12,4
<i>Eusmilia fastigiata</i> (Pallas, 1766)	0,12	4,6			-	0,2
<i>Favia fragum</i> (Esper, 1795)			-	1	0,03	0,1
<i>Helioseris cucullata</i> (Ellis & Solander, 1786)			10,5	-	0,03	0,2
<i>Isophyllia sinuosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	-	5,8				
<i>Manicina aerolata</i> (Linnaeus, 1758)	-	6,1				
<i>Meandrina meandrites</i> (Linnaeus, 1758)			0,1	0,8		
<i>Montastraea cavernosa</i> (Linnaeus, 1758)	11,5	25,5	7,9	0,8	0,76	2,5
<i>Mycetophyllia aliciae</i> Wells, 1973					0,31	0,2
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i> Milne Edwards & Haime, 1849			0,9	-	0,13	0,3
<i>Orbicella annularis</i> (Ellis & Solander 1786)	76,6	29,6	29,2	12,5	46,6	27
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816			9,3	21	19,8	21,5
<i>Porites divaricata</i> Le Sueur, 1820			1,3			
<i>Porites furcata</i> Lamarck, 1816			3,7	4,1	3,1	0,3
<i>Porites porites</i> (Pallas, 1766)			2,3	3,4	0,1	0,9
<i>Pseudodiploria clivosa</i> (Ellis & Solander, 1786)			-	1,6		
<i>Pseudodiploria strigosa</i> (Dana, 1846)	-	14,5	2,4	3,3	-	2,4
<i>Siderastrea radians</i> (Pallas, 1766)	0,06	-	1,9	11,8	0,29	0,7
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis & Solander, 1786)	10,3	3	2,9	3,3	9,2	6,8
<i>Solenastrea bourmoni</i> Milne Edwards & Haime, 1849			0,2	11,9	2,1	1,7
<i>Solenastrea hyades</i> (Dana, 1846)					1,6	-
<i>Stephanocoenia michelini</i> Milne Edwards & Haime, 1848	-	5,2				
Cobertura total	18,9	1,1	8,4	2,7	20,3	12
Total de especies	8	9	18	16	19	19

El análisis de similitud de Bray-Curtis mostró una gran correspondencia entre las localidades. Las uniones más fuertes, en todos los casos, se dan entre los arrecifes cercanos de una

misma localidad sin importar el grado de uso (figura 3a). Así mismo, el análisis de ordenación espacial (NMS) reforzó este esquema al posicionar los orígenes de los arrecifes de Cozumel

y de Roatán en la misma magnitud del eje 1 para los primeros y del eje 2 para los segundos. En Belice, aunque cercanos, la posición de origen de los arrecifes es diferente, y la distorsión (*stress*) que presenta este análisis es muy grande (2,4) (figura 3b).

El análisis de ordenación de las especies coralinas mostró que estas están dispersas en todo el plano k- dimensional y, tentativamente, se forman cuatro grandes grupos con variaciones en la riqueza específica: el primero reunió las especies *H. cucullata*, *Mycetophyllia lamarckiana* Milne Edwards & Haime 1848, *A. agaricites* y *C. natans*, todas ellas abundantes y muy frecuentes; el segundo grupo estuvo formado por *Porites astreoides*, *A. tenuifolia* Dana 1848, *M. meandrites*, *F. fragum* y *Pseudodiploria clivosa* (Ellis y Solander, 1786) con

frecuencias medias, baja cobertura y morfología de esférica a submasiva; el tercer grupo reunió las especies *O. annularis*, *D. stokesii*, *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786), *Mycetophyllia aliciae* Wells 1973, *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) y *Dendrogyra cylindrus* Ehrenberg 1834, todas ellas con coberturas y frecuencias (presencia) variables, y el último grupo unió las especies *Manicina areolata* (Linnaeus, 1758), *Eusmilia fastigiata* (Pallas, 1766), *Isophyllia sinuosa* (Ellis y Solander, 1786) y *Stephanocoenia michelini* Milne Edwards y Haime 1848, que tienen baja frecuencia y coberturas intermedias. Las demás especies quedaron solitarias, de manera que, a pesar de que algunas de ellas se acercan a estos cuatro grupos principales, no llegaron a pertenecer a ninguno (figura 3c).

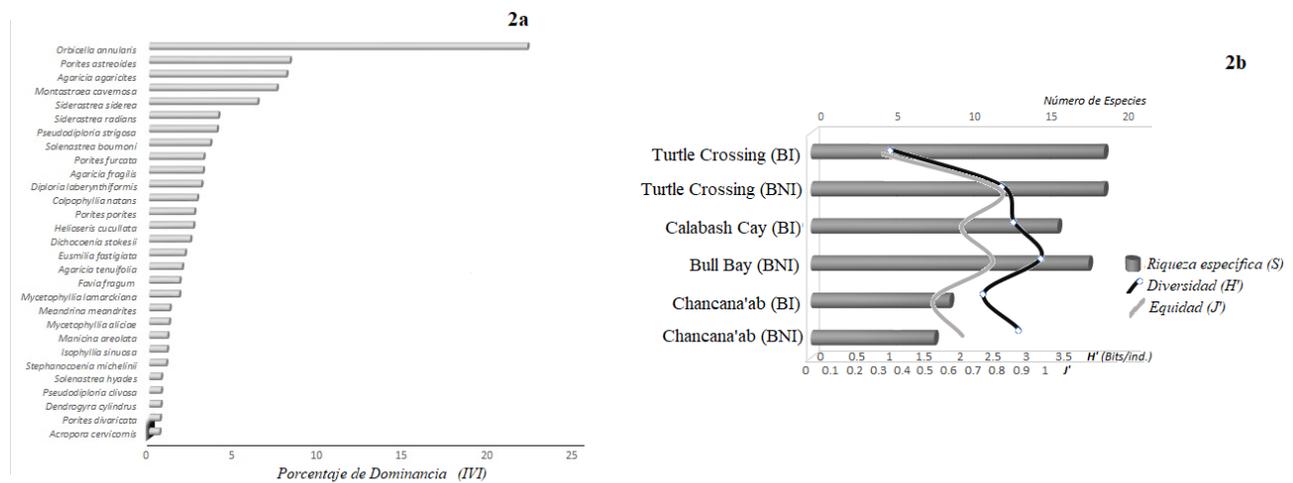


Figura 2. a) Valor de dominancia; b) Valores de Diversidad (H'), Equidad (J') y riqueza de especies (S) en los arrecifes analizados para los tres países del SAM. BNI: buceo no intensivo. BI: buceo intensivo.

Discusión

La riqueza específica es el parámetro más sencillo de analizar (Graham y Duda, 2011). Almada-Villela et al. (2002) presentaron la línea de base del SAM, en la cual registraron en total 33 especies coralinas, con un promedio de 11 especies de corales duros (mediana=11 y error estándar de 0,56). El máximo número de especies se registró en la localidad Arrecifes de Xcalak (México), con 23 especies, y el valor mínimo correspondió a Punta de Manabique (Guatemala), con siete especies. En este trabajo se identificaron en total 30 especies de corales duros: 13 para Cozumel, 19 para Turneffe y 25 para Roatán.

Los valores de riqueza específica (S) hallados en este estudio están por encima del promedio de especies registrado para la

región del SAM (11 especies). En general, las zonas de BNI presentaron los valores más altos de riqueza específica. Comparando esta última variable entre ambas zonas (BI y BNI) de cada arrecife, se muestra que no existe una diferencia significativa, ya que la mayor diferencia es por solo tres especies (Roatán) ($t > 0,05$). Los valores del IVI dan cuenta de una sola especie (*O. annularis*) que resalta por su dominancia entre las otras, posiblemente por su amplia capacidad de colonización de diferentes hábitats.

En las investigaciones realizadas sobre las comunidades arrecifales que incluyen los países que integran el SAM (Almada-Villela et al., 2002), el número de especies y el porcentaje de los valores de cobertura manejados son semejantes a los encontrados en este trabajo, considerando

que como región el SAM incluye varias localidades (tabla 3). Sin embargo, bajo el criterio de cobertura coralina viva dado por Almada-Villela *et al.* (2002), quienes postulan que el rango 25-30 % de cobertura coralina puede ser considerado como bueno para arrecifes del Caribe, es claro que los arrecifes muestreados se encuentran seriamente impactados, ya que el estado de salud de las zonas analizadas es precario. En efecto, ninguna

de las zonas con mayor porcentaje de cobertura coralina (BNI) en los tres países muestreados alcanzó el referente mencionado, que las designe como en buen estado. Esto implica que no han logrado recuperarse de los diferentes impactos (antropogénicos y naturales) a los que se ven y se han visto sometidas.

Son muy evidentes los resultados bajo la consideración de la diferencia en cuanto a intensidad de buceo, pues, como se observa en los valores de cobertura para las zonas de BI, estos son menores que en las zonas identificadas como de BNI. Esto podría mostrar que el uso afecta de manera determinante la cobertura coralina, como ocurre en otros arrecifes (Hawkins *et al.*, 1999; Lamb *et al.*, 2014). Sin embargo, en Belice es evidente que parte de las diferencias se deben al efecto de uso, pero no solo de buceo SCUBA, sino de pesca intensa, lo que ha originado que otros procesos de cambios de fase coral-alga ocurran en ese arrecife y, consecuentemente, las coberturas de los corales disminuyan drásticamente en relación con otras áreas del Caribe (McField, 2002; Komyacova *et al.*, 2013; Williamson *et al.*, 2014; Duran *et al.*, 2018).

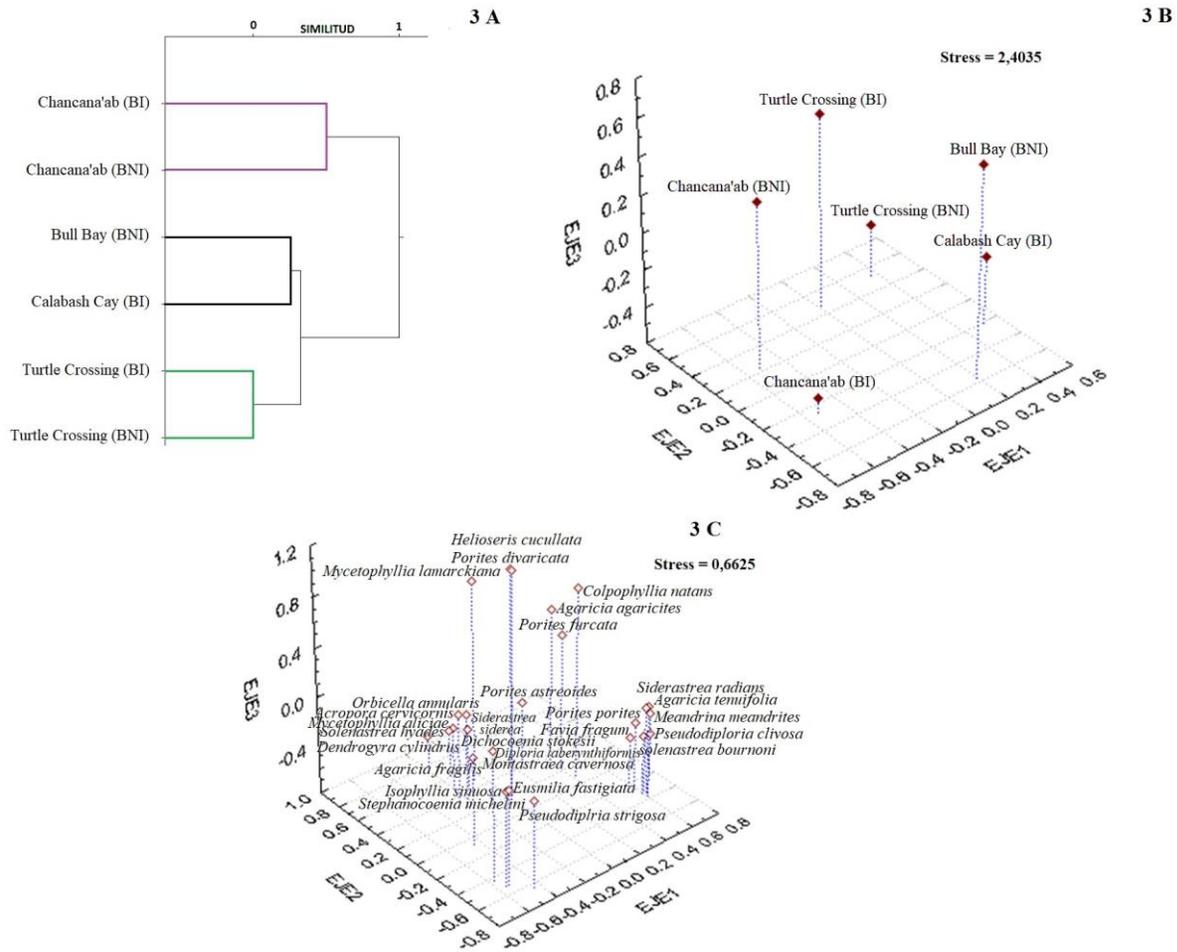


Figura 3. 3a. Dendrograma de Similitud de Bray-Curtis, se muestra la fuerte identidad de cada localidad al unir las áreas de buceo no intensivo con las áreas buceo intensivo. 3b. Análisis de ordenación (NMS) mediante la cobertura coralina de los arrecifes con Buceo Intensivo y no intensivo, evaluados en México, Belice y Honduras. 3c. Análisis de ordenación (NMS) de las especies en el espacio k-dimensional.

En el caso de Roatán, la intensidad en el uso turístico de los sitios de muestreo es conocida solo por quienes se encuentran

en contacto directo con el arrecife, de forma que es muy probable que los parques marinos de este lugar no tengan

conocimiento de esa problemática. Por otro lado, aunque en este sitio se presentan formas coralinas más frágiles, el principal factor que afecta a este arrecife es la sedimentación (Cerrato, 2002).

En el caso de Cozumel, los dos sitios de Chankanaab se encuentran protegidos dentro del parque Arrecifes de Cozumel, aunque en la parte interna el buceo SCUBA prácticamente no se lleva a cabo debido a que se trata de un sitio somero al cual las tiendas de buceo, por lo general, no llevan a sus clientes. No obstante, el buceo libre es la actividad frecuente, y la profundidad no es suficiente como para limitar el contacto. La parte de afuera es un poco más concurrida por los usuarios del SCUBA, si bien existen otros sitios que, por la abundancia y riqueza de organismos, son los preferidos por los proveedores del servicio de buceo en Cozumel. En este arrecife en particular, la baja cobertura se debe a los impactos severos de los eventos meteorológicos que ha sufrido esta zona (Álvarez-Filip y Nava-Martínez, 2006; Graham *et al.*, 2014). Por ejemplo, después del paso del huracán Wilma en 2005, la laguna arrecifal se azolvó por completo; restos de plantas, material de construcción y rocas completaron el daño, y las pocas especies que sobrevivieron y que fueron rescatadas encontraron condiciones propicias en la laguna y son las que habitan el macizo arrecifal (Álvarez-Filip *et al.*, 2011). Por otro lado, la presión de uso se divide entre las estructuras que se encuentran hundidas en los alrededores, como es el caso del Cristo gigante y otras esculturas sumergidas.

Tabla 3. Número total de especies y porcentaje de cobertura coralina en algunas regiones del SAM y en los arrecifes evaluados.

Subregión del SAM	Especies coralinas	% Cobertura coralina
Norte de Quintana Roo*	24,5	24,5
Belice*	26,5	12,9
Norte de Honduras*	27,6	10,1
Cozumel (México)+	13	18,9
Turneffe (Belice)+	19	8,4
Roatán (Honduras)+	25	20,3

Junto con la cobertura, otros parámetros que proporcionan información sobre la estructura del arrecife son la altura, el reclutamiento y el diámetro de las colonias (Ruiz, 2000; Hernández, 2004; Burke y Maidens, 2005; Perera-Valderrama *et al.*, 2016). Para los sitios de uso turístico, la inclusión de estas medidas en investigaciones futuras podría ser un buen indicador para determinar el impacto del turismo SCUBA en cada arrecife. De manera general, el reporte del arrecife mesoamericano 2018 (SAM, 2018) en relación con la salud

arrecifal menciona que en la zona de Cozumel los arrecifes están bien (índice de salud arrecifal (ISA) =3,5), los de Belice (Turneffe) están mal (ISA= 2,5) y los de Honduras tienen salud regular (ISA=3,3). Este estudio menciona en sus recomendaciones que México necesita proteger a los peces herbívoros y mejorar el tratamiento de aguas residuales, mientras que para Belice es importante prohibir redes e incrementar áreas de recuperación pesquera, en tanto que para Honduras propone la reducción de contaminantes por escorrentías y mejorar las zonas de recuperación pesquera y los tratamientos de aguas residuales. En ningún caso se considera el uso turístico por SCUBA, si bien, de acuerdo con los resultados de esta investigación y el escaso impacto de esta clase de buceo, es posible que las variables recomendadas por el SAM sean las más importantes para la conservación del arrecife.

Agradecimientos

Este estudio se realizó gracias al apoyo de la WWF por el soporte otorgado para el viaje a Honduras, al Departamento de Recursos del Mar por los recursos logísticos y financieros asignados a este estudio.

Referencias

Allison, G.W., Lubchenco, J. y Carr, M.H. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological applications* 8(sp1): S79-S92. Doi: [https://doi.org/10.1890/1051761\(1998\)8\[S79:MRANBN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051761(1998)8[S79:MRANBN]2.0.CO;2).

Almada-Villela, P., McField, M., Kramer, P., Richards, K. y Arias-González, E. 2002. *Status of coral reefs of Mesoamerica-Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua and El Salvador*. P 303-324. In: Wilkinson C: 2002. Editor. Status of Coral Reefs of the world. Global Coral reef monitoring network. Australian Institute of Marine Science, Townsville.

Altés, C. 2006. *El turismo en América Latina y el Caribe y la experiencia del Banco Interamericano de Desarrollo*. Sustainable Development Department Technical papers series. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington D.C.

Álvarez-Filip, L. y Nava-Martínez, G. 2006. *Reporte del efecto de los huracanes Emily y Wilma sobre arrecifes de la costa Oeste del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel*. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.

- Álvarez-Filip, L., Gill, J. A., Dulvy, N.K., Watkinson, A. R. y Côté, I. M. 2011. Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral reefs* 30(4): 1051-1060. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0795-6>.
- Ardisson, P.L., May-Ku, M.A., Herrea-Dorantes M.T. y Arellano-Guillermo, A. 2011. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: Consideraciones para su designación como zona marítima especialmente sensible. *Hidrobiológica* 21(3):261-280.
- Arnaiz, B.S.M. 1996. Turismo en el Caribe Continental. *Estudios y perspectivas en Turismo* 5:147-163.
- Bohnsack, J.A. 1979. Photographic quantitative sampling of hardbottom benthic communities. *Bulletin of Marine Science* 29: 242-252.
- Bringas, L.N. y Ojeda, R.L. 2000. El ecoturismo: ¿Una nueva modalidad del turismo de masas? *Economía, sociedad y territorio* 7: 373-403. Doi: <https://doi.org/10.22136/est002000436>.
- Burke, L. y Maidens, J. 2005. Arrecifes en peligro del Caribe. World Resources Institute. Washington, D.C.
- Castro-Sanguino, C., Bozec, Y.M., Dempsey, A., Samaniego, B.R., Lubarsky, K., Andrews, S., Komyako, V., Ortiz J.C., Robbins, W.D., Renaud P.G. y Mumby, P.J. 2017. Detecting conservation benefits of marine reserves on remote reefs of the northern GBR. *PLoS ONE* 12(11): e0186146. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.018614>.
- Caveen, A., Polunin, N., Gray, T. y Stead, S.M. 2015. *The Controversy over Marine Protected Areas: Science meets Policy*. Springer Briefs in Environmental Science. Springer International publishing Switzerland, Gewerbestraße.
- Cerrato, C. A. 2002. *Diagnóstico del monitoreo de la ecología de arrecifes coralinos y ecosistemas asociados en Honduras (Informe del País)*. SAM Manejo de Recursos Naturales y Áreas Protegidas Marino Costeras, Tegucigalpa.
- Daltabuit, G.M., Vázquez, L.M., Cisneros, H. y Ruiz G.A. 2006. *El turismo costero en la ecorregión del sistema arrecifal mesoamericano*. CRIM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Cuernavaca, México.
- Denny, C.M. y Babcock, R.C. 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* 116(1):119-29. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00183-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00183-6).
- Doménech, J. 1999. El uso y disfrute de los espacios protegidos y de interés: *Política forestal y de parques naturales. La protección de la biodiversidad dentro de una estrategia de desarrollo sostenible*. En: Grau R.J. Editor. Política ambiental y desarrollo sostenible. Instituto de Ecología y Mercado, Barcelona.
- Duran, A., Shantz, A.A., Burkepile, D.E., Collado-Vibes, L., Ferrer, V.W., Palma, L., Ramos, A. y González-Díaz, P. 2018. Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bulletin of Marine Science* 94(2): 213-228. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1061>.
- Fasham, M.J.R. 1977. A comparison of nonmetric multidimensional scaling, principal components and reciprocal averaging for the ordination of simulated coenoclines and coenoplanes. *Ecology* 58: 551-561. Doi: <https://doi.org/10.2307/1939004>.
- Gill, D.A., Mascia, M.B., Ahmadi, G.N., Glew, L., Lester, S.E., Barnes, M., Craigie, I., Darling, E.S., Free, C.M., Geldmann, J., Holst, S., Jensen O.P., White, AT., Basurto, X., Coad, L., Gates, R.D., Guannel, G., Mumby, P.J., Thomas, H., Whitmee, S., Woodley, S. y Fox, H.E. 2017. Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature* 543 (7647): 665-9. Doi: <https://www.nature.com/articles/nature21708>
- Graham, J. y J.J. Duda. 2011. The humped species richness-Curve: A contingent rule for community ecology. *International Journal of Ecology* 2011:15. Doi: <https://doi.org/10.1155/2011/868426>.
- Graham, J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A. y Thomson, R.J. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506(7487): 216-20. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature13022>.
- Halffter, G. 2011. Biosphere Reserves: Problems and opportunities in Mexico. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.) 27(1): 177-189. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271743>.
- Hammerton, Z. 2017. Low impact diver training in management of SCUBA diver impacts. *Journal of Ecotourism* 16(1): 69-94. Doi: <https://doi.org/10.1080/14724049.2016.1194849>.

- Hammerton, Z. y Bucher, D. 2015. Levels of intervention reducing SCUBA-diver impact within subtropical marine protected areas. *Journal of Ecotourism* 14 (1): 3-20. Doi: <https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1073738>.
- Hawkins, J.P. y Roberts, C.M. 1992. Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Conservation Biology* 62 (3): 171-178. Doi: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91045-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91045-T).
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Hof, T.V., De Meyer, K., Tratalos, J. y Eldam, C. 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology* 13(4): 888-897. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97447.x>.
- Hernández, L.R.C. 2004. Variación espacial de la cobertura de corales escleractínios y descripción de condición arrecifal a lo largo del Caribe Mexicano y un arrecife del Banco de Campeche. Tesis de Maestría. CINVESTV-IPN, México.
- Hughes, T., Cameron, D., Chin, A., Connolly, S., Day, J., Jones, G., McCook, L., McGinnity, P., Mumby, P.J., Pears, R.J., Pressey, R.L., Russ, G.R., Tanzer, J., Tobin, A. y Young, M.A.L. 2016. A critique of claims for negative impacts of Marine Protected Areas on fisheries. *Ecological Applications* 26(2):637-41. Doi: <https://doi.org/10.1890/15-0457>.
- Komyakova, V., Munday, P.L. y Jones, G.P. 2013. Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS One* 8(12): e83178. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083178>.
- Lamb, J.B., True, J.D., Piromvaragorn, S. y Willis, B.L. 2014. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Conservation Biology* 178: 88-96. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.027>.
- Leujak, W. y Ormond, R.F.G. 2007. Comparative accuracy and efficiency of six coral community survey methods. *Journal of experimental marine biology and ecology* 351: 168-187. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.028>.
- Liddell, W.D. y Ohlhorst, S.L. 1991. Sessile community sampling. Magill's survey of science: *Life Science Series* 2473-2479.
- Magdaong, E.T., Fujii, M., Yamano, H., Licuanan, W.Y., Maypa, A., Campos, W.L., Alcalá, A.C., White A.T., Apistar, D. y Martínez, R. 2014. Long-term change in coral cover and the effectiveness of marine protected areas in the Philippines: a meta-analysis. *Hydrobiologia* 733 (1): 5e17. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1720-5>.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Springer, Berlin.
- McField, M. 2002. Influence of disturbance on coral reef community structure in Belize. Proceedings 9th International Coral Reef Symposium (23-27 October 2002). Bali, Indonesia.
- McField, M. y Kramer, P.R. 2007. *Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. (Arrecifes Saludables para Gente Saludable: Guía de indicadores de salud de los arrecifes y bienestar social en la región del Sistema Arrecifal Mesoamericano)*. Con las contribuciones de M. Gorrez y M. McPherson. The Smithsonian Institution, Washington D.C.
- Micheli, F., Mumby, P.J., Brumbaugh, D.R., Broad, K., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Holmes, K.E., Kappel, C.V., Litvin, S.Y. y Sanchez-Rico, J.N. 2014. High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 171:186-194. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.029>.
- Miller, K.I. y Russ, G.R. 2014. Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean & Coastal Management* 96:5 1-60. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.003>.
- Nieto, J.L., Román, I.M., Bonillo, D. y Paulova, N. 2016. El turismo a nivel mundial. *International Journal of Scientific Management and Tourism* 2(1):129-144.
- Ong, T.F. y Musa, G. 2011. Examination of recreational divers' underwater behavior by attitude-behaviour theories. *Current Issues in Tourism* 14:8: 779-795. Doi: <https://doi.org/10.1080/13683500.2010.545370>.
- Orlói, L. 1978. *Multivariate analysis in vegetation research*. Second Edition. Dr. W. J. Junk publication. The Hague.
- Perera-Valderrama, S., Hernández-Arana, H., Ruíz-Zárate, M.A., Alcolado, P.M., Caballero-Aragón, H., González-Cano, J., Vega-Zepeda, A. y Cobián-Rojas, D. 2016. Condition assessment of coral reefs of two marine protected areas under different regimes of use in the north-western Caribbean. *Ocean & Coastal Management* 127: 16-25. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.001>.
- Phillips, A. 1998. *Task Force on Economic Benefits of Protected*

- Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN. Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers.* IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination.* Wiley Interscience Publ. New York.
- Rizzari, J.R., Bergseth, B.J. y Frisch, A.J. 2015. Impact of conservation areas on trophic interactions between apex predators and herbivores on coral reefs. *Conservation Biology* 29(2):418–29. Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12385>.
- Ruiz, Z.M.A. 2000. Análisis espacial del reclutamiento coralino y condición arrecifal en el Caribe mexicano. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. México.
- SAM. 2003. Principios de Manejo Para las Áreas Marinas Protegidas. Proyecto para la conservación y uso sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Manual. Documento Técnico del SAM No. 2. Ciudad Belice, Belice.
- SAM. 2018. Reporte del Arrecife Mesoamericano. Evaluación de la salud del ecosistema. 10 años de colaboración y conservación. Arrecifes saludables para gente saludable. Url: https://www.healthyreefs.org/cms/wpcontent/uploads/2012/12/SmithReefs_RC17_Pages_SPA_1207_DIG_LO.pdf. Consultado: 15 de septiembre de 2020.
- Sánchez, C.A. y Propín, F.E. 2003. Dependencias regionales del turismo en la Isla de Cozumel, México. *Cuadernos de Turismo* 11:169-180.
- Santander-Botello, L.C. y Propin-Frejomil, E. 2009. Impacto ambiental del turismo de buceo en arrecifes de coral. *Cuadernos de Turismo* 24: 207-227.
- Schuhmann, P.W. y Mahon, R. 2015. The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean: a literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosystem Services* 11: 56-66. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.013>.
- Shivlani, M. 2007. A literature review of sources and effects of non-extractive stressors to coral reef ecosystems. Final Report. Rosenstiel School of Atmospheric and Marine Sciences. University of Miami. Florida.
- Torruco, D. 1995. Faunística y Ecología de los Arrecifes Coralinos del Sureste de México. Tesis de Doctorado. D. Universitat de Barcelona. España.
- Torruco, D., A. González, A., Corbalá y Gútierrez, A.I. 2011. Valor de un arrecife biológicamente degradado: Caso del Garrafón. *Ciencia, Tecnología e Innovación para el desarrollo de México* PCTI 4:93.
- Williamson, D.H., Ceccarelli, D.M., Evans, R.D., Jones, G.P. y Russ, G.R. 2014. Habitat dynamics, marine reserve status, and the decline and recovery of coral reef fish communities. *Ecology Evolution* 4 (4): 337-354. Doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.934>.
- Citar como:** González-Solis, A., Torruco, D. y Torruco-González, Á.D. 2020. Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras. *Intropica* 15(2): 94-113. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3526>

Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia

Physical-chemical and phytoplankton analysis of the Puerto Caiman marsh, Caribbean Basin, Colombia

Esperanza Blanco-Muñoz¹, Ana De la Parra-Guerra², Carlos García-Alzate^{2,3} * y Eduardo Villarreal-Blanco¹

1. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

2. Grupo de Investigación Biodiversidad del Caribe colombiano, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

3. Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible, Popayán, Colombia

*Autor de correspondencia: carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Recibido: 19 de agosto de 2020

Aceptado: 04 de noviembre de 2020

Publicación en línea: 02 de diciembre de 2020

Resumen

Palabras clave:
bioindicador; eutrofización;
fitoplancton; limnología; Suramérica;
ecosistemas lénticos

Se evaluaron las condiciones ambientales en la ciénaga de Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia, teniendo en cuenta las variables físico-químicas y su influencia en la taxocenosis del fitoplancton de la ciénaga. Cinco estaciones fueron establecidas, teniendo en cuenta algunas características del cuerpo de agua (entrada de arroyos y agua de mar, morfología y extensión). En cada una de las estaciones, se filtraron 24 L de agua superficial, con una malla de diámetro de poro de 24 μm para la recolección de fitoplancton. Adicionalmente, se registraron in situ variables físico-químicas y se evaluaron índices de contaminación ambiental (ICOS). El comportamiento de variables físico-químicas tales como alcalinidad, conductividad, sólidos totales suspendidos, pH, oxígeno disuelto y temperatura superficial del agua mostró variación espacio-temporal en el cuerpo de agua. La composición del fitoplancton registró cambios en la riqueza y densidad. La mayor densidad (1,045 Cél.mL⁻¹) se observó en el tercer muestreo. *Nitzschia acicularis* presentó la mayor densidad en todos los muestreos (994 Cél.mL⁻¹), seguida por *Entomoneis alata* (243 Cél.mL⁻¹) y *Anabaena flos-aquae* (181 Cél.mL⁻¹). Los ICOS, por su parte, evidenciaron contaminación en la ciénaga de Puerto Caimán por efectos de los sólidos totales suspendidos (ICOSUS), la mineralización (ICOMI) y efectos antrópicos tales como la ganadería, destrucción de la vegetación ribereña y vertimientos domésticos. La ciénaga de Puerto Caimán es un ambiente contaminado-eutrofizado, caracterizado por especies de fitoplancton que han sido reportadas como indicadores de aguas contaminadas.

Abstract

Key words:
bioindicators; eutrophication;
phytoplankton; limnology; South America;
lentic ecosystem

The environmental conditions in the Puerto Caiman marsh, Caribbean slope, Colombia, were evaluated, taking into account the physical-chemical variables and their influence on the taxocenosis of the marsh's phytoplankton. Five stations were established, taking into account general characteristics of the body of water (stream and seawater entry, morphology and extension). In each of the stations, 24 L of surface water were filtered, with a pore diameter mesh of 24 μm for the phytoplankton collection, additionally physical-chemical variables were registered in situ and environmental pollution indices evaluated. The behavior of physico-chemical variables such as alkalinity, conductivity, total suspended solids, pH, dissolved oxygen and water temperature showed variation in the body of water. The composition of the phytoplankton recorded changes in richness and density. The highest density (1045 Cél.mL⁻¹) was observed in the third sample, dominated by *Nitzschia acicularis* (994 Cél.mL⁻¹), species with the highest density in all the samplings (1031 Cél.mL⁻¹), followed by *Entomoneis alata* (243 Cél.mL⁻¹) and *Anabaena flos-aquae* (181 Cél.mL⁻¹). environmental pollution indices evidenced contamination in the Puerto Caiman marsh due to the effects of total suspended solids (ICOSUS), mineralization (ICOMI) and anthropogenic effects such as livestock, destruction of riparian vegetation and domestic dumping. The Puerto Caiman marsh is a polluted-eutrophied environment, characterized by several species of phytoplankton previously reported for some authors as an indicator of polluted water.

Introducción

Las ciénagas o lagunas costeras son cuerpos de agua orientados de manera paralela a la línea de costa. Se encuentran separados del océano por una barrera natural conformada por un banco de arena, la cual permite la entrada de agua de manera intermitente o permanente. Estos ecosistemas generalmente no exceden los tres metros de profundidad y se caracterizan por presentar fluctuaciones salinas con niveles desde aguas dulces continentales a lagos hipersalinos, lo cual depende del balance hidrológico, dado que las mezclas de agua dulce y salada no siempre permanecen en la misma proporción (Castro *et al.*, 2009; Etilé *et al.*, 2009; Dürr *et al.*, 2011). Las lagunas costeras están entre los ecosistemas estuarinos más susceptibles a eutrofización ya que, debido a la alta productividad que exhiben, son ideales para la acuicultura y pesca. Sin embargo, consecuentemente están expuestos a altas cargas de contaminantes, productos de fertilizantes, pesticidas, entre otros, generados por estas y otras actividades (*e. g.*, agricultura, actividad doméstica, industrial, minería, ganadería) (Pereira *et al.*, 2009; Hennemann y Petrucio, 2011). El ingreso de estos contaminantes a los cuerpos de agua provoca cambios en las comunidades biológicas acuáticas, lo cual puede afectar su ciclo de vida de manera temporal, espacial o permanente (Etilé *et al.*, 2009).

En Colombia, las investigaciones relacionadas con lagunas costeras se han centrado principalmente en el departamento del Magdalena, ya que en este se encuentra la laguna costera más grande e importante del país: la Ciénaga Grande de Santa Marta. Por lo tanto, la dinámica de esta en muchos aspectos biológicos-ecológicos es bien conocida (*e. g.*, Mancera y Mendo, 1996; Betancourt-Portela *et al.*, 2013; Jaramillo *et al.*, 2018). Entretanto, en el departamento del Atlántico, el interés por los ecosistemas con características estuarinas ha estado restringido en su mayoría a la ciénaga de Mallorquín (Díaz *et al.*, 2014; Mangones-Cervantes, 2014) a pesar de que existen otros cuerpos de agua con características similares como la ciénaga de Balboa, la ciénaga de los Manatíes, la ciénaga de Puerto Caimán, entre otras. Debido al poco conocimiento de estos ecosistemas, no hay información base para apoyar su recuperación o mantenimiento, aunque en municipios rurales son una fuente importante de alimentos y agua.

Una de las formas más efectivas de conocer el estado de un cuerpo de agua, es el uso de indicadores biológicos, o bioindicadores, los cuales son grupos de organismos que, debido a ciertas características, permiten inferir el estado de un ecosistema (Parmar *et al.*, 2016). Entre los indicadores

biológicos de los ecosistemas acuáticos se encuentra el fitoplancton, el cual pertenece a los productores primarios y por ende cumple un rol importante en el mantenimiento de la red trófica (Winder y Sommer, 2012). El fitoplancton está compuesto por microorganismos fotosintéticos, adaptados a vivir parcial o completamente en aguas abiertas. Corresponden a la parte fotoautótrofa del plancton y son los mayores productores primarios de carbono orgánico en la zona pelágica de los mares y de las aguas continentales (Cloern *et al.*, 2014; Sabanci, 2014), por lo tanto, el fitoplancton es un reflejo inmediato de los cambios producidos en los ecosistemas acuáticos (Hemraj *et al.*, 2017).

Teniendo en cuenta lo anterior, es de gran importancia estructurar una línea base y motivar la realización de futuros estudios que aporten conocimiento sobre la dinámica de los cuerpos de agua con características estuarinas en el departamento del Atlántico, así como el uso del fitoplancton como bioindicador, e incentivar a la comunidad al cuidado y protección de los recursos hídricos. En consecuencia, el objetivo de este trabajo se centra en la evaluación del comportamiento de variables físico-químicas y su relación con la comunidad fitoplanctónica de la ciénaga de Puerto Caimán, cuenca del bajo río Magdalena, Colombia.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciénaga de Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia, se encuentra localizada en el municipio de Tubará, en el sector turístico entre Playa Mendoza y Puerto Caimán (coordenadas: 10°54'37,95" N, 75°2' 3,68" O.) departamento del Atlántico (figura 1). Tiene una extensión de 43 ha y aproximadamente 1 m de profundidad. Presenta un clima seco tropical, con temperaturas entre 27 y 32 °C. Este ecosistema acuático está rodeado de una vegetación de manglar, caracterizada por especies como *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn.f., *Rhizophora mangle* L. y *Conocarpus erectus* L. Sin embargo, presenta alto impacto debido a su acelerada deforestación para la producción de carbón vegetal, así como para la preparación de tierras que son usadas en la explotación agrícola o ganadera, y en la actualidad se desarrollan cultivos a pequeña escala como el mango (*Mangifera indica* L.), la papaya (*Carica papaya* L.), el coco (*Cocos nucifera* L.), el plátano (*Musa paradisiaca* L.), entre otros.

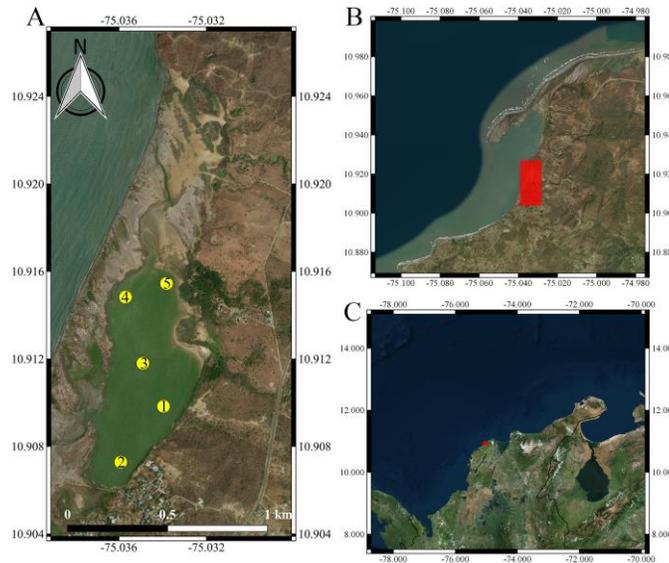


Figura 1 (a). ubicación de la ciénaga de Puerto Caimán y sus estaciones de muestreo representadas en círculos amarillos; (b). localización de la ciénaga en el departamento del Atlántico; (c). lugar de la ciénaga en la región Caribe.

Métodos

Se realizaron cinco muestreos (M1, M2, M3, M4 y M5) entre los meses febrero y julio del 2017, en diferentes momentos del pulso de inundación: M1 al M3 en bajas lluvias; M4 y M5 en lluvias altas. En cada muestreo se tomaron en cuenta cinco estaciones de trabajo (E1, E2, E3, E4 y E5), las cuales fueron establecidas teniendo en cuenta diferentes características de la ciénaga (entrada de arroyos y agua de mar, morfología y extensión).

Físico-química y meteorología

En cada estación se realizaron mediciones *in situ* de pH, oxígeno disuelto (mg.L^{-1}), temperatura superficial del agua ($^{\circ}\text{C}$), transparencia de Secchi (cm) y conductividad ($\mu\text{s.cm}^{-1}$), con un equipo multiparamétrico Hanna Instruments. Se registraron además datos de altitud (msnm), temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$) y humedad relativa (%) con una estación meteorológica portátil (Brunton ADC-pro) en cada muestreo. Adicionalmente, la profundidad fue medida con una estaca graduada. También se tomaron muestras de agua superficial en botellas plásticas de 250 mL, las cuales fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico (Puerto Colombia, Atlántico), donde se realizaron análisis de alcalinidad ($\mu\text{g.L}^{-1}$), acidez ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitritos [$(\text{NO}_2\text{-N})$ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)], nitratos [$(\text{NO}_3\text{-N})$ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)], y sulfatos (mg.L^{-1}), utilizando kits de la casa comercial Hanna Instruments. Además, se midieron sólidos suspendidos totales (SST) de acuerdo con la metodología propuesta por la

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), World Economic Forum (WEF) (2012) y amonio (mg.L^{-1}) usando un medidor Milwaukee.

Clorofila-*a* (Cl-*a*)

En cada estación de muestreo, se tomaron 500 mL de agua, usando botellas ámbar, las cuales fueron almacenadas en condiciones de oscuridad, refrigeradas y transportadas, para su posterior análisis, en el laboratorio Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico. Se realizó un filtrado al vacío, usando un filtro con permeabilidad de grado "C" de 47 mm de diámetro. El proceso de extracción de pigmentos fue llevado a cabo mediante maceración mecánica de los filtros por un triturador de tejidos vegetales o aparato de sonicación, en tubos de ensayos de 5 mL con solución de acetona. El montaje se mantuvo a 4°C durante 24 h y luego se centrifugó durante 15 min a 3,000 rpm, para finalizar la extracción. Se determinó la concentración de Cl-*a* con ayuda de un espectrofotómetro de referencia T80+UV/VIS Spectrometer PG Instruments. Posteriormente, se midió la absorbancia con diferentes longitudes de onda (750, 664, 647 y 630 nm). Todo el proceso se realizó con luz tenue en el laboratorio, para proteger las muestras de cualquier tipo de interferencias y con base en la metodología propuesta por APHA (2005).

Fitoplancton

En cada estación de muestreo, se realizó un filtrado pasivo de

agua superficial, 24 L, usando una malla de 24 μm de diámetro. Las muestras filtradas se almacenaron en frascos de 50 mL, fijados con formalina al 4 % y lugol, rotuladas con las especificaciones de campo (lugar, fecha, estación y hora) y transportadas, para su identificación, al laboratorio Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico. El conteo y la determinación de los individuos se hicieron por registro en una alícuota de la muestra, la cual fue previamente homogenizada antes de tomar con una pipeta de precisión un volumen conocido (1 mL), que se colocó entre el portaobjeto y cubreobjetos, para finalmente analizar y obtener el recuento de los individuos que abarcan el área total del cubre objetos (Lackey, 1938). Todo lo anterior se llevó a cabo mediante observación directa con ayuda de un microscopio óptico (Leica DIMIN), en aumento máximo de 100X. La determinación se realizó con claves taxonómicas y material iconográfico disponible en Round *et al.* (1990), Chrétiennot-Dinet *et al.* (1993), Wehr y Sheath (2003); Moreno *et al.* (2012) y Wehr *et al.* (2015). La cuantificación se obtuvo mediante la fórmula; $N^{\circ}/\text{mL} = (C \cdot TA) / (A \cdot S \cdot V)$ (APHA, AWWA, WEF, 2012), donde: TA corresponde al área del cubreobjetos (mm^2), A es el área de una hilera (mm^2), S representa número de hileras contadas, C indica el número de organismos contados y V es el volumen de la muestra bajo el cubreobjetos.

Índices de contaminación (ICOS)

Se calcularon los índices de contaminación propuestos por Ramírez *et al.* (1997; 1999) tales como: ICOSUS, el cual tiene en cuenta los valores de sólidos suspendidos totales; ICOPH, que toma valores concernientes al potencial de hidrogeno (pH); ICOTEM, que refleja contaminación térmica, e ICOMI, que evalúa la contaminación por mineralización usando valores de la conductividad y la alcalinidad. Estos índices tienen una categorización estandarizada y, toman valores de cero a uno, siendo aquellos cercanos a uno indicadores de contaminación de los cuerpos de agua. Los cálculos de los índices fueron realizados mediante el software ICATest v1.0.

Análisis de los datos

Se realizó estadística descriptiva a los datos de las variables físico-químicas. Estos fueron sometidos a una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk ($N < 30$) y, debido a que la mayoría de estos no se ajustaron a la distribución normal, para determinar las diferencias significativas entre muestreo por cada variable se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis. Se determinó la riqueza de fitoplancton como el número de especies encontradas y la densidad, como el número de

individuos por mililitro. La estructura y la equidad de la comunidad fueron descritas mediante una curva de rango-abundancia. Teniendo en cuenta la composición del fitoplancton, se realizó un diagrama de similitud de Jaccard para medir el grado de similitud entre las estaciones y los muestreos. Por otro lado, para determinar relaciones entre los datos ambientales y biológicos se aplicó un análisis de correspondencia canónica (ACC). Las especies con baja densidad ($< 10 \text{ Cél.mL}^{-1}$) no fueron tenidas en cuenta, así como aquellas variables que mostraron colinealidad al aplicar una prueba FIV (factor de inflación de la varianza) (Pla y Yerson, 2005). Estos análisis se hicieron con los programas PAST 3.7 (Hammer, 2013), R (R Core Team, 2013) y VEGAN (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

Variables físico-químicas

Se observó variación temporal de todas las variables físicoquímicas analizadas, excepto para el amonio ($H=3,58$; $p=0,16$). El oxígeno disuelto presentó fluctuaciones temporales ($H=18,96$; $p=0,00$) entre 0,96 mg.L^{-1} en el M5 hasta 6,24 mg.L^{-1} en el M2. En el caso del pH ($H=17,24$; $p=0,00$) se observaron tendencias a la alcalinidad entre 7,37 y 8,94 (tabla 1). La ciénaga se caracterizó por poseer aguas turbias, lo que fue corroborado con las medidas de SST, que oscilaron entre 324 mg.L^{-1} en el M5 y 5167 mg.L^{-1} en el M3 ($H=22,24$; $p=0,00$). De igual manera, en el caso de la conductividad se registró una temporalidad marcada ($H=23,08$; $p=0,00$), con valores distribuidos entre 81019 $\mu\text{s.cm}^{-1}$ y 275000 $\mu\text{s.cm}^{-1}$. La alcalinidad varió temporalmente ($H=17,46$; $p=0,00$) con un valor mínimo de 9 mg.L^{-1} en el M2 y un máximo de 300 mg.L^{-1} en el M5 (tabla 1). La Cl-a presentó un promedio entre 4,86 mg/m^3 y 23,17 mg/m^3 , con su valor mínimo en el M1 y el máximo en el M2, respectivamente. Por otra parte, de manera espacial, este cuerpo de agua fue homogéneo puesto que, de las variables evaluadas, ninguna manifestó diferencias significativas entre las estaciones.

Fitoplancton

Se determinaron 17 especies en 15 géneros y tres clases. Se encontró una densidad total de 1367 Cél.mL^{-1} . La clase más abundante fue Bacillariophyceae (94 %), seguida de Chlorophyceae (5 %) y Cyanophyceae (1 %). En cuanto a la riqueza se mantiene el mismo orden, siendo la clase con mayor número de especies reportadas Bacillariophyceae (59 %, 10 especies), seguida por Chlorophyceae (23 %, 4 especies) y Cyanophyceae (18 %, 3 especies). Las especies con mayores

densidades fueron *Nitzschia acicularis* y *Entomoneis alata* con 994 y 242 Cél.mL⁻¹ respectivamente. Con densidades intermedias, se encontraron *Chlorella vulgaris* (48 Cél.mL⁻¹), *Gyrosigma* sp.1 (25 Cél.mL⁻¹) y *Microcystis aeruginosa* (11 Cél.mL⁻¹). Otras especies aparecen como únicas para ciertos muestreos y estaciones, con densidades muy bajas (tabla 2).

La estructura de la comunidad de fitoplancton presentó similitud entre el primer muestreo y segundo (figura 2). Los

demás muestreos (M3-M5), se caracterizaron por poseer especies únicas y dominantes a las colectadas inicialmente, tales como *E. alata* (M1y M2), *N. acicularis* (M3), *Gyrosigma* sp.1 (M4) y *Anabaena flos-aquae* (M5). Estas especies, además, contribuyen con más del 65 % de la densidad de la comunidad en todos los casos. El mayor valor de dominancia fue observado en el M3 y estuvo dominado por *N. acicularis* (95 %).

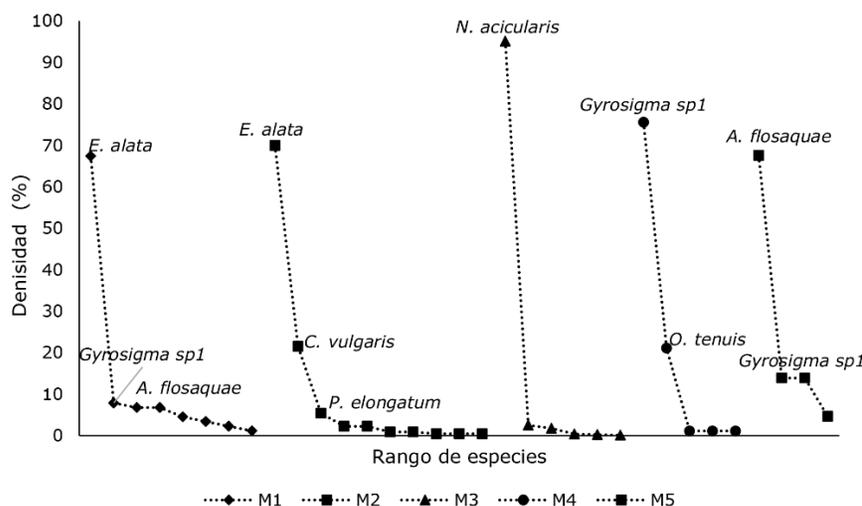


Figura 2. Curva de rango-abundancia del fitoplancton reportado en la ciénaga de Puerto Caimán. Abreviaturas: M = muestreo.

Tabla 1. Datos físico-químicos tomados en la ciénaga de Puerto Caimán durante los muestreos. Abreviaturas: Cl-*a* = clorofila-*a*, M = muestreo, SST = sólidos suspendidos totales.

Variable	M1	M2	M3	M4	M5
Humedad relativa (%)	58,74 ± 6,41	67,94 ± 3,24	68,04 ± 2,52	71,38 ± 0,59	61,32 ± 4,54
Altitud (m)	24,07 ± 2,61	25,96 ± 4,46	34,50 ± 2,57	10,78 ± 1,95	71 ± 5,87
Temperatura ambiente (°C)	26,14 ± 0,30	27,98 ± 0,82	29,24 ± 0,53	28,2 ± 0,74	28,512 ± 1,01
Temperatura del agua (°C)	27,64 ± 0,20	29,28 ± 1,2	32,2 ± 0,56	31,9 ± 0,23	33,34 ± 0,56
Oxígeno disuelto (mg/L)	3,306 ± 0,59	5,65 ± 0,5	4,352 ± 0,55	3,444 ± 0,37	2,184 ± 1,09
pH	7,99 ± 0,34	8,182 ± 0,42	8,744 ± 0,30	8,576 ± 0,04	8,5 ± 0,02
Conductividad (µs.cm ⁻¹)	81444,2 ± 269,26	273200 ± 1483,24	155385,2 ± 1299,19	87357,2 ± 453,14	131915,2 ± 1061,20
Profundidad Secchi (cm)	22,8 ± 4,76	17 ± 7,59	35,4 ± 23,92	36,3 ± 11,30	34 ± 9,61
Profundidad (cm)	88 ± 25,88	67 ± 37,35	58 ± 44,09	97,2 ± 63,77	96 ± 42,77
Alcalinidad (mg.L ⁻¹)	104,0 ± 111,48	240,6 ± 34,49	36,6 ± 20,61	25,2 ± 6,91	187,2 ± 15,95
Acidez (mg.L ⁻¹)	75 ± 28,50	84 ± 63,08	56 ± 44,64	46 ± 24,59	85 ± 45,41
Sulfatos (mg.L ⁻¹)	6680 ± 1463,55	5100 ± 741,62	4400 ± 894,43	5000 ± 1000	4830 ± 315,43
Amonio (mg.L ⁻¹)	12,15 ± 0	11,74 ± 0,92	12,144 ± 0,005	12,146 ± 0,005	12,15 ± 0,00
Nitritos (mg.L ⁻¹)	0,054 ± 0,04	0,32 ± 0,13	0,004 ± 0,005	0,02 ± 0,00	0,0329 ± 0,00
Nitratos (mg.L ⁻¹)	14 ± 8,94	22 ± 10,95	15 ± 8,66	26 ± 8,94	22 ± 10,95
SST(mg.L ⁻¹)	470,6 ± 28,52	627,6 ± 101,85	4274,2 ± 636,38	451 ± 18,07	352,8 ± 35,15
Cl-a (mg/m ³)	4,864 ± 3,05	23,176 ± 11,36	38,768 ± 9,33	7,024 ± 2,66	9,83 ± 0,38

De acuerdo al análisis de similitud de Jaccard, la comunidad del fitoplancton en los M3 y M4 fueron más parecidos entre sí (80 %). Estos últimos, en conjunto, fueron similares por debajo del 50 % a los demás muestreos.

Los valores de recambio fueron mayores en los M1 y M2, con más del 70 % de diferencias en la composición de la comunidad con respecto a los demás muestreos (figura 3a). En

cuanto a los cambios espaciales, la mayor similitud fue encontrada entre las E2 y E3, que compartieron el 75 % del total de las especies de fitoplancton, mientras que la E1 compartió aproximadamente el 60 % de las especies. Adicionalmente, las estaciones E4 y E5, las más cercanas al mar, compartieron menos del 55 % de las especies junto con las demás estaciones (figura 3b).

Tabla 2. Clases, géneros y especies de fitoplancton en la ciénaga de Puerto Caimán durante los cinco meses de muestreo.

Clase	Género	Especie	Cél.mL ⁻¹
Bacillariophyceae	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella comta</i> (Kützing 1849)	8
	<i>Gyrosigma</i>	<i>Gyrosigma</i> sp.1	25
	<i>Melosira</i>	<i>Melosira varians</i> (C.Agardh 1827)	2
	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia viridis</i> (Ehrenberg 1843)	4
	<i>Entomoneis</i>	<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenberg 1845)	242
	<i>Surirella</i>	<i>Surirella nervosa</i> (A.Mayer 1913)	1
	<i>Surirella</i>	<i>Surirella</i> sp.1	1
	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia dissipata</i> (Van Heurck 1885)	5
	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia acicularis</i> (W.Smith 1853)	994
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula</i> sp.1	1
Cyanophyceae	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Elenkin 1938)	11
	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i> (Elenkin 1909)	6
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria tenuis</i> (Ex Gomont 1892)	1
	<i>Chlorella</i>	<i>Chlorella vulgaris</i> (Beyerinck 1890)	48
Chlorophyceae	<i>Pleurosigma</i>	<i>Pleurosigma elongatum</i> (Van Heurck 1885)	12
	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	4
	<i>Volvox</i>	<i>Volvox</i> sp.	2
Total		17	1367

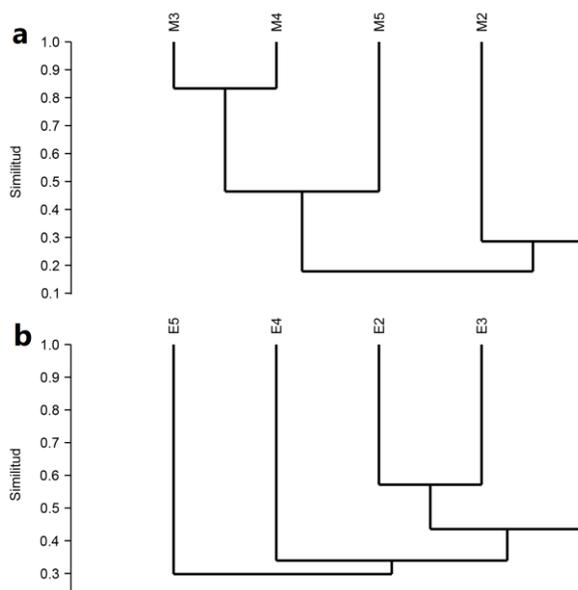


Figura 3. Análisis de similitud Jaccard para la comunidad de fitoplancton durante los muestreos: (a) y las estaciones (b).

Relación de las variables físico-químicas con el fitoplancton

Se estimó la relación de las variables analizadas con la abundancia del fitoplancton. Los dos primeros ejes del ACC explicaron 65,88 % de la variación total de los datos, y ambos ejes mostraron diferencias estadísticamente significativas (tabla 3) (figura 4).

El ACC mostró grupos diferenciados de especies que responden de la misma manera a algunas variables ambientales. Así *Gyrosigma* sp.1, *O. tenuis* y *A. flos-aquae* presentaron las mayores densidades en los momentos en que la ciénaga tenía mayor profundidad y alta concentración de nitritos, mientras que sus densidades disminuyeron cuando aumentó el oxígeno disuelto. Las especies *C. comta* y *E. alata* presentaron comportamiento opuesto a estas últimas. Por otra parte, *N. acicularis* estuvo relacionada de manera positiva con valores de pH básicos y aguas turbias (figura 4).

En contraste, *P. elongatum*, *C. vulgaris* y *M. aeruginosa* respondieron de manera negativa a los SST y al pH, y de manera positiva al incremento en la concentración de nitratos, alcalinidad y, en menor medida sulfatos y acidez.

Índices de contaminación (ICOS)

Los índices ambientales del agua aplicados demostraron la alta contaminación a la que se ve sometida la ciénaga de Puerto Caimán (tabla 4), reflejada principalmente en los altos valores para los SST en las diferentes estaciones. El índice que presentó mejor estado fue el ICOPH, ubicado en la escala con un valor medio y bajo (tabla 4). Con respecto al ICOMI se observa una alta contaminación, evidente por los altos valores de conductividad y alcalinidad, causa principal de la dureza del agua de la ciénaga.

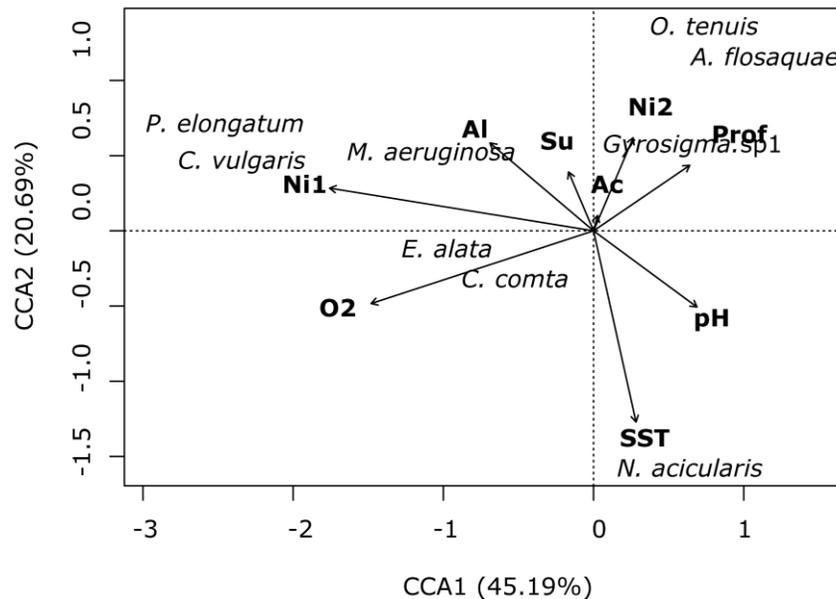


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica para el fitoplancton de la ciénaga de Puerto Caimán. Abreviaturas: O₂: oxígeno disuelto; Prof: profundidad; Al: alcalinidad; Ac: acidez; Su: sulfatos; Ni1: nitratos; Ni2: nitritos.

Tabla 3. Porcentaje de variación explicada y análisis de varianza (ANOVA) para cada eje en el análisis de correspondencia canónica. O₂: oxígeno disuelto; Al: alcalinidad; Ac: acidez; Su: sulfatos; Ni1: nitratos; Ni2: nitritos.

Variables	CCA 1	CCA 2	CCA 3	CCA 4	CCA 5
Eigenvalue	0,67	0,3	0,23	0,2	0,04
Var explicada (%)	45,19	20,69	15,74	13,96	2,81
Var acumulada (%)	45,19	65,88	81,62	95,58	98,4
ANOVA ejes	F=14,10, p=0,001	F=6,46, p=0,002	F=4,91, p=0,11	F=4,35, p=0,15	F=0,87, p=0,99
O ₂	-0,73	-0,35	0,04	-0,28	0,34
pH	0,34	-0,37	-0,3	-0,7	-0,02
Profundidad	0,31	0,32	0,14	0,2	-0,33
Al	-0,34	0,43	-0,52	0,55	0,16
Ac	0,01	0,07	0,03	0,44	0,27
Su	-0,08	0,28	0,46	0,62	0,3
Ni1	-0,87	0,2	-0,38	0,02	-0,02
Ni2	0,13	0,45	-0,35	0	0,15
SST	0,14	-0,93	0,05	-0,17	0,13

Tabla 4. Datos de los índices ambientales (ICOS) en el agua de la ciénaga de Puerto Caimán.

Muestréos	Estaciones	ICOSUS	ICOMI	ICOPH	ICOTEM
M1	E1	1	0,667	0,003	1
	E2	1	0,667	0,045	1
	E3	1	0,7	0,052	1
	E4	1	0,7	0,045	1
	E5	1	0,683	0,052	1
M2	E1	1	0,96	0,091	1
	E2	1	0,948	0,004	1
	E3	1	0,943	0,08	1
	E4	1	1	0,109	1
	E5	1	0,983	0,12	1
M3	E1	1	0,683	0,374	1
	E2	1	0,667	0,424	1
	E3	1	0,673	0,441	1
	E4	1	0,667	0,058	1
	E5	1	0,667	0,327	1
M4	E1	1	0,667	0,147	1
	E2	1	0,667	0,191	1
	E3	1	0,667	0,191	1
	E4	1	0,667	0,196	1
	E5	1	0,667	0,196	1
M5	E1	0,982	0,89	0,143	1
	E2	1	0,893	0,131	1
	E3	1	0,858	0,152	1
	E4	0,979	0,933	0,166	1
	E5	0,955	0,893	0,147	1

Discusión

Los cambios en los valores para los parámetros físico-químicos medidos en la ciénaga de Puerto Caimán evidenciaron una variación temporal. Este cuerpo de agua registró pH ligeramente alcalino, con condiciones muy cambiantes de oxígeno disuelto en los diferentes muestreos y variación del fitoplancton en los periodos climáticos de estudio (época seca y lluvia). Además, la presencia de aguas turbias se relaciona con los altos valores de SST y niveles bajos de transparencia Secchi. La clara estacionalidad presentada por la clorofila-a se encuentra relacionada de manera directamente proporcional con los niveles de oxígeno disuelto; en general, su concentración fue baja para lo que podría esperarse de un ecosistema con un alto subsidio energético proveniente de afluentes como arroyos, lluvias y mareas, lo que les confiere a los productores primarios y secundarios, alternativas de obtención de materia prima para la realización de sus funciones (Cloern *et al.*, 2014)

Lo anterior puede estar asociado a factores que regulan la mezcla entre el agua continental y el agua oceánica. Esta mezcla o intercambio es responsable de las variaciones en las condiciones físico-químicas abruptas reflejadas en estos ecosistemas, que provocan cambios en la diversidad y estructura de las comunidades biológicas. Estos cambios en las variables fisicoquímicas inducen el recambio de las especies en las comunidades biológicas que habitan estos cuerpos de agua. Sin embargo, las especies o grupos de especies generalistas con respecto a los parámetros ambientales son favorecidas; por lo tanto, en estos ecosistemas es común encontrar pocas especies y altos niveles de abundancias (Macedo *et al.*, 2001; Castro *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2012).

El cambio en las condiciones fisicoquímicas del agua afecta directamente a la comunidad de fitoplancton. La dominancia de especies como *N. acicularis* estuvo directamente asociada a valores altos de turbidez en el sistema, así como a pH básicos. Por lo tanto, es posible que esta especie pueda aprovechar mejor la poca disponibilidad lumínica durante las épocas con aguas más turbias, lo que refuerza la propuesta de Thakur *et al.* (2013), quienes demostraron que especies del género *Nitzschia* son tolerantes a la contaminación y a menudo son dominantes en ambientes con altos niveles de estrés. Adicionalmente, Cloern *et al.* (2014) plantean que la variación de las comunidades fitoplanctónicas es principalmente controlada por la disponibilidad de nutrientes y la radiación subacuática. La alta densidad de *N. acicularis* indica

eutrofización causada principalmente por nutrientes (fósforo, potasio y nitrógeno), que puede llegar a la ciénaga por actividades humanas como: la agricultura y la ganadería, que usan abonos o plaguicidas, compuestos principalmente de este tipo de elementos (Yersen y Legal, 2017).

Otra especie predominante como *E. alata* es asociada con condiciones marinas o de aguas salobres (Hartley *et al.*, 1986; Compère, 1994), lo que indica que en algunas épocas la ciénaga tiene influencia marina más que dulceacuícola. La presencia del género *Anabaena* y otros (*Nitzschia*, *Pleurosigma*) corrobora lo anterior, ya que estos han sido documentados en la zona costera del Caribe colombiano (Ramírez-Barón *et al.*, 2010).

Algunas especies encontradas en los muestreos de los géneros *Microcystis* y *Anabaena* han sido asociadas con floraciones tóxicas, puesto que liberan toxinas, como la microcistina, que afectan la calidad del agua, por lo que son consideradas como indicadoras de contaminación (Miller *et al.*, 2010). Estos géneros han sido reportados para algunos sistemas acuáticos en el Caribe colombiano, y fueron encontrados en la ciénaga de Puerto Caimán, lo que podría revelar un posible proceso de eutrofización (Mendoza-Carbajal, 2016; Hernández-Jiménez, 2017). De manera general, las especies de fitoplancton encontradas, y su relación con las variables físico-químicas del agua de la ciénaga en mención, indican contaminación de origen antrópica, lo cual fue corroborado por los índices ICOMI, ICOSUS e ICOTEM.

Las precipitaciones de la zona se relacionan de manera directa con la clorofila-a, ya que, en épocas de inundación o lluvias fuertes, muchos de los nutrientes recibidos por medio de las escorrentías continentales son depositados al mar o a áreas adyacentes inmediatamente, por lo que el tiempo de explotación de estos recursos por parte de los productores primarios, aunque puede ser explosivo, es muy corto. Esto puede causar cambios hasta de un 300 % de los niveles de clorofila-a (Lara y Borrego, 1975; Varona-Cordero y Gutiérrez-Mendieta, 2003). Por otra parte, aunque durante la época de bajas lluvias el ingreso de nutrientes es menor, en algunos casos se encontraron mayores niveles de clorofila-a que en época de altas lluvias. Esto puede estar asociado a la mayor permanencia del agua durante la sequía, lo que permite que los productores primarios puedan captar los nutrientes y transferir la energía a los diferentes niveles tróficos (Ruiz y López-Portillo, 2014; Srichandan *et al.*, 2015).

Los elementos mencionados anteriormente evidencian, en

parte, las causas del deterioro de la ciénaga de Puerto Caimán. Por ende, una de las prioridades es hacer frente a los problemas identificados en este estudio. En tal sentido, es necesario realizar un plan de mejora ambiental en este cuerpo de agua que integre los siguientes elementos: la delimitación del espacio hídrico desde la funcionalidad ecológica y la sostenibilidad ambiental, donde los límites sean definidos por los pulsos de inundación y la incorporación de terrenos que hoy están siendo ocupados y que no corresponden con la vocación del suelo; ordenar el uso del suelo de riberas, especificando las actividades productivas que sean compatibles con la conservación de suelos y del humedal en general y, por último, diseñar sistemas de manejo, tratamiento y disposición final adecuada de residuos sólidos de las comunidades aledañas (García-Alzate *et al.*, 2016).

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Educación del departamento del Atlántico, a través del programa de becas para docentes, otorgada a Esperanza Blanco Muñoz. A la Universidad del Atlántico por los equipos y laboratorios para el procesamiento del material. A Colciencias (Convocatoria Doctorados Nacionales No 727 de 2015. Res. 513, julio de 2015), otorgada a Ana De la Parra Guerra. A Luis "Lucho" Ariza y al profesor Luis Manuel Carillo por su ayuda en las faenas de campo. A los miembros del Semillero Ictiocon por su ayuda en la fase de laboratorio, especialmente a Jenny Morales, Luisa Oquendo, Kelly Rodelo y Renzy Medrano.

Referencias

- APHA, AWWA, WEF. 2012. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- APHA, 2005. Standard Methods of Water and Wastewater. 21st Edn., American Public Health Association, Washington, DC.
- Betancourt-Portela, J.M., Parra, J.P. y Villamil, C. 2013. Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 42: 1. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemmar.2013.42.1.64>
- Castro, M.G., De Astarloa, J.D., Cousseau, M., Figueroa, D., Delpiani, S., Bruno, D., Guzzoni, J., Blasina, G. y Antoni, M.D. 2009. Fish composition in a south-western Atlantic temperate coastal lagoon: spatial-temporal variation and relationships with environmental variables. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 593–604. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315409003002>.
- Chrétiennot- Dinet, M., Sournia, A., Ricard, M. y Billard, C. 1993. A classification of the marine phytoplankton of the world from class to genus. *Phycologia* 32: 159–179. Doi: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-3-159.1>
- Cloern, J.E., Foster, S. y Kleckner, A. 2014. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences* 11: 2477–2501. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>
- Compère, P. 1994. Diatoms from hypersaline inland waters of Egypt. Proceedings of the Eleventh International *Diatom Symposium* 1990: 175–188.
- Coutinho, M.T.P., Brito, A.C., Pereira, P., Gonçalves, A.S. y Moita, M.T. 2012. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 134–146. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.007>.
- Díaz, L.G., Domínguez, D.M., Sosa, C.M., Carriazo, S.O., Hernandez, M.P. y Rodríguez, N.P. 2014. Implicaciones sanitarias de la contaminación en la ciénaga de Mallorquín, Barranquilla. *Salud en Movimiento* 6.
- Dürr, H.H., Laruelle, G.G., van Kempen, C.M., Slomp, C.P., Meybeck, M. y Middelkoop, H. 2011. Worldwide typology of nearshore coastal systems: defining the estuarine filter of river inputs to the oceans. *Estuaries and Coasts* 34: 441–458. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9381-y>.
- Etilé, R.N., Kouassi, A.M., Aka, M.N., Pagano, M. y N'douba, V. 2009. Spatio-temporal variations of the zooplankton abundance and composition in a West African tropical coastal lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia* 624: 171–189. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9691-7>.
- Galvis, O., Herrera, O., Rodríguez, L., Téllez, S. y Lora, A. 1992. Contribución al conocimiento de las características medio-ambientales de la ciénaga de Mallorquín. VIII Semin. Nacional. Ciencias y Tecnología. Marina CCO 1: 483–489.
- García-Alzate, C., Gutierrez-Moreno, L. y De la Parra-Guerra, A. 2016. Capítulo 5: Embalse del Guájaro: diagnóstico ambiental y estrategias de rehabilitación. En: Alvarado, M. Sur del Atlántico: una nueva oportunidad. Fundación Promigas. Barranquilla.

- Hammer, Ø. 2013. PAST *Paleontological Statistics* Version 3.0: Hammer, Ø. 2013. PAST *Paleontological Statistics* Version 3.0: Hartley, B., Ross, R. y Williams, D.M. 1986. A check-list of the freshwater, brackish and marine diatoms of the British Isles and adjoining coastal waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 66: 531–610. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315400042235>.
- Hemraj, D.A., Hossain, M.A., Ye, Q., Qin, J.G. y Leterme, S.C. 2017. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 184: 102–114. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.045>.
- Hennemann, M.C. y Petrucio, M.M. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 181: 347–361. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1833-5>.
- Hernández-Jiménez, C.A. 2017. Efectos de la entrada de agua del río Magdalena en la producción primaria del fitoplancton en la ciénaga Pajalar, Caribe colombiano. *Intropica* 12: 117–130. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2315>.
- Jaramillo, F., Licero, L., Aahlen, I., Manzoni, S., Rodríguez-Rodríguez, J.A., Guittard, A., Hylín, A., Bolaños, J., Jawitz, J. y Wdowinski, S. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands* 38: 755–767. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1024-7>.
- Lackey, J.B. 1938. The manipulation and counting of river plankton and changes in some organisms due to formalin preservation. *Public Health Reports (1896-1970)* 2080–2093.
- Lara, J.R.L. y Borrego, S.A. 1975. *Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en Bahía de San Quintín*, B.C.
- Macedo, M., Duarte, P., Mendes, P. y Ferreira, J. 2001. Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 23: 719–732. Doi: <https://doi.org/10.1093/plankt/23.7.719>.
- Mancera, E. y Mendo, J. 1996. Population dynamics of the oyster *Crassostrea rhizophorae* from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Fisheries Research* 26: 139–148. Doi: [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00401-7](https://doi.org/10.1016/0165-7836(95)00401-7).
- Mangones-Cervantes, A. 2014. Elementos nutritivos la clorofila a y su relación con las variables físico químicas en la Ciénaga Mallorquín, Colombia. *Boletín Del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 53 (2): 127-141.
- Reference Manual. University of Oslo, Oslo, Noruega.
- Mendoza-Carbajal, L.H. 2016. El género *Sphaerocavum* y dominancia de *S. brasiliense* y *Microcystis wesenbergii* (Microcystaceae, Cyanophyceae) en la floración algal de la laguna Huacachina, Perú. *Revista Peruana de Biología* 23: 53–60. Doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i1.11835>.
- Miller, M.A., Kudela, R.M., Mekebri, A., Crane, D., Oates, S.C., Tinker, M.T., Staedler, M., Miller, W.A., Toy-Choutka, S., Dominik, C. y others 2010. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. *PLoS One* 5: e12576. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012576>.
- Moreno, J.R., Medina, C.D. y Albarracín, V.H. 2012. Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. *REDUCA (Biología)* 5: 110–125.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. y Wagner, H. 2018. *Vegan: Community Ecology Package*.
- Parmar, T.K., Rawtani, D. and Agrawal, Y. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9: 110–118. Doi: <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.
- Pereira, P., De Pablo, H., Vale, C., Franco, V. and Nogueira, M. 2009. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* 153: 281–292. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0355-x>.
- Pla, S. and Anderson, N.J. 2005. Environmental factors correlated with Chrysophyte cysr assemblages in low Arctic Lakes of Southwest Greenland. *Journal of Phycology* 41: 957–974. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2005.00131.x>.
- R Core Team 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y Viña, G. 1997. Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro 1: 135–153.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y Cardenosa, M. 1999. Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. Formulaciones. CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro 1: 89–99.

- Ramírez-Barón, J.S., Franco-Herrera, A., García-Hoyos, L.M. y López, D.A. 2010. La comunidad fitoplanctónica durante eventos de surgencia y no surgencia, en la zona costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Boletín. Investigaciones Marino Costera* 39: 233–253. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2010.39.2.150>.
- Round, F.E., Crawford, R.M. y Mann, D.G. 1990. Diatoms: Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Ruiz, M. y López-Portillo, J. 2014. Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados epibiontes en las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en la laguna costera de La Mancha, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 62: 1309–1330. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.12582>.
- Sabancı, F.C. 2014. Phytoplankton distribution and its relationship to the physico-chemical environment in a coastal lagoon. *Ekoloji* 23: 61–72. Doi: <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2014.908>.
- Srichandan, S., Kim, J.Y., Bhadury, P., Barik, S.K., Muduli, P.R., Samal, R.N., Pattnaik, A.K. y Rastogi, G. 2015. Spatio-temporal distribution and composition of phytoplankton assemblages in a coastal tropical lagoon: Chilika, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 47.
- Thakur, R., Jindal, R., Singh, U.B. y Ahluwalia, A. 2013. Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 8355–8373.
- Varona-Cordero, F. y Gutiérrez Mendieta, F.J. 2003. Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica* 13: 177–194.
- Wehr, J. y Sheath, R. 2003. Freshwater habitats of algae. In: *Freshwater Algae of North America*, Academic Press, United States of America, vol. 308. pp. 11–57.
- Wehr, J.D., Sheath, R.G. y Kociolek, J.P. 2015. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Science. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00005-0>.
- Winder, M. y Sommer, U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>.
- Cítar como:** Blanco-Muñoz, E., De la Parra-Guerra, A., García-Alzate, C. y Villarreal-Blanco, E. 2020 Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia. *Intropica* 15(2): 114-125. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3650>

Cellular viability and growth of microalgae: effect of the culture medium Crecimiento y viabilidad celular de microalgas: efecto del medio de cultivo

Harold Oviedo-Montiel¹, Edwin Herrera-Cruz¹, Jenny Hoya-Florez¹, Martha Prieto-Guevara², Ana Estrada-Posada³ and Jonny Yepes-Blandón¹

1. Piscícola San Silvestre S.A. Research Group on Native Fish (GIPEN), Barrancabermeja, Colombia

2. Fish Research Institute (CINPIC), Universidad de Córdoba, Montería, Colombia

3. ISAGEN S.A. E.S.P. Medellín, Colombia

*Autor de correspondencia: investigacionpisansilvestre@gmail.com

Recibido: 11 de agosto de 2020

Aceptado: 03 de noviembre de 2020

Publicación en línea: 09 de diciembre de 2020

Abstract

Key words:
alternative culture media; cryopreservation;
fertilizer; methanol; nutrients

In Aquaculture, the use of microalgae is fundamental in the first feeding of native fish species, since their optimal nutritional level favors survival. Successful production of microalgae under laboratory conditions depends on the culture medium used during the cryopreservation stage of production. Agricultural fertilizers can be used as a low-cost alternative culture media that promotes cell growth and cryopreservation. The objective was to evaluate the effect of two culture media on population growth (PG) and post-thawing viability (PTV) of three microalgal species (*Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., and *Ankistrodesmus* sp.). The PG and PTV were evaluated for F/2 Guillard and Nutrifoliar® culture media. Instantaneous growth rate (K), doubling time (dt), yield (y), and maximum density (md) were evaluated for PG in both culture media. For VCP, 5 and 10 % methanol was used in six treatments. The PTV was classified as no cell damage (NCD), cell damage (CD), and marked lesions (ML). Population growth did not differ among microalgae ($p > 0.05$). T1 resulted in the lowest dt for *Desmodesmus* sp., ($p < 0.05$). T2 showed the highest y and md for the three microalgae ($p < 0.05$). Regarding post-thawing cell viability, the highest NCD for *Chlorella* sp. at day (d) 0 was similar between T3 and T4, and at d 5 it occurred in T6; for *Desmodesmus* sp., at d 0 it occurred in T6, and at d 5 it was similar between T6 and T1; for *Ankistrodesmus* sp., at d 0 and d 5 it occurred in T3. It is concluded that the culture medium Nutrifoliar®, is a viable alternative and of low cost for the culture and the cryopreservation of microalgae of fresh water.

Resumen

Palabras clave:
medios alternativos; criopreservación;
fertilizante; metanol; nutrientes

En acuicultura, el uso de microalgas es fundamental en la primera alimentación de especies nativas de peces, pues su óptimo nivel nutricional favorece la sobrevivencia. El éxito de la producción de microalgas depende, entre otras, del medio de cultivo empleado. Los fertilizantes agrícolas usados como medio de cultivo son una alternativa de bajo costo que favorece el crecimiento celular y la criopreservación. El objetivo fue evaluar el efecto de dos medios de cultivo sobre el crecimiento poblacional (CP) y la viabilidad celular post-descongelación (VCP) de microalgas *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., y *Ankistrodesmus* sp. Se evaluó el CP y VCP los medios de cultivo F/2 Guillard, y Nutrifoliar®. Para el CP en ambos tratamientos se determinó: crecimiento (k), tiempo de duplicación (td), rendimiento (r) y densidad máxima (dm). Para VCP se empleó metanol al 5 y 10 %, en seis tratamientos. La VCP se clasificó: sin daño celular (SDC), daño celular (DC) y lesiones marcadas (LM). El crecimiento poblacional fue igual para las tres microalgas ($p > 0,05$). El T1 tuvo el menor td para *Desmodesmus* sp ($p < 0,05$). El T2 presentó el mayor r y dm para las tres microalgas ($p < 0,05$). En la viabilidad celular post-descongelación, el mayor porcentaje SDC para *Chlorella* sp., al día (d) cero, fue similar en T3 y T4 y al d cinco fue en T6; para *Desmodesmus* sp, al d cero fue en T6 y al d cinco fue similar en T6 y T1; mientras que, para *Ankistrodesmus* sp, al d cero y cinco se presentó en T3. Se concluye que el medio de cultivo Nutrifoliar®, es una alternativa viable y de bajo costo para el cultivo y la criopreservación de microalgas de agua dulce.



Introduction

In aquaculture, the use of microalgae is necessary for the first feeding of native fish species (Luna and Arce, 2017; Alam *et al.*, 2020). Microalgae have adequate levels of nutrients, which help increase fish survival. Microalgal nutrients are used directly and indirectly by fish larvae in the food chain (Kiron *et al.*, 2016; Sharifah *et al.*, 2016; Sipaúba *et al.*, 2017). Microalgae *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp. and *Ankistrodesmus* sp. stand out for their nutritional value. These species provide protein (16 to 60 %), carbohydrates (14 to 22 %) and lipids (12 to 17 %), as well as vitamins, amino acids, and saturated and unsaturated fatty acids (Sharifah *et al.*, 2016; Sipaúba *et al.*, 2017; Rinanti and Purwadi, 2017; Soares *et al.*, 2017). Furthermore, microalgae show rapid growth and high cell density when nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) levels are adequate in the medium, (Sipaúba *et al.*, 2017; Shatwell and Köhler, 2019). Nitrogen in its assimilable form, such as nitrate (NO₃⁻) or ammonium (NH₄⁺), is one of the most important nutrients for microalgal growth (Shatwell and Köhler, 2019; Nagao *et al.*, 2019). Thus, successful development of microalgal biotechnology relies on culture media that optimize algal growth and nutritional value (Muñoz *et al.*, 2012). However, the culture medium is one of the main limitations, since it requires expensive, analytical-grade reagents (Ortiz *et al.*, 2012). For this reason, several researchers have proposed using low-cost alternative media, such as agricultural fertilizers with adequate N: P: K proportions (Ortiz *et al.*, 2012; Hernández and Lebbé, 2014; Silva-Benavides, 2016; Nagao *et al.*, 2019), to obtain similar or higher microalgal biomass production in comparison with traditional media (Jad, 2012; Rahardini *et al.*, 2018; Shatwell and Köhler, 2019).

The culture medium ensures growth, productivity, and concentration of chlorophyll, proteins, and carbohydrates in microalgae (Silva, 2016), while environmental conditions (e.g., light) determine its physiological state and biochemical composition (Vásquez *et al.*, 2013; Allam *et al.*, 2020). Keeping adequate nutrient proportions is vital for microalgal growth, otherwise concentrations of reactive oxygen species increase, affecting the DNA, telomeres, membrane lipids, as well as proteins and carbohydrates in organelles (Ríos, 2003; Benson and Bremner, 2004; Fujita *et al.*, 2006; Jeyapalan and Sedivy, 2008; Bhattacharya and Goswami, 2020). Antioxidants provide protective mechanisms to counteract the effects of free radicals, (Bumbak *et al.*, 2011). Adequate concentration of assimilable nutrients in the culture medium increases cellular

resistance by stimulating structural and functional protection mechanisms against variations in temperature, light, and/or mechanical processes such as centrifugation, and freezing and thawing used in cryopreservation processes.

Cryopreservation is a biotechnological technique to preserve cell structures or biological material at low temperatures, which inactivates physiological processes for a period of time (Day and Brand, 2005; Smith *et al.*, 2008; Bui *et al.*, 2013; Saadaoui *et al.*, 2016). Cryopreservation optimizes production, maintenance, and genetic stability of microalgae (Day and Brand, 2005; Bui *et al.*, 2013; Aray-Andrade *et al.*, 2018). The main challenge in cryopreservation is to develop techniques to guarantee post-thawing cell viability. Scarce reports in the literature describe the effects of the culture medium used prior to cryopreservation on the viability of cells after thawing. The present study evaluated the effects of two culture media on population growth and subsequent post-thawing cellular viability of freshwater microalgae (*Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp. and *Ankistrodesmus* sp.).

Materials and methods

The study was conducted in the Live-Food Laboratory of San Silvestre Fish Farm (LAVPSS) in Barrancabermeja, Colombia. *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., and *Ankistrodesmus* sp. were isolated from ponds at the fish farm by manual micropipetting, under laboratory conditions (temperature, light, among others). Maintenance of the obtained strains was carried out following the techniques of serial replication and successive dilution, as well as monoculture in Petri dishes using F/2 (Guillard and Ryther, 1962) as nutrient medium.

The three microalgae were grown batchwise under aseptic conditions with sterile, nourishing water, starting from test tubes of 10 mL to translucent glass units of 150 to 500 mL. Temperature (24 °C), light (24 hours/day, with fluorescent 1350 lumens E-TLT818G13P 18W led lamps), and aeration (plastic hose, 5.0 mm diameter) were kept constant during the experiment.

This descriptive and experimental study was conducted in two stages to evaluate population growth and cryopreservation of three freshwater algae in two culture media.

Population growth of microalgae

All microalgae were cultivated in translucent glass units (500 mL useful volume). The experimental treatments consisted of two culture media: F/2 (Guillard and Ryther, 1962) (T1-F/2) or a

commercial fertilizer (Nutrifoliar® Complete, Colinagro S.A, Colombia) (T2-NUT), composed of major elements including total nitrogen (200 g/L), P₂O₃ (100 g/L), K₂O (50 g/L); secondary elements including MgO (10 g/L), S (14 g/L) and micronutrients including B (1.5 g/L), Cu (2.5 g/L), Fe (1.0 g/L), Mn (1.0 g/L), Mo (0.03 g/L) and Zn (5.0 g/L). Three replicates were made of each treatment. The fertilizer was prepared by diluting 0.99 mL NUT in 500 mL sterile water.

Three aliquots were counted every 24 hours per experimental replicate using a Neubauer camera (1/10 mm deep, Bright line-Boeco, Germany) and an optical microscope (Leica DM 500, USA). The following population parameters were established in the cultures: instantaneous growth rate (k), doubling time (dt), yield (μ), and maximum density (md).

Post-thawing cell viability

The microalgae were previously cultured in test tubes with 9 mL water and one of the culture media (F/2 or NUT) and subsequently cryopreserved to evaluate the effect of the culture medium on post-thaw viability (PTV) on days (d) 0 and 5.

Microalgal cryopreservation followed the protocol of microalgae and fish semen cryopreservation developed at the Fish Research Institute of Universidad de Córdoba, Colombia (CINPIC). Methanol (MET; 5 % or 10 % v/v) was used as cryoprotective agent combined with F/2 or NUT in four of the treatments frozen, as follows: F/2-5 % (T1), F/2-10 % (T2), NUT-5 % (T3), NUT-10 % (T4), and two treatments that did not include methanol (WOC): F/2-WOC (T5), and NUT-WOC (T6). One mL of the pre-frozen mixture containing 20 % of the concentrated microalgae + 80 % of 5 or 10 % MET was prepared at room temperature (23 °C) in a 2 mL Eppendorf. The biological material per treatment was packed in four 0.5 mL unsealed straws, using insulin syringes and 100 μ L pipette tips.

The cryopreservation protocol was developed in three stages: equilibrium, freezing and thawing. The equilibrium stage lasted 30 minutes, in the dark, at room temperature. The straws were submerged in a nitrogen vapor tank (dry shipper, -80 °C approximately) for 30 minutes and then stored in a tank of liquid nitrogen (-196 °C) for 35 hours. Thawing was done in a water bath (35 °C for 90 seconds). The thawed microalgae were inoculated in test tubes with 9 mL of sterile water enriched with the same medium previously used for the culture (F/2 or NUT). The cryoprotectant was then removed by centrifugation (3500 rpm for 10 minutes), the supernatant was removed and

the concentrated microalgae in new tubes were inoculated with the culture medium of each treatment at room temperature. Four replicates were made for each thawed treatment, inoculating 1 mL into four tubes under equal conditions.

Cell viability was evaluated with the following criteria: 1) No cell damage (NCD): cells have well-defined shape, vibrant green color, complete cytoplasm, and well-formed cell wall (*Chlorella* sp. and *Desmodesmus* sp. present defined pyrenoid, while *Desmodesmus* sp. and *Ankistrodesmus* sp. have visible chloroplasts and vacuoles); 2) Cell damage (CD): cells have contracted cytoplasm, undefined nucleus, opaque color (*Desmodesmus* sp. and *Ankistrodesmus* sp. have non-visible chloroplasts and *Desmodesmus* sp. have irregular seta); 3) marked lesions (ML): deformed cells, contracted cytoplasm, cell wall rupture, and non-visible or undefined pyrenoid (*Chlorella* sp. and *Desmodesmus* sp.).

Experimental design and statistical analysis

Population growth and cryopreservation of the three microalgae was conducted under a completely randomized experimental design. Two treatments, with three replicates per treatment, were used to evaluate population growth. Cryopreservation was assessed with 24 experimental replicates in six treatments, with four replicates per treatment.

Data were subjected to normality and homogeneity of variance tests. Values are expressed as mean \pm standard deviation. Data were analyzed by means of ANOVA, and Tukey Multiple Range test or nonparametric analysis of Kruskal-Wallis was applied when a significant difference was observed. In all cases a 95 % confidence interval was assumed ($p < 0.05$). Statistical analysis was performed with the IBM SPSS® Statistics software, version 23.

Results

Population growth

In culture, the three microalgae presented different population curves (Figure 1a,b,c). *Chlorella* sp. had a shorter cultivation period (16 d) and lower density (Figure 1a,b,c), with exponential growth phase occurring between d 2 and 4 in T1 (F/2), and between d 2 and 6 in T2 (NUT). Its maximum density occurred at d 8 in T1 and d 10 in T2. *Desmodesmus* sp. presented a 20-d cultivation period for both treatments (Figure 1), and its exponential growth occurred from d 1 to 6 in both treatments. Its maximum density was recorded in d 8 and d 13

for T1 and T2, respectively. *Ankistrodesmus* sp. presented the highest cultivation period (25 d) and greater density for both treatments (Figure 1a,b,c). The exponential growth phase occurred from d 2 to d 12 in T1, and from d 3 to 13 in T2. The maximum density was recorded on d 12 (T1) and d 13 (T2).

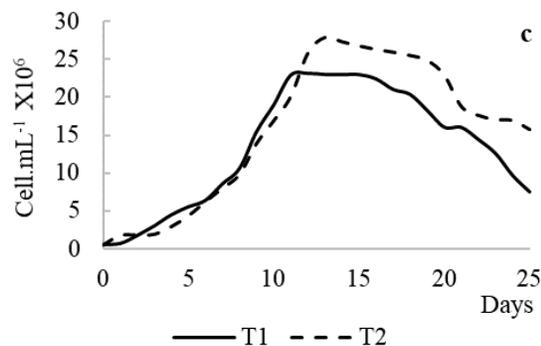
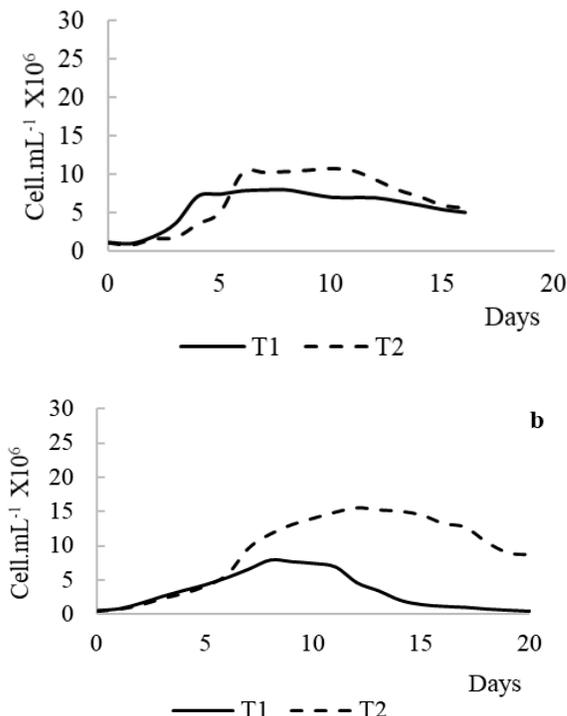


Figure 1. Growth of three freshwater microalgae populations in two culture media: a) *Chlorella* sp. b) *Desmodesmus* sp. c) *Ankistrodesmus* sp. T1: treatment 1 (F/2 medium (Guillard and Ryther, 1962)). T2: treatment 2 (Nutrifoliar Complete medium).

Regarding population parameters of *Chlorella* sp., *k* and *dt* did not differ between treatments ($p > 0.05$), while *y* and *md* values were higher in T2 ($p < 0.05$) compared to T1 (Table 1). For *Desmodesmus* sp., *k* showed no difference between T1 and T2 ($p > 0.05$), but the other population parameters presented differences ($p < 0.05$), with lower *dt*, *y* and *md* for T1 compared to T2 (Table 1). As for *Ankistrodesmus* sp., no differences in *k* and *dt* were observed ($p > 0.05$; Table 1); in contrast, *y* and *dm* were higher in T2 ($p < 0.05$; Table 1).

Table 1. Population parameters of three microalgae (average \pm SD) in two culture media. T1: treatment 1 (F/2 medium (Guillard and Ryther, 1962)). T2: treatment 2 (Nutrifoliar Complete medium). *k*: instantaneous growth rate. *dt*: doubling time. *y*: yield. *md*: maximum density. Different letters in the same row indicate differences between treatments ($p < 0.05$).

Parameter	<i>Chlorella</i> sp.		<i>Desmodesmus</i> sp.		<i>Ankistrodesmus</i> sp.	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2
<i>k</i>	0.25 \pm 0.01a	0.19 \pm 0.01a	0.34 \pm 0.00a	0.27 \pm 0.00 a	0.26 \pm 0.00a	0.23 \pm 0.00a
<i>dt</i>	2.81 \pm 0.16a	3.74 \pm 0.15a	2.06 \pm 0.00a	2.57 \pm 0.01 b	2.65 \pm 0.00a	3.00 \pm 0.00a
<i>y</i> (cell/mL x106)	1.0 \pm 0.014b	1.2 \pm 0.091a	1.1 \pm 0.045b	1.3 \pm 0.020 a	2.15 \pm 0.65b	2.18 \pm 0.48a
<i>md</i> (cell/mL x106)	8.0 \pm 0.16b	10.8 \pm 0.66a	7.8 \pm 0.034b	15.6 \pm 0.21 a	23.1 \pm 0.19b	27.9 \pm 0.37a

Post-thawing cell viability

Chlorella sp. at day 0: The highest percentage of NCD cells were recorded in T3 (20.36 \pm 1.27 %) and T4 (22.30 \pm 1.27 %) and the lowest in T1 (1.87 \pm 0.46 %), T2 (1,19 \pm 1.16 %), and T5 (0.30 \pm 0.25 %; $p < 0.05$), forming three groups (T1-T2-T5; T3-T4; and T6). The lowest CD was observed in T2 (8.91 \pm 1.45 %) and the highest in T6 (41.12 \pm 0.57 %, $p < 0.05$), consolidating four groups (T1-T3, T2, T4-T5, and T6). The lowest ML was

found in T4 (41.41 \pm 0.57 %) and T6 (43.43 \pm 1.14 %) differing from the other treatments ($p < 0.05$), generating five groups (T1, T2, T3, T4-T6, and T5; Figure 2a).

Chlorella sp. at day 5: The highest NCD was recorded in T6 (24.6 \pm 1.08 %) and the lowest in T5 (3.6 \pm 0.38 %) and T2 (4.6 \pm 0.51 %; $p < 0.05$), forming four groups (T1, T2-T5, T3-T4, and T6). The lowest CD was found in T1 and T5 (38.2 \pm 0.43 and 39.78 \pm 0.96 %, respectively) and the highest in T2 (52.9 \pm 1.28

%; $p < 0.05$), forming four groups (T1-T5, T2, T3-T4, and T6). The lowest ML was found in T6 ($30.5 \pm 0.67\%$) and the highest in T5 ($56.6 \pm 1.24\%$; $p < 0.05$), with five groups (T1; T2; T3-T4; T5; and T6; Figure 2b).

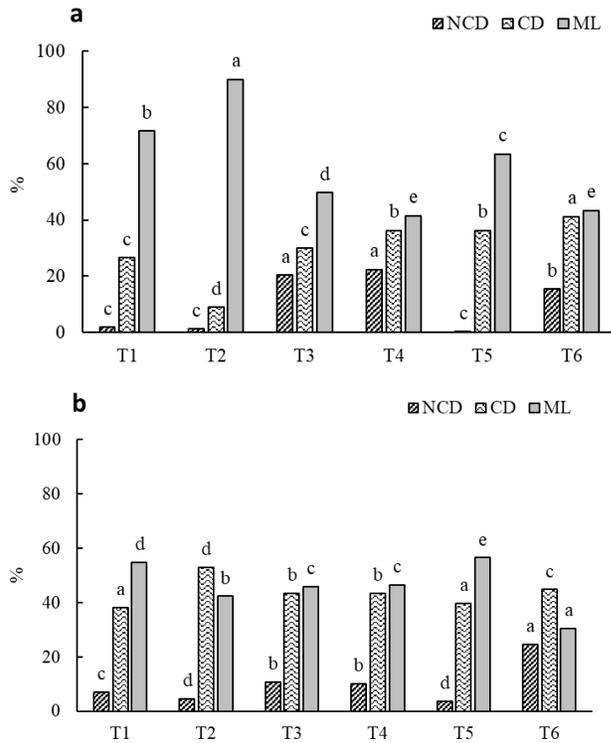


Figure 2. Post-thawing cell viability (PTV) of *Chlorella* sp. a) PTV (%) at day 0. b) PTV (%) at day 5. T1: F/2-5 %, T2: F/2-10 %, T3: NUT-5 %, T4: NUT-10 %, T5: F/2- WOC, T6: NUT- WOC.

Desmodesmus sp. at day 0: The highest NCD was recorded in T6 ($39.78 \pm 3.71\%$) and the lowest in T1 ($7.22 \pm 2.48\%$), T2 ($8.11 \pm 2.95\%$), T4 ($4.38 \pm 4.26\%$), and T5 ($4.00 \pm 3.25\%$; $p < 0.05$), forming three groups (T1-T2-T4-T5; T3; and T6). The lowest CD was found in T6 ($44.59 \pm 3.80\%$) and the highest in T1 ($81.84 \pm 6.76\%$) and T5 ($80.67 \pm 4.24\%$; $p < 0.05$), with four groups overlapping between treatments and a greater difference in T6. The lowest ML was found in T1 ($10.94 \pm 7.36\%$) and the highest in T4 ($27.15 \pm 3.96\%$), resulting in two groups overlapping between treatments, with a difference between T1 and T4 (Figure 3a).

Desmodesmus sp. at day 5: The highest NCD was recorded in T6 ($7.51 \pm 1.52\%$) and the lowest in T2, T3, T4 and T5 ($0.00 \pm 0.00\%$; $p < 0.05$), forming three groups (T1, T2-T3-T4-T5, and T6). The lowest CD was found in T5 ($15.41 \pm 5.30\%$) and the highest in T6 ($74.67 \pm 3.17\%$; $p < 0.05$), forming four groups without difference between treatments. The lowest ML was

found in T6 ($17.82 \pm 3.26\%$) and the highest in T5 ($84.59 \pm 5.30\%$) showing a significant difference ($p < 0.05$), resulting in four groups overlapping between treatments, and differing from T6 (Figure 3b).

Ankistrodesmus sp. at day 0: The highest NCD was recorded in T3 ($12.13 \pm 0.66\%$) and the lowest in T2 and T5 (4.88 ± 0.39 , and $4.98 \pm 0.50\%$, respectively; $p < 0.05$), forming four groups (T1-T4, T2-T5, T3, and T6). The lowest CD was found in T5 ($23.39 \pm 0.33\%$) and the highest in T3 and T4 (62.35 ± 1.29 and $61.47 \pm 0.25\%$, respectively; $p < 0.05$), with four groups (T1-T2, T3-T4, T5, and T6). The lowest ML was found in T3 ($25.52 \pm 0.97\%$) and the highest in T5 ($71.63 \pm 0.64\%$; $p < 0.05$; Figure 4a).

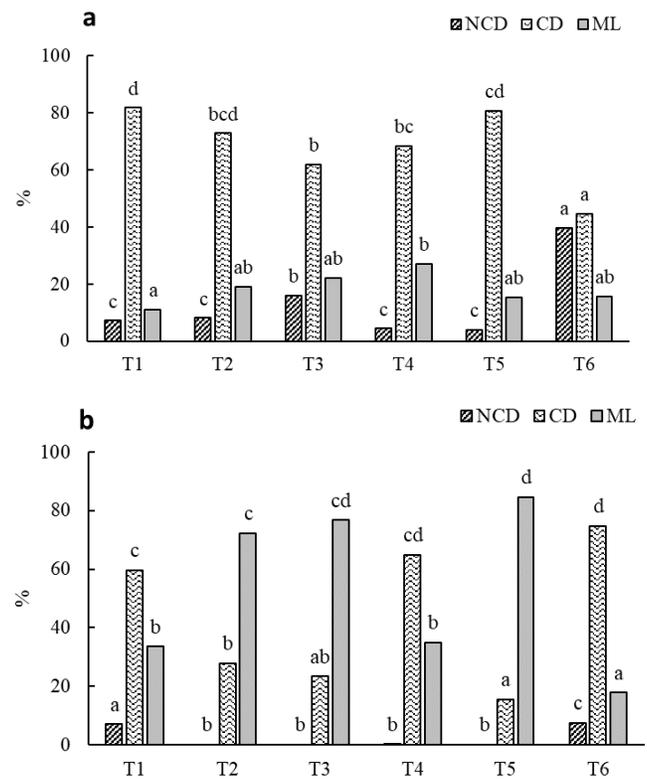


Figure 3. Post-thawing cell viability (PTV) of *Desmodesmus* sp. a) PTV (%) at day 0. b) PTV (%) at day 5. T1: F/2-5 %, T2: F/2-10 %, T3: NUT-5 %, T4: NUT-10 %, T5: F/2- WOC, T6: NUT- WOC.

Ankistrodesmus sp. at day 5: The highest NCD was found in T3 ($18.16 \pm 0.22\%$) and the lowest in T5 ($2.97 \pm 0.24\%$; $p < 0.05$). The lowest CD was found in T5 ($57.00 \pm 0.61\%$) and the highest in T1 and T2 (77.04 ± 1.05 and $76.68 \pm 0.87\%$, respectively; $p < 0.05$), forming four groups (T1-T2, T3-T4, T5, and T6). The lowest ML was found in T3 ($12.10 \pm 1.04\%$) and the highest in T5 ($40.03 \pm 0.85\%$; $p < 0.05$) making five groups with an overlap between T1 and T2 with T4, and three different

groups (T3, T5 and T6; Figure 4b). As a general trend for the three microalgae, T6 exhibited greater differences.

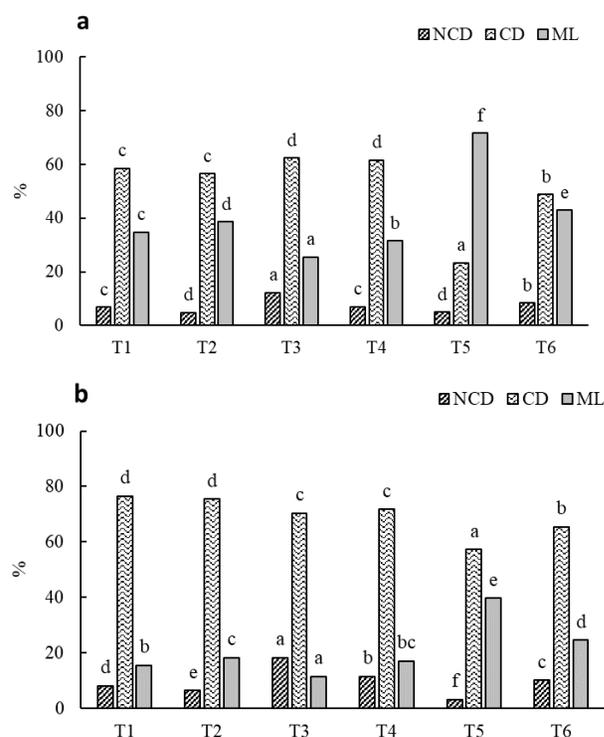


Figure 4. Post-thawing cell viability (PTV, %) of *Ankistrodesmus* sp. a) PTV (%) at day 0. b) PTV (%) at day 5. T1: F/2-5 %, T2: F/2-10 %, T3: NUT-5 %, T4: NUT-10 %, T5: F/2- WOC, T6: NUT- WOC.

Discussion

Population growth

We evaluated the incidence of culture medium on population growth and productive variables of three microalgae species. All species showed a higher instantaneous growth rate and shorter doubling time when F/2 was used. On the other hand, higher yield and cell density was observed when NUT was used. Additionally, each species responded differently to availability and proportion of N and P (Jad, 2012; Prieto, 2013). According to Silva (2016), adequate proportions of urea, ammonium, potassium, phosphorus, magnesium, sulfur, micronutrients and vitamins should be used in foliar fertilizers for *Chlorella sorokiniana* to obtain good growth, high productivity, adequate concentration of chlorophyll, proteins and carbohydrates.

Nitrogen plays a key role in microalgal growth (Tagliaferro *et al.*, 2019) since it is an important part of its biomass (about 5 % in dry matter), particularly of lipids and proteins (Ortega and Reyes, 2012; Hernández and Labbé, 2014; López *et al.*, 2015; Julio-diciembre de 2020

Cobos *et al.*, 2016). A N deficiency in the culture medium increases the concentration of reactive oxygen species that can cause damage to the DNA, telomeres and membrane lipids, as well as proteins and carbohydrates in organelles (Ríos, 2003; Benson and Bremner, 2004; Fujita, 2006; Jeyapalan and Sedivy, 2008). Consequently, cells generate protection mechanisms against the effects of free radicals through the action of antioxidants (Bumbak *et al.*, 2011).

Phosphorus and Mg are also vital elements for growth. Phosphorus is involved in energy transfer processes (photosynthesis, nutrient transport, genetic transfer, among others) (Hernández and Labbé, 2014), while Mg is a basic component of chlorophyll, stimulating production of photosynthetic pigments, such as carotenoids, which capture and catalyze the energy of light not absorbed by chlorophyll (Baroli and Niyogi, 2000; Meléndez *et al.*, 2007; Qin *et al.*, 2008). In addition, due to their antioxidant properties, carotenoids protect against oxidative processes (Lazar, 2003; Rodríguez *et al.*, 2010). Additionally, Mg helps to maintain the osmotic pressure and the ionic balance of the cell (Silva, 2016). The concentration of N, K, P and Mg was higher with NUT, which explains its efficiency in obtaining high microalgal densities. Cobos *et al.* (2016) compared growth of *Chlorella* sp., *Ankistrodesmus* sp. and *Scenedesmus* sp. in CHU10 medium with and without N, finding better growth when the culture medium contained nitrogen. Nitrogen concentration in the medium also influences the nutritional quality of microalgae; proteins and carbohydrates increase with N, and higher lipid content is obtained when N decreases (Cobos *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016; Bhattacharya and Goswami, 2020).

Chlorella sp. reached a higher density ($10.8 \pm 0.66 \times 10^6$ cells. mL⁻¹) when grown with NUT compared to F/2 medium. A similar trend is observed in other works when using a traditional medium versus an alternative one. In context, Colorado *et al.* (2013) obtained lower densities (2.41×10^6 cells. mL⁻¹) in 1,200 liters of raceway system culture with Bristol conventional medium. They reported 0.19 and 0.22 instantaneous growth rate in 400 mL and 16 L, respectively, results lower than those observed in the present study using F/2 (in 500 mL). Vera *et al.* (2002), in discontinuous cultures (in 300 mL) with *Chlorella* sp. in Algal medium obtained higher K (0.66), lower dt (1.04) and higher md ($32.73 \pm 1.09 \times 10^6$ cells. mL⁻¹) than those observed in the present study. In contrast, similar results to this work were reported by Muñoz *et al.* (2012), who obtained $10.9 \pm 1.6 \times 10^6$ cell. mL⁻¹ in 2.5 liters

using an NPK fertilizer. Similarly, Cobos *et al.* (2016) obtained a lower concentration (2.8×10^6 cells. mL⁻¹) culturing *Chlorella* sp. with an alternative N source. This difference could be due to the fact that different *Chlorella* species respond differently to the culture medium and environmental conditions (Colorado *et al.*, 2013; Cobos *et al.*, 2016).

Few studies have been reported using *Desmodesmus*. Considering that the concentration of Nutrifoliar used was N of 2.0×10^5 ppm, P of 1.0×10^5 ppm and K of 5×10^4 ppm, our results are lower than those of Ortega and Reyes (2012), who compared growth rates and yield of several freshwater species, including *Scenedesmus quadricauda*, in F/2 medium and in two low-cost media based on agricultural fertilizers Fert I (N: 2.4×10^5 ppm; P: 1.7×10^5 ppm and K: 1.3×10^5 ppm) and Fert II (N: 2×10^5 ppm; P: 3×10^5 ppm and K: 1×10^5 ppm). *S. quadricauda* showed a constant increase in cell number (up to a maximum of 157.8×10^6 cells. mL⁻¹ in 32 L) with 0.72 k for F/2 medium and 0.64 for Fert II. The results of the present study are greater than those reported by Cobos *et al.* (2014), who cultivated *Scenedesmus* sp. reaching a density of 4×10^6 cells. mL⁻¹ in CHU10 medium. Likewise, in a later study, Cobos *et al.* (2016) cultivated *S. quadricauda*, obtaining 13.6×10^6 cells. mL⁻¹ and 0.42 k.

The growth and population parameters observed in *Ankistrodesmus* sp. are similar to those reported by Sipaúba and Pereira (2008) who evaluated *Ankistrodesmus gracilis* using NPK (20 % N, 5 % P, 20 % K) as an alternative medium, reporting greater duplication time (4.54 ± 0.41) and lower growth rate (0.22 ± 0.02) than those obtained in the present study. According to Cobos *et al.* (2016), *Ankistrodesmus* sp. reached a density of 15.7×10^6 cells. mL⁻¹, which is lower than that of the present work, and a higher instantaneous growth rate (0.77) in *Ankistrodesmus nannoselene* cultivated in CHU10 medium with the addition of nitrogen. Mansa *et al.* (2018), using Bold Basal Medium (BBM) for *Ankistrodesmus* sp., obtained a maximum density of $9.77 \pm 0.59 \times 10^6$ cells. mL⁻¹, a higher instantaneous rate of specific growth (0.43 ± 0.04), and a shorter doubling time (1.63 ± 0.15 days). Prieto (2013), evaluating *Ankistrodesmus* sp. in 250 mL in Conway and F/2 media, achieved densities of 12.6 ± 0.16 and $18.4 \pm 0.28 \times 10^6$ cells. mL⁻¹, with growth rates of 0.10 and 0.12 for each treatment, respectively. These values are lower than those obtained in the present study. From the above it can be inferred that Nutrifoliar fertilizer improves growth and productive parameters of *Ankistrodesmus* sp. and it is an

alternative low-cost culture medium that increases yield and crop density of the studied microalgae.

Post-thawing cell viability

Greater post-thawing cell viability (PTV) was observed when microalgae were previously cultured with Nutrifoliar (NUT). This is due to the fact that foliar fertilizers generally have in their composition molecules that are easily assimilated by the plant and can act as cryoprotectants by making the osmotic environment more pleasant, making the freezing of the microalgae gradual and reducing the formation of ice crystals that compromise the integrity of the organelles, in addition to the support of microalgal growth (Holm-Hansen, 1965; Colinagro, 2013; Silva, 2016). Vásquez *et al.* (2013) point out that the culture medium and the environmental conditions determine the physiological state and biochemical composition of microalgal cells.

According to the above, adequate concentrations of assimilable nutrients in the culture medium stimulate cellular protection mechanisms (structural and functional) against variations in temperature, light, centrifugation, freezing and thawing of microalgae. The adequate concentration of nutrients can favor the physiological processes of the cell to counteract the damaging effects of cryopreservation, allowing its optimization through the formation of aldose type monosaccharides, which increases the osmolarity of the solution, causing cellular dehydration. These aldoses in synergy with cryoprotectors, minimize the damage of intracellular ice by increasing the total concentration of the solute and reducing the amount of ice formed in the cell (Bui *et al.*, 2013; Aray-Andrade *et al.*, 2018).

The cryoprotectant is essential for a successful microalgal cryopreservation process. The selected agent must have low molecular weight to easily penetrate the cell membrane (Castañeda *et al.*, 2010; Ji, *et al.*, 2013; Hazen, 2013), be highly soluble in water, have low toxicity, low reactivity, and not precipitate at a high concentration (Prakash *et al.*, 2012). It must protect the cell from injuries caused by the formation of ice crystals, which induce physical and chemical changes (Mazur, 2004; Wowk, 2007). Permeable cryoprotectants are ideal, since they reduce the intracellular-water freezing point, formation of hydrogen bonds, vitrification of solvents, and prevent the formation of ice crystals inside the cell (Fuller, 2004; Chian, 2010); all factors that can cause irreversible cell damage (Day and Fleck, 2015).

Methanol (MET) is a commonly used cryoprotectant since it meets these characteristics (Jain and Paulson, 2006) and has proven its effectiveness. Abreu *et al.* (2012) evaluated cryopreservation of *Thalassiosira weissflogii*, *Nannochloropsis oculata* and *Skeletonema* sp with slow freezing or direct immersion in liquid N using DMSO or MET as cryoprotectants. They reported better post-thawing viability for *T. weissflogii* microalgae using 10 % DMSO and 5 % MET. *N. oculata* showed good results with and without both cryoprotectants; whereas, *Skeletonema* sp. did not have viability under these conditions. These results are similar to those in the present study where less cellular damage was observed with 5 % and 10 % methanol, and in some cases, there was a positive response even when cryoprotectant was not added. Thus, there is a relationship between the cryoprotectant used and the microalgae species; therefore, the cryoprotectant and its concentration must be specific for each species.

Regarding cell viability, it depends on the microalgae and the protocol used (Ávila and Llanos, 2014). Hwanc and Horneland (1965) used a controlled freezing rate up to -30 °C after inclusion in liquid N, obtaining 100 % viability for several strains of *Chlorella* sp. Prieto *et al.* (2017) evaluated *Ankistrodesmus* sp., finding that 5 % methanol resulted in the highest percentage of cells without damage (79.3 % ± 2.82 %), the lowest with cellular damage (15.04 % ± 0.95 %), and the lowest with marked lesions (5.68 % ± 0.18 %).

Nutrifoliar complete fertilizer (0.99 mL /500 mL) can be used as an alternative low-cost culture medium for producing freshwater phytoplankton from microalgae *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp. and *Ankistrodesmus* sp. This fertilizer allows the obtention of high density yield, and adequate population parameters in short cultivation periods, as well as greater cellular viability after cryopreservation. Advanced techniques should be used to more accurately identify the structural and molecular damages that occur in microalgae.

Acknowledgements

The Native-Fish Research Group (GIPEN) at Piscícola San Silvestre S.A acknowledges funding and support from ISAGEN S.A. E.S.P (Agreement 47-698). We would also like to express our appreciation to the people at the Fish Research Institute (CINPIC, Universidad de Córdoba, Colombia) for their valuable cooperation.

References

Abreu, L., Borges, L., Marangoni, J. and Abreu, P. 2012.

Julio-diciembre de 2020

Cryopreservation of some useful microalgae species for biotechnological exploitation. *Journal of Applied Phycology* 24(6): 1579–1588. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9818-0>.

Allam, M., Xu, L. and Wang, Z. 2020. *Microalgae Biotechnology for Food, Health and High Value Products*. Springer, Singapore.

Aray-Andrade, M., Uyaguari-Díaz, M. and Bermúdez, R. 2018. Short-term deleterious effects of standard isolation and cultivation methods on new tropical freshwater microalgae strains. *PeerJ* 6:e5143. Doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.5143>.

Ávila, J. and Llanos, J. 2014. Cryopreservation of *Chlorella* sp. isolated from municipal wastewater. *The Biologist* 12(2): 263-269.

Baroli, I. and Niyogi, K. 2000. Molecular genetics of xanthophyll-dependent photoprotection in green algae and plants. *The Royal Society* 355:1385-1394. Doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2000.0700>.

Benson, E. and Bremner, D. 2004. Oxidative stress in the frozen plant: a free radical point of view. *Life in the frozen state*. Boca Raton: *CRC Press* 206-241: 704. Doi: <https://doi.org/10.1201/9780203647073.ch6>.

Bui, T., Ross, I., Jakob, G., Hankamer, B. 2013 Impact of Procedural Steps and Cryopreservation Agents in the Cryopreservation of Chlorophyte Microalgae. *PLoS ONE* 8(11): e78668. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078668>.

Bumbak, F., Cook, S., Zachleder, V., Hauser, S. and Kovar, K. 2011. Best practices in heterotrophic high-cell-density microalgal processes: achievements, potential and possible limitations. *Applied Microbiology and Biotechnology* 91(1): 31-46. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3311-6>.

Bhattacharya, M., Goswami, S. 2020. Microalgae – A green multi-product biorefinery for future industrial prospects. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 25: 101580. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101580>.

Castañeda, J., Rivas, A., and Urrutia, R. 2010. *Efecto del DimetilSulfoxido (DMSO) sobre la apoptosis y daño renal en un modelo animal de isquemia-reperfusión*. REDICCES, El Salvador.

Chian, R. 2010. *Cryobiology: Fertility Cryopreservation*. Cambridge University Press, Montréal.

Cobos-Ruiz, M., Castro-Gómez, J. and Cerdeira-Gutierrez, L.

2014. Potencial biotecnológico para la producción sustentable de biodiesel de microalgas oleaginosas aisladas del río Itaya, Loreto, Perú. *Ecología aplicada* 13(2): 169-175. Doi: <https://doi.org/10.21704/rea.v13i1-2.467>.
- Cobos-Ruiz, M., Paredes-Rodríguez, J. and Castro-Gómez, J. 2016. Inducción de la producción de lípidos totales en microalgas sometidas a estrés nutritivo. *Acta Biológica Colombiana* 21(1): 17-26. Doi: <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1.47439>.
- Colorado-Gómez, M., Moreno-Tirado, D. and Pérez-Posada, J. 2013. Desarrollo, producción y beneficio ambiental de la producción de microalgas. La experiencia en La Guajira, Colombia. *Ambiente y Desarrollo* 17(32): 113-126.
- Colinagro. 2013. Ficha técnica NUTRIFOLIAR® COMPLETO. URL: <https://recintodelpensamiento.com/ComiteCafeteros/HojaSeguridad/Files/Fichas/FTNutrifoliar201462885141.pdf> Consulted: November, 2020.
- Day, J. and Brand, J. 2005. *Cryopreservation Methods for Maintaining Cultures. Algal Culturing Techniques*. Elsevier Academic Press, New York.
- Day, J. and Fleck, R. 2015. Cryo-injury in algae and the implications this has to the conservation of micro-algae. *Microalgae Biotechnology* 1(1): 1-11. Doi: <https://doi.org/10.1515/micbi-2015-0001>.
- Fujita, M., Fujita, Y., Noutoshi, Y., Takahashi, F., Narusaka, Y., Yamaguchi-Shinozaki, K. and Shinozaki, K. 2006. Crosstalk between abiotic and biotic stress responses: a current view from the points of convergence in the stress signaling networks. *Current opinion in plant biology* 9(4): 436-442. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2006.05.014>.
- Fuller, B. 2004. Cryoprotectants: the essential antifreezes to protect life in the frozen state. *Cryo-Letters* 25(6): 375-388.
- Guillard, R. and Ryther, J. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt, and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. *Canadian journal of microbiology* 8(2): 229-239. Url: https://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/m62-029#.XtG_FTr0m00. Consulted: November, 2019.
- Hazen, K. 2013. Influence of DMSO on antifungal activity during susceptibility testing in vitro. *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease* 75(1): 60-3. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.diagmicrobio.2012.09.002>.
- Hernández-Pérez, A. and Labbé, J. 2014. Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 49(2): 157-173. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0718-572014000200001>.
- Holm-Hansen, O. 1963. Viability of blue-green and green algae after freezing. *Physiologia Plantarum* 16(3): 530-540.
- Hwanc, S. and Horneland, W. 1965. Survival of algal cultures after freezing by controlled and uncontrolled cooling. *Cryobiology* 1(5): 305-311.
- Jad-Allah, K. 2012. Development of cheap and simple culture medium for the microalgae *Nannochloropsis* sp. based on agricultural grade fertilizers available in the local market of Gaza strip (Palestine). *Journal of Al Azhar University-Gaza* 14(1): 61-76.
- Jain, J. and Paulson, R. 2006. Oocyte cryopreservation. *Fertility and sterility* 86(4): 1037-1046.
- Jeyapalan, J. and Sedivy, J. 2008. Cellular senescence and organismal aging. *Mechanisms of Ageing and Development* 129(7): 467-474. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.mad.2008.04.001>.
- Ji, F., Hao, R., Liu, Y., Li, G., Zhou, Y. and Dong, R. 2013. Isolation of a novel microalgae strain *Desmodesmus* sp. and optimization of environmental factors for its biomass production. *Bioresource Technology* 148: 249-254.
- Kiron, V., Sørensen, M., Huntley, M., Vasanth, G., Gong, Y., Dahle, D. and Palihawadana, A. 2016. Defatted biomass of the microalga, *Desmodesmus* sp., can replace fishmeal in the feeds for Atlantic salmon. *Frontiers in Marine Science* 3(67): 1-12. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00067>.
- Lazar, T. 2003. *Fisiología Vegetal*. Washington D.C.
- López-Eliás, J., González-Vega, R., Márquez-Ríos, E. and Torres-Arreola, W. 2015. Efecto de la concentración y fuentes de nitrógeno en la producción de proteínas de cultivos masivos de la microalga *Chaetoceros muelleri*. *Revista Internacional de Botánica Experimental* 84: 331-337.
- Luna-Figeroa, J. and Arce, E. 2017. Un menú diverso y nutritivo en la dieta de peces: "El alimento vivo". *Agroproductividad* 10(9): 112-116.
- Mansa, R., Sipaut, C., Yasir, S., Dayou, J. and Joannes, C. 2018. Comparative studies of cell growth, total lipid and methyl palmitate of *Ankistrodesmus* sp. in phototrophic, mixotrophic and heterotrophic cultures for biodiesel production. *International Journal of Renewable Energy Research* 8(1): 438-450.

- Mazur, P. 2004. Principles of cryobiology . In: Fuller B.J., Lane N. and Benson E.E. (Editor). *Life in the Frozen State*. Boca Raton: CRC Press, Cleveland.
- Meléndez-Martínez, A., Vicario, I. and Heredia, F. 2007. Pigmentos carotenoides: consideraciones estructurales y fisicoquímicas. *Archivos latinoamericanos de nutrición* 57(2): 109-117.
- Muñoz-Peñuela, M., Ramírez-Merlano, J., Otero-Paternina, A., Medina-Robles, V., Cruz-Casallas, P. and Velasco-Santamaría, Y. 2012. Efecto del medio de cultivo sobre el crecimiento y el contenido proteico de *Chlorella vulgaris*. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 25(3): 438-449.
- Nagao, R., Ueno, Y., Akita, F., Suzuki, T., Dohmae, N., Akimoto, S., Jian-Ren, S. 2019. Biochemical characterization of photosystem I complexes having different subunit compositions of fucoxanthin chlorophyll a/c-binding proteins in the diatom *Chaetoceros gracilis*. *Photosynth Research* 140:141–149. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11120-018-0576-y>
- Ortega-Salas, A. and Reyes-Bustamante, H. 2012. Cultivo de las microalgas dulceacuicolas *Kirchneriella obesa*, *Scenedesmus quadricauda* y *Chlorococcum infusorium* empleando tres medios de cultivo. *Avances en Investigación Agropecuaria* 16(2): 35-44.
- Ortiz-Moreno, M., Cortés-Castillo, C., Sánchez-Villarraga, J., Padilla, J. and Otero-Paternina, A. 2012. Evaluación del crecimiento de la microalga *Chlorella sorokiniana* en diferentes medios de cultivo en condiciones autotróficas y mixotróficas. *Revista Orinoquia* 16(1): 11-20. Doi: <https://doi.org/10.22579/20112629.224>.
- Prakash, O., Nimonkar, Y. and Shouche Y. 2012. Practice and prospects of microbial preservation. *National centre for cell science* 339(1): 1-9. Doi: <https://doi.org/10.1111/1574-6968.12034>.
- Prieto-Guevara, M., Alarcón-Furnieles, J., Morgan-Figueroa, A., Montiel-Osorio, Z., Jiménez-Velásquez, C., Espinosa-Araujo, J. and Atencio-García, V. 2017. Viabilidad celular en la criopreservación de la microalga *Scenedesmus* sp. Resumen de congreso. Latin American & Caribbean Aquaculture. Mazatlan (Mex).Url:<https://wasblobstorage.blob.core.windows.net/meeting-abstracts/LacQua17AbstractBook.pdf> Consulted: January, 2020.
- Prieto-Guevara, M. 2013. Plancton regional y su potencial en acuicultura. Temas clave para la acuicultura. Centro de Investigaciones Piscícolas CIUC. Fondo editorial Universidad de Córdoba, Montería.
- Qin, S., Liu, G. and Hu, Z. 2008. The accumulation and metabolism of astaxanthin in *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyceae). *Process biochemistry* 43(8): 795-802.
- Rahardini, R., Helmiati, S. and Triyatmo, B. 2018. Effect of inorganic fertilizer on the growth of freshwater *Chlorella* sp. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 139(1): 1-9. Doi: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/139/1/012005>.
- Rinanti, A. and Purwadi, R. 2017. Harvesting of freshwater microalgae biomass by *Scenedesmus* sp. as bioflocculant. *IOP publishing* 106(1): 1-6. Doi: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/106/1/012087> .
- Ríos, M. 2003. El estrés oxidativo y el destino celular. *Revista Química viva* 2(1): 1-12. URL: <https://www.redalyc.org/pdf/863/86320104.pdf> . Consulted: March, 2020.
- Rodríguez-Meizoso, I., Jaime, L., Santoyo, S., Señoráns, F., Cifuentes, A. and Ibáñez, E. 2010. Subcritical water extraction and characterization of bioactive compounds from *Haematococcus pluvialis* microalga. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 51(2): 456-463. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jpba.2009.03.014>.
- Saadaoui, I., Al Emadi, M., Bounnit, T., Schipper, K., Al Jabri, H. 2016. Cryopreservation of microalgae from desert environments of Qatar. *Journal of Applied Phycology* 28(4):2233-2240. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0743-x>.
- Sharifah, N., Nosi, M. and Khatoon, H. 2016. Phytoplankton *Ankistrodesmus* sp. as an alternative tool in controlling fish disease. *AAFL Bioflux* 9(1): 42-49.
- Shatwell, T. and Köhler, J. 2019. Decreased nitrogen loading controls summer cyanobacterial blooms without promoting nitrogen-fixing taxa: Long-term response of a shallow lake. *Limnology and Oceanography* 64(1): 166-178. Doi: <https://doi.org/10.1002/lno.11002>.
- Silva-Benavides, A. 2016. Evaluación de fertilizantes agrícolas en la productividad de la microalga *Chlorella sorokiniana*. *Agronomía Mesoamericana* 27(2): 265-275. Doi: <https://doi.org/10.15517/am.v27i2.24361>.

- Sipaúba-Tavares, L., Donadon, A., Berchielli-Morais, F. and Scardoeli-Truzzi. 2017. Development of low-cost culture media for *Ankistrodesmus gracilis* based on inorganic fertilizer and macrophyte. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29(5): 1-9. Doi: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x3916>.
- Sipaúba-Tavares, L. and Pereira, A. 2008. Large scale laboratory cultures of *Ankistrodesmus gracilis* (Reisch) Korsikov (Chlorophyta) and *Diaphanosoma biergei* Korinek, 1981 (Cladocera). *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 875-883.
- Smith, D., Ryan, J. and Stackebrandt, E. 2008. The ex situ conservation of microorganisms: aiming at a certified quality management. In: Doelle, H.W. and DaSilva E.J. Editors. *Biotechnology*. EOLSS Publisher, Oxford.
- Soares, J., Loteiro, R., Rosa, R., Santos, M., Nascimento, A., Santos, N., Rhys, T., Nunes-Nesi, A. and Arêdes, M. 2017. Scenedesmus sp. cultivation using comercial-grade ammonium sources. *Annal of Microbiology* (1): 1-13. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1315-x>.
- Tagliaferro, G., Izário, H., Chandel, A., Silva, S., Silva, M. and Santos J. 2019. Continuous cultivation of *Chlorella minutissima* 26a in a tube-cylinder internal-loop airlift photobioreactor to support 3G biorefineries. *Renewable Energy* 130: 439-445. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.06.041>.
- Vásquez-Suárez, A., Guevara, M., González, M., Cortez, R. and Arredondo-Vega, B. 2013. Crecimiento y composición bioquímica de *Thalassiosira pseudonana* (Thalassiosirales: Thalassiosiraceae) bajo cultivo semi-continuo en diferentes medios y niveles de irradiancias. *Revista de Biología Tropical* 61(3): 1003-1013. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11776>.
- Vera, A., Yépez, M., Martínez, M. and Pinto, G. Crecimiento mixotrófico de *Chlorella* sp. cultivada en medios enriquecidos con el exudado gomoso de Acacia tortuosa. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* 33(1): 19-22.
- Wowk, B. 2007. How cryoprotectants work. In *Cryonics. Alcor Life Extension Foundation* 28(3): 3-7.

Citar como: Oviedo-Montiel, H., Herrera-Cruz, E., Hoya-Flórez J., Martha Prieto-Guevara, A., Estrada-Posada and Yepes-Blandón, J. E. 2020 Cellular viability and growth of microalgae: effect of the culture medium. *Intropica* 15(2): 126-136. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3633>

Evaluación de la germinación del polen de *Zea mays* a través de metodologías *in vitro* en Santa Marta, Colombia

Evaluation of the germination of the pollen of *Zea mays* in vitro methodologies in Santa Marta, Colombia

Rafael Segundo Escobar Pallares y Catherine Pardey Rodríguez* 

Programa de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ingeniería, Universidad Magdalena

*Autor de correspondencia: catherinepardey@unimagdalena.edu.co

Recibido: 10 de julio de 2020

Aceptado: 11 de septiembre de 2020

Publicación en línea: 09 de diciembre de 2020

Resumen

Palabras clave:
viabilidad de polen; medio de cultivo;
tinción de polen; híbrido Synko

La viabilidad del polen es un parámetro fundamental en la formación de la semilla, existen diferentes técnicas para su evaluación, de las cuales la germinación *in vitro*, presenta resultados confiables. El polen de maíz tiene dificultad para germinar en medios de cultivo debido a la morfología y fisiología. Este estudio, tuvo como objetivo evaluar cinco formulaciones de germinación *in vitro* sobre polen de maíz del híbrido Synko sembrada bajo las condiciones climáticas de la ciudad de Santa Marta-Colombia. El periodo de antesis se dio 50 días después de la siembra; los granos de polen recolectados fueron puestos de inmediato, sobre cinco medios de cultivo ya referenciados en maíz, los cuales están constituidos por diferentes formulaciones de agar - agar, sacarosa, nitrato de calcio y ácido bórico. El arreglo estadístico fue un diseño completo al azar, ocho repeticiones por tratamiento y dos replicas en el tiempo. El conteo de granos de polen viables se hizo sobre cuatro campos por caja de petri, sobre 50 granos por campo, para el conteo, se empleó un estéreo microscopio Leica M205, y en un microscopio compuesto de luz a 40X. Se utilizó como referencia de viabilidad la tinción con acetocarmin al 2 %, en 10 portaobjetos por réplica, 100 granos de polen por portaobjetos. El medio constituido por 0,6 % de agar-agar, 17 % de sacarosa, y 0,03 % de nitrato de calcio, registró los valores más alto de germinación de granos de polen; este fue de 70,13 %. La tinción del polen con acetocarmin superó los porcentajes de viabilidad *in vitro*.

Abstract

Key words:
pollen viability; culture medium,
pollen stain, Synko hybrid

Pollen viability is a fundamental parameter in the formation of the seed, there are different techniques for its evaluation, of which *in vitro* germination presents reliable results. Corn pollen has difficulty germinating in culture media due to morphology and physiology. This study aimed to evaluate five *In Vitro* germination formulations on maize pollen of the Synko hybrid sown under the climatic conditions of Santa Marta-Colombia. The anthesis period occurred 50 days after sowing; the collected pollen grains were placed immediately, on five culture medium already referenced in corn, which are made up of different formulations of agar - agar, sucrose, calcium nitrate and boric acid. The statistical arrangement was a Complete Random Design, eight replications per treatment and two replications over time. The grain count was made on four fields per Petri dish, on 50 grains per field, on a Leica M205 stereo microscope, and on a 40X compound light microscope. The staining technique with 2 % acetocarmine was used as a reference, evaluated on 10 slides per replica, 100 pollen grains per slide. The Culture Medium made up of 0.6 % agar-agar, 17 % sucrose, and 0.03 % calcium nitrate, registered the highest average germination of pollen grains; this is 70.13 %. Pollen staining with acetocarmine exceeded the percentages of viability *In Vitro*.



Introducción

El maíz es una de las gramíneas más cultivadas en el mundo y es una de las especies más productivas (Federación Nacional de Cultivadores de Cereales, 2010). Colombia registra rendimiento promedio de maíz amarillo tecnificado de 5,8 Ton/ha (Fenalce, 2019). La calidad del polen es una variable que influye en la calidad y cantidad de semilla, y es utilizado para realizar estudios relacionados con la biología de la polinización, ya que existen procesos de mejora genética y de producción de cultivos que depende de la espiga macho (MacRobert *et al.*, 2015). El concepto "calidad de polen" se refiere a viabilidad y/o germinación; "viabilidad" se define como la capacidad que tiene un grano de polen de vivir, germinar, crecer, y desarrollarse; y "germinación de polen" como la capacidad del polen de emitir el tubo polínico en condiciones adecuadas (Rejón García *et al.*, 2010; Sorkheh *et al.*, 2011). La viabilidad puede ser medida, a través de la germinación *in vitro* e *in vivo* (Corazza Kaefer *et al.*, 2016). La técnica de germinación *in vitro*, es considerada confiable, exacta y simple (Araméndiz Tatis *et al.*, 2013). Según Vieira de França *et al.* (2009) la técnica de germinación *in vitro* presenta ventajas frente a las tinciones tradicionales y los ensayos de actividad enzimática, debido a que estas dos últimas pueden arrojar falsos positivos de viabilidad, al detectar elementos celulares y enzimas funcionales, los cuales no garantizan que el polen sea viable.

La germinación *in vitro* en medio de cultivo es una técnica que simula, las condiciones del estigma, induciendo la germinación del tubo polínico (Almeida *et al.*, 2011; Corazza Kaefer *et al.*, 2016). El estigma puede ser considerado como una estructura modificada para la captura y recepción del polen, que confiere un medio óptimo para que tenga lugar la germinación del grano y el crecimiento del tubo polínico. Durante este proceso, una gran cantidad de agua y nutrientes junto a otras moléculas son transportadas al interior del grano de polen, bien sea desde el exudado estigmático, en caso de estigmas húmedos, o de las papilas estigmáticas, en caso de estigmas secos, como es el caso del polen de maíz (Arco Alcaraz, 2009; Hui Xu *et al.*, 2012). En la interacción entre el polen y el estigma existen diferentes macromoléculas como carbohidratos, sustancias pépticas y lípidos, necesarios para la fertilización (Arco Alcaraz, 2009; Hui Xu *et al.*, 2012). La composición y el pH del medio son factores importantes que afectan la germinación del polen. Se requiere en las angiospermas una fuente de carbono, boro y a menudo otros nutrientes para promover las condiciones

necesarias para que se dé la germinación del tubo polínico (Vieira de França *et al.*, 2009). Cada especie requiere formulaciones específicas de medios de cultivo para obtener buena germinación de granos de polen (Corazza Kaefer *et al.*, 2016). Se han desarrollado medios y procedimientos para la germinación de polen *in vitro* en numerosas especies; sin embargo, la germinación artificial en las gramíneas ha resultado laborioso (Pfahler, 1967).

El polen de maíz presenta una estructura tri-celular, que lo hace de difícil manejo y almacenamiento (Youmbi *et al.*, 2005). Este tipo de polen presenta dificultad al ser sometido a la germinación *in vitro* y tiene una tasa de conservación escasa, porque su metabolismo no se detiene después de ser desprendido de la planta (Youmbi *et al.*, 2005). Todos estos aspectos mencionados, y dada la necesidad de conocer la calidad del polen para producir semilla de maíz en condiciones de laboratorio, el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar cinco formulaciones de germinación *in vitro* reportadas sobre polen de maíz en el híbrido Synko (Syngenta) crecido bajo las condiciones climáticas de suelo y ambiente del Centro de Desarrollo Agrícola y Forestal de la Universidad del Magdalena (C.D.A.F) ubicado en Santa Marta, Colombia

Materiales y métodos

Área de estudio, establecimiento y desarrollo del cultivo

Se sembró el híbrido Synko dentro de las instalaciones de la Universidad del Magdalena, en el Centro de Desarrollo Agrícola y Forestal de la Universidad del Magdalena (C.D.A.F), ubicado en la ciudad de Santa Marta, en el departamento del Magdalena (Colombia), localizada, entre los 74°07' y 74°12' de longitud 11° 11' 0,9" y 11° 13' 29,6" de latitud. La textura del suelo es franco arcillo arenoso (Pardey-Rodríguez, 2015).

Se realizaron dos siembras consecutivas, con diferencias de 15 días entre ellas, hasta cubrir un área de 770 m²; 11 surcos de 70 metros de largo con distancias entre surco de 0,8 m y entre planta de 0,50 m. El suelo se preparó con un pase de arado y uno de rastrilla, se fertilizó con una mezcla de 17-6-18-2 (nitrógeno, fósforo, potasio y magnesio) en una dosis de 35 gramos/planta antes de la floración del cultivo. Se realizó un control de malezas 15 días después de la siembra, enmarcado en un ploteo manual con guadaña entre los surcos hasta desmalezar toda el área requerida. Para el control de larvas de Lepidoptera, se realizaron dos aplicaciones con 80 g de *Bacillus thuringiensis* y 24 ml de Carrier diluidos, entre los 15

y 20 días posterior a la siembra, utilizando una bomba de espalda con capacidad de 20 L, las aplicaciones se hicieron entre las 6:00 t 7:00 am. Se realizó un mejorado, un mojado completo del cogollo de la planta por hileras hasta cubrir el lote, luego se efectuó una segunda aplicación ocho días después. Lo anterior, con el fin de no inactivar el producto por los rayos solares y coincidir con la hora de ingestión de las larvas (figura 1).



Figura 1. Lote de maíz híbrido Synko en centro de desarrollo agrícola y forestal de la Universidad del Magdalena en Santa Marta, Colombia.

Recolecta del polen

La recolecta del polen se realizó dos veces, teniendo en cuenta el periodo de antesis. Al momento de la recolecta de polen, se registró la humedad relativa y la temperatura ambiental con un higrotermómetro digital modelo L101. El polen se almacenó en bolsas de papel recubiertas con cera, la espiga se ubicó dentro de la bolsa, y por medio de golpes suaves, se dio el desprendimiento del polen dentro de ella, se tomó polen de 10 a 12 espigas, luego se transportó de inmediato al laboratorio para evitar la deshidratación.

Evaluación de la germinación del polen de maíz

Se evaluó el efecto de cinco medios de cultivos previamente reportados en maíz. Constituidos por una combinación de diferentes concentraciones de agar-agar al 0,6, 0,7 y 1 %, sacarosa al 10, 15, 17, 20 y 25 %, ácido bórico al 0,01, 0,03 y 0,04 %, nitrato de calcio al 0,025, 0,01, 0,03 %, cada tratamiento corresponde a un medio de cultivo evaluado (tabla 1).

La preparación de las mezclas de cada componente del medio de cultivo se realizó adicionando y calentando cada uno de ellos, evitando la ebullición de la mezcla, hasta alcanzar una disolución de los componentes de acuerdo con cada uno de los cinco tratamientos. En el autoclave se esterilizaron los medios y las cajas de Petri, ambos envueltos en papel Kraft. Los medios de germinación se prepararon con un día de anticipación a la siembra del polen, se sirvieron, marcaron e identificaron las cajas de Petri de acuerdo con el tratamiento correspondiente.

La siembra del polen en las cajas de Petri, se hizo con una aguja de disección, se distribuyó el polen en cuatro campos, luego se selló con papel Parafilm y las cajas de Petri se ubicaron por dos horas a una temperatura entre 25 y 27°C, en oscuridad con una humedad relativa del 78 % (Almeida *et al.*, 2011; Corazza Kaefer *et al.*, 2016).

Análisis estadístico

Se aplicó un diseño completamente al azar con cinco tratamientos. Cada réplica se conformó por ocho cajas de Petri donde se realizaron cuatro conteos por caja, sobre 50 granos de polen cada uno. El porcentaje de granos de polen germinados se calculó como el cociente del número de granos de polen germinados en cada campo óptico, con relación al total de 50 granos de polen en el mismo campo (Araméndiz Tatis *et al.*, 2013; Cerovic *et al.*, 2014; Corazza Kaefer *et al.*, 2016).

Tabla 1. Descripción de cinco medios de germinación de polen de maíz del híbrido Synko.

Tratamiento	Agar -agar (%)	Sacarosa (%)	Ácido bórico (%)	Nitrato de Calcio (%)	Fuente
Medio de cultivo 1	1	10	0,03	0,025	Bair y Loomis, 1941 citado por Alcaraz, 2009
Medio de cultivo 2	1	20	0,04	-	Pfahler, 1981
Medio de cultivo 3	0,7	15	0,01	0,01	Almeida <i>et al.</i> , 2011
Medio de cultivo 4	0,6	17	-	0,03	Almeida <i>et al.</i> , 2011 y Corazza Kaefer <i>et al.</i> , 2016
Medio de cultivo 5	0,6	25	-	-	Corazza Kaefer <i>et al.</i> , 2016

El conteo se realizó con la ayuda del estéreo-microscopio Leica M 205 y en el microscopio compuesto de luz 40 X. Como testigo de viabilidad de polen se utilizó la prueba de tinción, en la que se tomó polen recién recolectado, se pasó a 10 portaobjetos por repetición y se les añadió una gota de acetocarmin al 2 %. Después de 24 h se observó el polen en el estéreo - microscopio LEICA M205; para su evaluación se trazaron campos que ayudaron a realizar el conteo. El polen se determinó observando su forma; los granos de polen redondeados y teñidos de rojo se consideraron como polen viable, mientras el polen no viable presentó forma constreñida y sin tinción. El término "constreñidos" hace referencia a los granos de polen que tienen deformación del citoplasma (González *et al.*, 2002). Posteriormente se estimó el porcentaje de viabilidad, dato que sirvió como parámetro de comparación de la viabilidad conseguida por el método de germinación *in vitro*.

% viabilidad= (N° de granos bien formados y teñidos)/(N° total de granos)

Para identificar si existen diferencias en los medios de cultivo se realizó un análisis de varianza y para elegir el mejor tratamiento que favoreció la germinación del polen se realizó una comparación de medias empleando la prueba de rangos múltiples Duncan a 5 % de significancia estadística. Se utilizó el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI.I.

Resultados

La germinación del híbrido Synko (Syngenta) se dio en promedio a los siete días después de la siembra (DDS); la floración a los 45 DDS. La emisión de polen comenzó a los 50 DDS. La temperatura al momento de la colecta fue de 25,2 y 27,5 °C y La humedad relativa de 79 y 78 %, para la primera y segunda cosecha respectivamente. La siembra de los granos de polen tomados dos horas después de recolectado y conservado a 4° C por 24 h, no logró germinar en ningún medio de cultivo probado (datos no registrados). La germinación del polen en los cinco tratamientos se observó después de colectados e inmediatamente sembrados sobre cada medio de cultivo como se muestra en la figura 2.

El promedio de germinación de cada tratamiento se muestra en la tabla 2; en todos los cinco medios referenciados germinaron granos de polen así se muestra en los valores mínimos; se presentaron valores máximos de germinación de 80 y 100 % en los tratamientos 1, 3 y 4; los cuadrantes de lectura mostraron variaciones entre ellos como se evidencia en los coeficientes de variación.

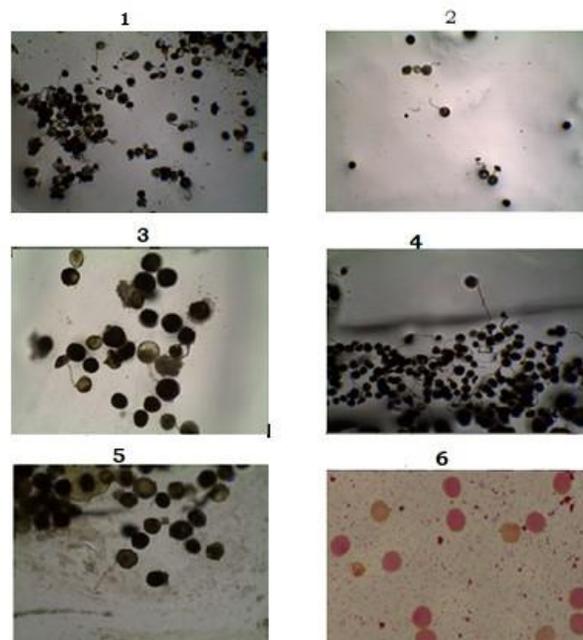


Figura 2. Polen de maíz evaluado en diferentes medios por la técnica de germinación *in vitro*. (1). Medio 1. (2) Medio 2. (3) Medio 3. (4) Medio 4. (5) Medio 5. (6). Determinación de viabilidad por la técnica de tinción con acetocarmin.

Los porcentajes de germinación de polen *in vitro* del híbrido Synko mostró diferencias ($P < 0,05$) entre las cinco formulaciones (tabla 3). La mejor formulación para el híbrido Synko fue en el tratamiento Cuatro, constituido por 0,6 % de agar - agar, 17 % de sacarosa, 0,03 % de nitrato de calcio y sin adición de ácido bórico mediante el cual se obtuvo 70,13 % de germinación como se muestra en la tabla 2.

La comparación entre la técnica de germinación de polen con la técnica de tinción, evidenció que los porcentajes de viabilidad fueron mayores al teñir el polen que al inducir su germinación a través de los cinco medios de cultivos (figura 2).

Discusión

La floración del híbrido Synko producida por Syngenta se dio después de los 50 DDS. Las variables de temperatura y humedad coinciden con un clima seco. Los granos de polen maíz viables puede durar entre 18 y 24 h viables en ambientes frescos. De ahí que bajo las condiciones de la granja donde se hizo la siembra de maíz, una vez recolectado el polen debe ser sembrado en los medios de cultivo de inmediato y puesto en ambientes fresco. Corazza Kaefer *et al.* (2016), registraron que las variables climáticas influyen en la germinación del polen en el medio de cultivo porque afectan el estado de turgencia de la membrana del grano de polen.

Tabla 2. Porcentaje de germinación del polen del híbrido Synko de maíz para cada tratamiento y medidas de viabilidad con la técnica de tinción. Los números muestran las variaciones con respecto a la media y la representación de esta entre cada tratamiento y la técnica de tinción. D.E= desviación estándar, CV= coeficiente de variación, Min=mínimo y Máx=máximo.

Tratamiento	Recuento	Promedio	D.E	CV (%)	Min	Máx
Medio de cultivo 1	64	32,62	16,77	51,42	2,0	80,0
Medio de cultivo 2	64	12,87	3,52	27,38	6,0	20,0
Medio de cultivo 3	64	26,37	15,04	57,03	8,0	80,0
Medio de cultivo 4	64	70,13	18,96	27,04	30,0	100,0
Medio de cultivo 5	64	9,187	3,80	41,36	4,0	20,0
Tinción	20	96,25	1,83	1,90	93,0	99,0

Tabla 3. Análisis de varianza para el porcentaje de germinación de polen del híbrido Synko de maíz, sobre cinco tratamientos analizados en un diseño completamente al azar. SC= suma de cuadrados, GI= grados de libertad, CM= cuadrado medio.

Fuente	SC	GI	CM	Razón-F	Valor-P
Tratamiento	37699,1	4	9424,76	210,76	0,0000
Error	14086,4	315	44,7188		
Total	51785,5	319			

Corazza Kaefer *et al.*, 2016, además afirman que una hora fija no es relevante para influenciar en la tasa de germinación sino los factores de humedad relativa y la temperatura, las cuales deben ser de 72 % y 27,2 °C respectivamente, así no se afectarían los resultados de germinación.

Youmbi *et al.*, 2005 comprobaron que el polen de maíz tiene características especiales que dificultan su germinación al ser trinucleado, el cual presenta una longevidad corta, con una alta tasa de deshidratación, que es rígida por la pared de la membrana y una tasa de conservación pobre debido a que su metabolismo es rápido y no se detiene después de ser desprendido de la antera.

Las diferencias encontradas en los tratamientos (tabla 3) fueron discutidos previamente por Youmbi *et al.*, (2005); Davide *et al.* (2009) y Almeida *et al.* (2011) quienes señalaron que la germinación del polen en un medio de cultivo de un mismo genotipo puede variar al usar diferentes formulaciones, de ahí que se deban ajustar las concentraciones de los reactivos al genotipo, diseñando un modelo estadístico que permita inferir el efecto de la concentración de cada elemento químico que actúa en el medio de cultivo afectando la germinación del grano de polen. En este estudio, la mejor formulación correspondió al tratamiento cuatro, donde se logró 70,13 % de germinación. El reporte de Almeida *et al.*, (2011), muestra 70 % de germinación con la concentración de 17 % de sacarosa; Davide *et al.*, (2009), confirman haber obtenido los mejores resultados al hacer germinar polen de maíz a una concentración de sacarosa 16,5%. Youmbi *et al.*, (2005), con 10 y 15 % de sacarosa. Almeida *et al.*, (2011),

utilizando diferentes concentraciones de sacarosa, agar, ácido bórico, y utilizando Cloruro de Calcio hidratado, encontraron que, independientemente de la presencia de calcio o boro en los medios de cultivo, el contenido de sacarosa entre 10 y 20 %, proporciona la germinación más alta, y que la concentración cercana al 10 % es la más indicada para la germinación de polen de maíz. Taylor y Hepler (1997), confirman que la sacarosa en el medio de germinación puede alterar la permeabilidad del crecimiento del tubo polínico, resultando en la lixiviación de metabolitos e iones al medio. Vieira de França *et al.* (2009) ; Almeida *et al.* (2011) y Jankovic *et al.* (2014) coinciden también en que la sacarosa estimula la fermentación del etanol durante el crecimiento *in vitro* y se acumula a niveles de 100 mM que inhibe el crecimiento; sugieren probar otros azúcares como la glucosa o fructosa que reducen la hidrólisis en el tejido; además, proporcionan la energía para el desarrollo del tubo polínico y provee un balance osmótico entre el polen y la solución de germinación influenciado por otras sustancias como el ácido bórico y el calcio. Es por eso, concentraciones excesivas o deficientes de cualquiera de estas sustancias pueden prevenir o dificultar la germinación del grano de polen.

Bohórquez *et al.* (2013) encontraron que el boro en las monocotiledóneas es requerido en pequeñas cantidades con relación a las dicotiledóneas. Por tanto, la cantidad óptima de Boro para algunas especies, puede ser tóxica para otras Martínez *et al.* (2009) azúcares del boro es un elemento requerido para el transporte de azúcares entre muchas otras funciones; una deficiencia de él causa deterioro en el

crecimiento de los puntos meristemáticas, de ahí que las concentraciones correctas permitirán el desarrollo del crecimiento del tubo polínico. Pfahler (1967), reportó que los mejores resultados de germinación en polen de maíz los alcanzó con concentraciones de 0,01% de ácido bórico. Schreiber y Dresselhaus (2003), demostraron que al variar concentraciones al ácido bórico de 0,02 a 0,025 %, pueden obtener resultados diferentes en el porcentaje de germinación del polen de maíz, los mejores resultados son superiores al 90 % de germinación usando una concentración de 0,005 % de ácido bórico.

Pfahler, (1967) y Almeida *et al.* (2011) consiguieron los mejores resultados de germinación de polen de maíz a una concentración de calcio 0,03%. Los estudios han indicado que la unión de calcio toma lugar en las regiones pépticas de la pared del tubo de polen, lo que aumenta la rigidez de la pared y la estabilidad con una disminución en la ruptura. El calcio es un medio de cultivo que proporciona características fisiológicas al tubo polínico y al grano de polen, dándole menor sensibilidad a los cambios en el medio básico, menor permeabilidad, crecimiento en un aspecto lineal y rígido del tubo polínico. La acción del calcio sobre el grano de polen está aparentemente asociada con la membrana del tubo polínico. Por lo tanto en ausencia de calcio hay una mayor permeabilidad de la membrana del tubo polínico, provocando la liberación de metabolitos internos al medio externo (Vieira de França *et al.*, 2009). Lo anterior demuestra que hay que estandarizar cada uno de los elementos del medio de cultivo para igualar o superar la germinación obtenida del polen de maíz en el híbrido Synko.

Conclusiones

La germinación del grano de polen del híbrido Synko (Syngenta) se logra en los medios de cultivo referenciados por otros autores en maíz bajo las condiciones agroecológicas de la granja de la Universidad del Magdalena. La siembra en los medios de cultivo de los granos de polen no debe pasar por etapas previas de almacenamiento.

Agradecimiento

Los autores expresan sus agradecimientos al grupo de Investigación Fitotecnia del Trópico, perteneciente a la Universidad del Magdalena por la financiación del proyecto.

Referencias

Alcaraz, M. L. 2009. Biología reproductiva del aguacate (*Persea americana* Mill). Implicaciones para la optimización del Julio-diciembre de 2020

cuajado. Tesis de doctorado. Universidad de Málaga, Málaga, España.

Almeida, C., do Amaral, A. L., Barbosa Neto, J. F. and De Melo Sereno, M. J. C. 2011. Conservação e germinação in vitro de pólen de milho (*Zea mays* subsp. *mays*). *Revista Brasileira de Botanica* 34(4), 493–497. Doi: <https://doi.org/10.1590/s0100-8404201100040000>.

Araméndiz Tatis, H., Cardona Ayala, C. y Jarma Orozco, A. 2013. Eficiencia de dos métodos para evaluar la viabilidad del polen de berenjena (*Solanum melongena* L. cv. Lila criolla). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* 16(2): 351–358. Doi: <https://doi.org/10.31910/rudca.v16.n2.2013.907>.

Bohórquez, W., Gómez, J. y Flórez, V. 2013. Nutritional factors and modification in the content of anthocyanins associated with the blackening of rose petals (*Rosa* sp.). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 16(1): 103–112. <https://doi.org/Doi:10.31910/rudca.v16.n1.2013.864>.

Cerovic, R., Pajic, Z., Filipovic, M., Fotiric-Akšic, M., Radicevic, S., Nikolic, D. y Dordevic, M. 2014. Pollen germination and pollen tube growth in ZP maize lines. *Genetika* 46(3): 935–948. <https://doi.org/10.2298/GENSR1403935C>.

Corazza Kaefer, K. A., Chiapetti, R., Fogaca, L., Luis Muller, A., Borghetti Calixto, G. y Dall'Oglgio, E. I. 2016. Viability of maize pollen grains in vitro collected at different times of the day. *African Journal of Agricultural Research* 11(12): 1040–1047. Doi: <https://doi.org/10.5897/ajar2015.10181>.

Davide, L. M. C., Pereira, R. C., Abreu, G. B., Souza, J. C. y Pinho, É. V. R. V. (2009). Viabilidade de Pólen de Milho em Diferentes Períodos de Armazenamento em Baixa Temperatura. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo* 8(2): 199–206. <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v8n2p199-206>

Federación Nacional de Cultivadores de Cereales. 2010. El cultivo del maíz, historia e importancia. Url: <http://hdl.handle.net/20.500.12324/1004> . Consultado: 10 de agosto de 2020.

Fenalce. 2019. Estadística. URL: <https://www.fenalce.org/alfa/pg.php?pa=60>. Consultado: 10 de agosto de 2020.

González, M., A. Estévez, J. Castillo, J. Salomón, O. Moré y M. Hernández. 2002. La Calidad del polen: requisito indispensable del mejoramiento tradicional de la papa en Cuba. *Revista Latinoamericana de la Papa* 13(1): 75-94.

- Hui Xu, X., Chen, H., Lin Sang, Y., Wang, F., Ping Ma, J., Gao, X.-Q. y Sheng Zhang, X. 2012. Identification of genes specifically or preferentially expressed in maize silk reveals similarity and diversity in transcript abundance of different dry stigmas. *BMC Genomics* 13(294): 2–17. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/1471-2164-13-294>.
- Jankovic, D., Jankovic, S., Paunovic, S., Cirkovic, B. y Zaran, N. 2014. Effect of different concentrations of agar, sucrose, boric acid and calcium chloride on pollen germination in english walnut cultivar 'geisenheim 251.' *International Journal of Biosciences (IJB)* 1: 217–223. <https://doi.org/10.12692/ijb/4.7.217-223>.
- MacRobert, J. F., Setimela, P., Gethi, J. y Worku Regasa, M. 2015. *Manual de producción de semilla de maíz híbrido*. CIMMYT. México, D.F.
- Martínez, F.E., Sarmiento, J., Fischer, G. y Jiménez, F. 2009. Síntomas de deficiencia de macronutrientes y boro en plantas de uchuva (*Physalis peruviana* L.). *Agronomía Colombiana* 27(2): 169–178.
- Pardey Rodríguez, C. 2015. Seed production and crosses among maize (*Zea mays* L.) accessions of the Magdalena department of Colombia. *Acta Agronomica* 64(1): 82–91. Doi: <https://doi.org/10.15446/acag.v64n1.44551>.
- Pfahler, P.L. 1967. In vitro germination and pollen tube growth maize (*Zea mays* L.) pollen: Calcium and boro effects. *Canadian Journal of Botany* 45(6), 839–845. Doi: <https://doi.org/10.1139/b67-087>.
- Pfahler, P.L. 1981. In vitro germination characteristics of maize pollen to detect biological activity of environmental pollutants. *Environmental Health Perspectives* 37:125–132. Doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.8137125>.
- Rejón García, J., Suárez Rizzo, C., Alché Ramírez, J., Castro López, A. y Rodríguez-García, M. 2010. Evaluación de diferentes métodos para estimar la calidad del polen en distintos cultivares de olivo (*Olea europaea* L.). *Polen* 20: 60–72. Doi: <https://doi.org/10.14201/pol.v20i0.8921>.
- Schreiber, D. N. y Dresselhaus, T. 2003. In vitro pollen germination and transient transformation of *Zea mays* and other plant species. *Plant Molecular Biology*, 21(3): 31–41. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF02772809>.
- Sorkheh, K., Shiran, B., Rouhi, V., Khodambashi, M., Wolukau, J. N. y Ercisli, S. 2011. Response of in vitro pollen germination and pollen tube growth of almond (*Prunus dulcis* Mill.) to temperature, polyamines and polyamine synthesis inhibitor. *Biochemical Systematics and Ecology* 39(4–6): 749–757. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2011.06.015>.
- Taylor, L.P. y Hepler, P. K. 1997. Pollen germination and tube growth. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 48(1): 461–491. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.48.1.461>.
- Vieira de França, L., Nascimento, W. M., Carmona, R. and Alves de Freitas, R. 2009. Viability of eggplant pollen. *Cropps Breeding and Applied Biotechnology* 9(4): 320–327. Doi: <https://doi.org/10.12702/1984-7033.v09n04a06>.
- Youmbi, E., The, C. y Tedjacno, A. 2005. Conservation of the germination capacity of pollen grains in three varieties of maize (*Zea mays* L.). *Grana*, 44(3): 152–159. Doi: <https://doi.org/10.1080/00173130500233271>.
- Citar como:** Escobar Pallares, R.S. y Pardey Rodríguez, C. 2020. Evaluación de la germinación del polen de *Zea mays* a través de metodologías *in vitro* en Santa Marta, Colombia. *Intropica* 15(2): 137-143. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3565>

Uso de la ictiofauna para la evaluación de la condición ecológica y ambiental de un complejo cenagoso en el Caribe colombiano

Use of the ictiofauna for the assessment of the ecological and environmental condition of a marsh complex in the Colombian Caribbean

Juan Carlos Valdelamar-Villegas,*[✉] Lissy Carolina García-Pacheco,[✉] Sonia María Cuadro-Alzamora,[✉] José David Torres-Benítez[✉] y Cesar Augusto-Arciniegas Suárez[✉]

Grupo de Investigaciones Ambientales, Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco, Cartagena, Colombia

*Autor de correspondencia: jvaldelamarv1@unicartagena.edu.co

Recibido: 29 de junio de 2020

Aceptado: 09 de noviembre de 2020

Publicación en línea: 12 de diciembre de 2020

Resumen

Palabras clave:
biodiversidad; ciénaga
Juan Gómez Dolores, peces; red trófica

Con el propósito de evaluar la condición ecológica y ambiental del complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, ubicado al norte del Caribe colombiano, se realizaron muestreos de peces con atarraya y trasmallo. Luego, los peces fueron clasificados tanto taxonómicamente como por gremio trófico. Posteriormente, se analizaron los índices ecológicos de diversidad, equidad y dominancia, y además se desarrolló un modelo conceptual de red trófica, basado en los gremios tróficos establecidos. Los resultados de estos análisis permitieron conocer que el ecosistema no solo posee bajos valores de riqueza (12 especies), baja diversidad (0-1,90) y equidad (0-0,98), así como una alta dominancia (0,16-1,00) de peces omnívoros, en comparación con otros humedales del Caribe colombiano. Esto indica que este sistema cenagoso atraviesa un potencial proceso de degradación de la base alimentaria de los peces, posiblemente a causa de las condiciones ambientales desfavorables por las que atraviesa actualmente este ecosistema, en el que incluso podría estar comprometiéndose la sostenibilidad de sus poblaciones ícticas en el mediano y largo plazo.

Abstract

Key words:
biodiversity; Juan Gómez
Dolores marsh; fishes, trophic web

To assess the ecological and environmental condition of the Juan Gómez Dolores marsh complex, located in the northern Colombian Caribbean, fish sampling was carried out with cast net and gill net. Then, the fishes were classified taxonomically and also according to their trophic guild. Subsequently, the ecological indices of diversity, equity and dominance were analyzed, complementing this analysis with the development of a conceptual model of the trophic network, based on the trophic associations established. The results of these analyses indicate that the ecosystem not only has low values of richness (12 species), low diversity (0-1.90) and equity (0-0.98), but also high dominance (0.16-1.00) of omnivorous fish when compared to other wetlands in the Colombian Caribbean. This indicates that this marsh complex is undergoing a potential degradation process of the fish food base, possibly due to inadequate environmental conditions this ecosystem is currently experiencing, which, in turn, could be negatively compromising the sustainability of their fish populations in both the mid and long term.

Introducción

Los peces cumplen múltiples funciones en los ecosistemas acuáticos, destacándose entre estas la transferencia de energía a través del entramado trófico, donde constituyen una fuente importante de alimento para otros animales (Winemiller *et al.*, 2008; Eloranta *et al.*, 2015). Igualmente, han sido destacados por su papel como bioindicadores de la condición ecológica y ambiental de los ecosistemas acuáticos, debido a su sensibilidad frente a contaminantes de naturaleza biológica o química, como metales pesados e hidrocarburos (Olivero y Jhonson, 2002; Mateus y Caicedo, 2016).

La utilidad de los peces como bioindicadores de calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos también ha sido reconocida a partir del uso de marcadores bioquímicos y moleculares de respuesta toxicológica, los cuales son bastante precisos y confiables (Wester *et al.*, 1994; Santana *et al.*, 2018). Sin embargo, la aplicación de estos métodos puede ser compleja, costosa y consumir mucho tiempo, razón por la cual han surgido métodos alternativos menos complejos, fundamentados en la caracterización de atributos ecológicos, tales como el contenido estomacal, la composición de especies y la estructura trófica que estos conforman (Munkittrick y Dixon, 1989; Munguía *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2018).

El análisis de los atributos ecológicos de los peces sirve para evaluar de manera fácil y rápida el impacto que tienen las actividades antrópicas sobre la condición ecológica de los ecosistemas acuáticos (Borgwardt *et al.*, 2019; Collier *et al.*, 2019); igualmente, este tipo de análisis permite identificar cambios graduales de la calidad ambiental, principalmente relacionados con las características fisicoquímicas del agua (Bond *et al.*, 2015; Posthuma *et al.*, 2016), o con fenómenos de

importancia hidrológica y batimétrica para el mantenimiento y conservación de los recursos hidrobiológicos, como la sedimentación y desecación de las ciénagas (Arango-Rojas *et al.*, 2008; Ríos-Pulgarín *et al.*, 2008; Mojica-Figueroa y Díaz-Olarte, 2016; WWF, 2019).

Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la condición ecológica y ambiental del complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, a partir de la caracterización de algunos atributos ecológicos de los peces en este importante lugar del norte del Caribe colombiano, el cual funciona como reservorio de agua para abastecer al sistema de potabilización de agua de la ciudad de Cartagena de Indias, del cual depende más de un millón de habitantes.

Materiales y métodos

Área de estudio

El complejo cenagoso Juan Gómez Dolores se localiza en la zona norte del Caribe colombiano, en el Departamento de Bolívar, más exactamente sobre la margen derecha de la zona fluvial del Canal del Dique (figura 1). Se caracteriza por ser un humedal lótico, tipo 3, debido a que mantiene una conexión indirecta por medio de caños con el Canal del Dique, aunque también recibe aguas de escorrentía natural de los de los arroyos Quita calzón, Cáscara y el Salado. El ingreso de agua desde el Canal del Dique se da mediante la combinación de un sistema de bombeo y el manejo de compuertas que realiza la empresa Aguas de Cartagena (Acucar S. A.), lo que garantiza mantener los niveles de agua en el sistema lagunar conforme a las necesidades de la operación (CAF y TNC, 2009).

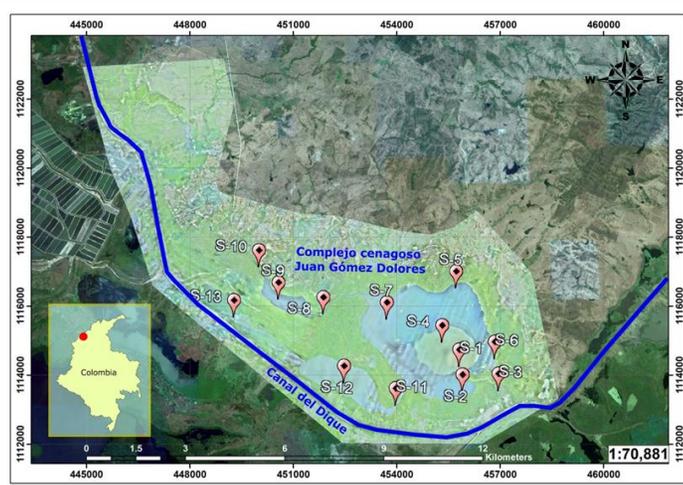


Figura 1. Ortofotografía donde se indican los sitios de muestreo del componente íctico en la Ciénaga Juan Gómez Dolores

Fase de campo

Como requisito previo al inicio de los muestreos, se realizó una visita preliminar de campo en compañía de algunos pescadores de la zona, con el propósito identificar los sitios estratégicos para la captura de los organismos. Posterior a ello fueron seleccionados de forma sistemática 13 sitios (Tabla 1), teniendo en cuenta criterios como la influencia directa de corrientes de agua o el ingreso de tributarios (arroyos y caños) y la ausencia de plantas macrófitas.

Las jornadas de pesca se realizaron durante agosto de 2019, con ayuda de pescadores locales de los municipios de Rocha y Puerto Badel, a partir de las 6:00 am, empleando un esfuerzo de pesca de 8 horas/día, durante las cuales se visitaron tres sitios por día. Para la captura de los individuos se contó con una embarcación con motor fuera de borda, utilizando como

artes de pesca una atarraya fabricada en nylon multifilamento de 5 m de radio y ojo de malla de 3,5 centímetros, con seno y plomada. También se utilizó una red de enmalle ("trasmallo") de nylon multifilamento de 100 m de largo, 2,5 m de altura y ojo de malla de 5 cm.

Los individuos capturados fueron inicialmente identificados en campo, y para validar posteriormente dicha identificación se tomaron notas acerca de las principales características morfológicas y se tomaron fotografías. Luego de esto, los individuos fueron devueltos vivos al sistema. Para confirmar las especies se utilizaron listas, claves taxonómicas e iconografías especializadas, como las de Eigenmann (1922); Schultz (1944); Miles (1947); Dahl (1971); Géry (1977); Maldonado et al., (2005, 2006), Maldonado-Ocampo *et al.* (2008), Covain, Fisch (2007) y Villa-Navarro *et al.* (2017).

Tabla 1. Detalles de los sitios de muestreo en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores (agosto de 2019).

Sitio	Área de influencia	Descripción	Coordenadas	
			N	O
S-1	Estación Bombeo Conejo y Caño El Chorro	Desembocadura Caño El Chorro 1	10°04'48,43"	75°24'12,86"
S-2		Desembocadura Caño El Chorro 2	10°04'25,63"	75°24'10,59"
S-3		Caño El Chorro	10°04'26,74"	75°23'37,09"
S-4	Ciénaga Juan Gómez Dolores	Centro Ciénaga Juan Gómez Dolores	10°05'10,78"	75°24'28,12"
S-5		Hoyo de Mache	10°06'01,82"	75°24'13,35"
S-6		Caño Juan Gomito	10°04'55,93"	75°23'39,40"
S-7	Ciénaga Bohórquez	El Seco	10°05'31,78"	75°25'19,66"
S-8		Entrada Bohórquez	10°05'35,97"	75°26'19,33"
S-9		Ciénaga Bohórquez	10°05'49,55"	75°27'01,64"
S-10	Ciénaga El Ranchito	Caño Bombeo Dolores Bohórquez	10°06'20,12"	75°27'20,43"
S-11		Entrada el Ranchito	10°04'12,70"	75°25'12,75"
S-12		Ciénaga el Ranchito	10°04'32,68"	75°26'00,40"
S-13		Caño Ranchito-Norte	10°05'32,43"	75°27'43,28"

Índice de Biodiversidad

Se calcularon los índices de dominancia (D), diversidad de Shannon (H), Margalef y equidad (J), de acuerdo con lo indicado en Moreno (2001), utilizando el programa computacional EstimateS (Colwell, 2013).

Relación trófica

La caracterización del nivel trófico y la determinación del gremio trófico de cada una de las especies capturadas, se realizó con base en la información registrada en Fishbase (<https://www.fishbase.se/search.php>), mientras que el análisis del tipo de relaciones tróficas del ensamble de peces, se realizó teniendo en cuenta las consideraciones establecidas por Tamara *et al.* (2019), entre las que se destacó el número de

nodos y aristas, así como el grado medio de conectancia, lo cual se hizo con ayuda del programa computacional especializado para el análisis de redes, Gephi 0.9.2 (Bastian *et al.*, 2009).

Análisis de los datos

Los datos fueron tabulados en hojas electrónicas del programa computacional Excel de Microsoft, para su posterior procesamiento estadístico, el cual incluyó análisis de tipo descriptivo (distribución de frecuencias, análisis tabulares y gráficos). La totalidad de los análisis se realizó con los paquetes estadísticos R (vers. 3.6.2) y Graphpad Prism (Vers. 6.0).

Resultados

Caracterización de la ictiofauna

En total, fueron capturados 488 individuos pertenecientes a 12 especies, distribuidas en 10 familias y cinco órdenes (tabla 2, figura 2). Por su mayor abundancia, se destacaron las especies

Cyphocharax magdalенаe y *Triporthеus magdalенаe*, en tanto que la menor abundancia correspondió a *Geophagus steindachneri*. Respecto a los órdenes encontrados, se destacaron los Characiformes, con el 90,4 % de los especímenes capturados, seguidos de Cichliformes y Siluriformes, con el 7,2 y 1,6 %, respectivamente.

Tabla 2. Clasificación taxonómica de la ictiofauna presente en la Ciénaga de Juan Gómez Dolores en agosto de 2019.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Total
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax magdalенаe</i>	Panchita	2
		<i>Roeboides dayi</i>	Chango	7
	Curimatidae	<i>Cyphocharax magdalенаe</i>	Currulao	355
	Triporthеidae	<i>Triporthеus magdalенаe</i>	Arenca	75
	Anastomidae	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Comelón	2
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil incilis</i>	Lisa	1
Cichliformes	Cichlidae	<i>Caquetaia kraussii</i>	Mojarra amarilla	32
		<i>Geophagus steindachneri</i>	Coto peña	1
	Sciaenidae	<i>Plagioscion magdalенаe</i>	Pacora	2
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	Mayupa	3
Siluriformes	Loricariidae	<i>Rineloricaria magdalенаe</i>	Macaco e perro	4
	Pimelodidae	<i>Pimelodus grosskopfii</i>	Barbul	4
Total				488

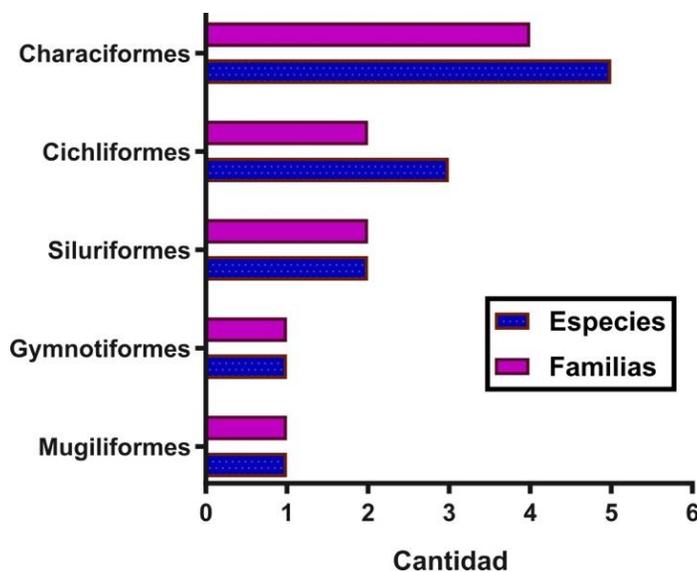


Figura 2. Número de familias y especies capturadas en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, discriminado por orden taxonómico.

Abundancia, diversidad y biomasa de peces

Los resultados referidos al número (n) de individuos registrados por especie permitieron establecer que los sitios S-1 y S-3, ubicados en la desembocadura del Caño El Chorro, presentaron la mayor riqueza específica, con siete especies cada uno. Le siguen los sitios S-12 (Ciénaga El Ranchito) y S-13 (Caño Ranchito Norte), con cinco especies. En los sitios S-6, S-9, S-10 y S-11 solo fueron capturados dos especímenes, en tanto que en los sitios S-2, S-4 y

S-8 solo fue capturado un espécimen (Tabla 3).

Por su parte, los índices de biodiversidad permitieron conocer que la mayor dominancia (D) de especies se presentó en los sitios, S-2, S-4 S-6 y S-8. Contrario a este resultado, los sitios S-1, S-3, S-12 y S-13 fueron los más equitativos (Tabla 3). Sin embargo, los valores de riqueza (M) y de diversidad de Shannon (H) permitieron catalogar al sitio S-3 como el de mayor riqueza (M= 1,971) y diversidad (H= 1,902 bit).

Tabla 3. Distribución espacial de la abundancia y la diversidad de peces en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores (agosto 2019). n: abundancia de individuos.

Sitio	Especies	n	Dominancia (D)	Shannon (H)	Margalef	Equidad (J)
S-1	7	24	0,30	1,49	1,89	0,77
S-2	1	26	1,00	0,00	0,00	0,00
S-3	7	21	0,16	1,90	1,97	0,98
S-4	1	6	1,00	0,00	0,00	0,00
S-6	2	157	0,99	0,04	0,20	0,06
S-8	1	13	1,00	0,00	0,00	0,00
S-9	2	6	0,72	0,45	0,56	0,65
S-10	2	10	0,68	0,50	0,43	0,72
S-11	2	26	0,58	0,61	0,23	0,88
S-12	5	59	0,41	1,11	0,83	0,69
S-13	5	32	0,31	1,31	1,15	0,81

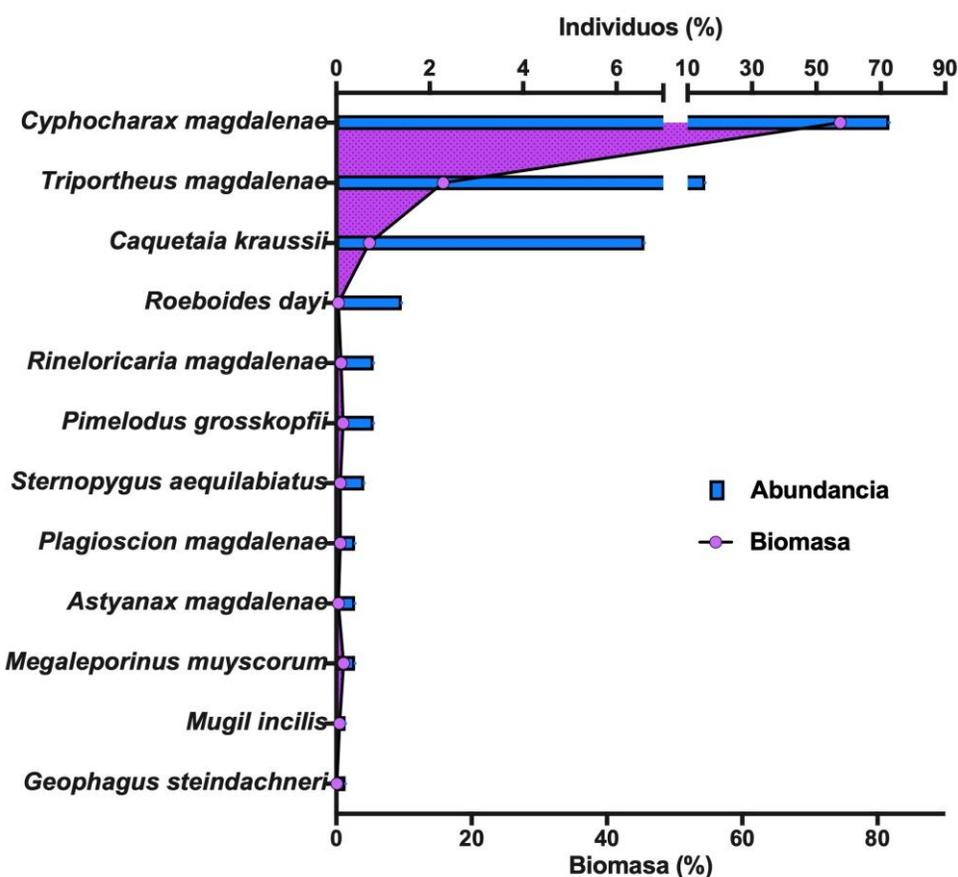


Figura 3. Distribución de la abundancia y biomasa relativa de los peces capturados en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores.

Respecto a la abundancia relativa y la biomasa de las especies (que en total sumó 23,269 g), se obtuvo el siguiente orden decreciente de representación: *C. magdalenae* > *T. magdalenae* > *C. kraussii* > *R. dayi* > *R. magdalenae* > *P. grosskopfii* > *S. aequilabiatus* > *P. magdalenae* > *A. magdalenae* > *M. muyscorum* > *M. incilis* > *G. steindachneri* (figura 3). Además de este aspecto, las especies representativas de la captura también lo son en

cuanto a la parte económica, debido a su valor comercial en la región y la importancia que adquieren cuando disminuye significativamente la captura de aquellas especies con mayor importancia pesquera, procedentes de otros ecosistemas (comentarios de los pescadores de la zona), tales como el bocachico (*Prochilodus magdalenae*) y la tilapia negra (*Oreochromis* sp.).

Gremios e interacción trófica

En lo que respecta a la caracterización de los gremios tróficos presentes en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores (tabla 4), se observa que el nivel trófico de los peces analizados varió entre 2,0 y 4,4. Además, se pudo determinar que la mayoría de los peces muestreados (58 %) pertenecen al gremio de los omnívoros y en menor medida (8 %) a los invertívoros.

Como complemento a lo antes mencionado, la información recopilada sobre los hábitos alimentarios de las especies capturadas en el área de estudio indica que algunas de estas, además de ser depredados entre sí, también se alimentan de

fitoplancton, zooplancton, restos vegetales, detritos e invertebrados (figura 4), a partir de la cual se determinó que el entramado trófico de los peces estaba conformado por 17 nodos y 46 aristas con una densidad de 0,17. Se destacan en este conjunto de organismos los animales invertebrados y los restos vegetales, por ser los de mayor conectancia, con valores de 7 y 6, respectivamente. Igualmente, este análisis permitió identificar a las especies *C. kraussii* y *P. magdalenae* como las únicas consumidoras de peces, indicando que estas especies probablemente juegan un papel importante en la regulación de las poblaciones de otras especies en el ecosistema.

Tabla 4. Niveles y gremios tróficos de las principales especies capturadas en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores (agosto de 2019).

Especie	Nombre común	Nivel trófico	Gremio trófico
<i>Roeboides dayi</i>	Chango	3,5±0,44	Omnívoros
<i>Astyanax magdalenae</i>	Panchita	2,6±0,21	
<i>Triportheus magdalenae</i>	Arenca	2,8±0,30	
<i>Megaloporus muyscorum</i>	Comelón	2,5±0,10	
<i>Geophagus steindachneri</i>	Coto peña	2,0±0,00	
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	Barbul	3,1±0,43	
<i>Mugil incilis</i>	Lisa	2,0±0,10	
<i>Rineloricaria magdalenae</i>	Macaco e perro	2,5±0,20	Detritívoros
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	Currulao	2,0±0,00	Carnívoros
<i>Caquetaia kraussii</i>	Mojarra amarilla	3,4±0,85	
<i>Plagioscion magdalenae</i>	Pacora	4,4±0,50	Invertívoros
<i>Sternopygus macrurus</i>	Mayupa	3,2±0,40	

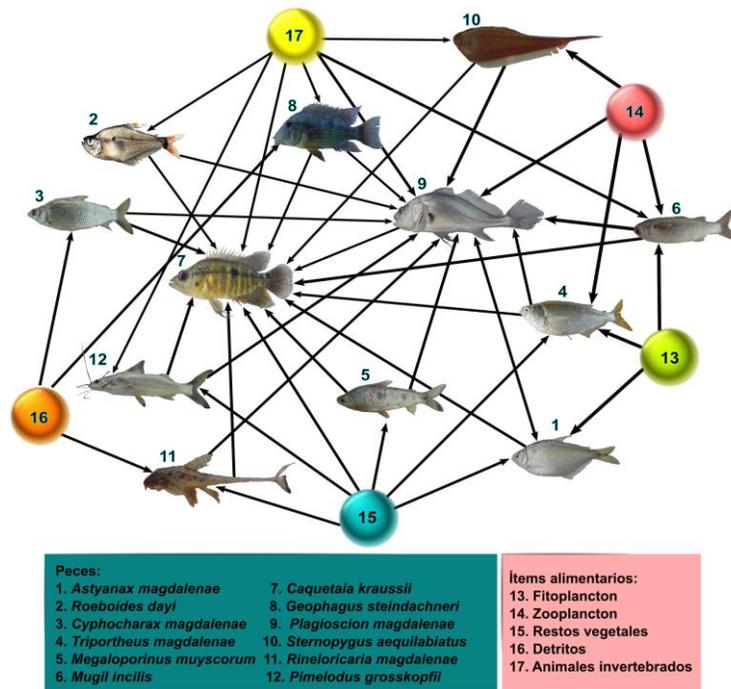


Figura 4. Modelo conceptual de la red trófica asociada a las especies de peces capturadas en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores. Julio-diciembre de 2020

Discusión

El complejo cenagoso Juan Gómez Dolores actualmente es un sistema semicerrado, que recibe poco aporte de agua desde los diferentes arroyos, caños y canales y cuya entrada desde el canal del Dique está controlada por un sistema de compuertas, que reduce significativamente la incidencia de aquellos factores asociados con el ciclo hidrológico de la cuenca, sobre todo en el periodo de lluvias, época en la que se desarrollaron los muestreos. Esta situación muy probablemente guarda relación con la reducida cantidad de especies ($n=12$), el bajo valor de diversidad (0,95 bits/individuo) y equidad (0,49) y la dominancia relativamente alta (0,58) que presentó este

humedal durante la época de muestreo, en comparación con otros de la cuenca del río Magdalena. De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada (tabla 5), durante los últimos 35 años parece haber desaparecido del complejo cenagoso Juan Gómez Dolores cerca del 80 % de las especies (figura 5).

Las causas de este proceso pueden ser de múltiple naturaleza; sin embargo, entre las más probables se destacan la presión por pesca y otras de tipo ambiental, como la reducción en la profundidad de la columna de agua y el ingreso de contaminantes ambientales procedentes de la actividad agrícola y ganadera, que afectan el crecimiento y la mortalidad de las especies acuáticas (CAF y TNC, 2009; Olaya *et al.*, 2017).

Tabla 5. Diversidad, equidad y dominancia en varios ecosistemas cenagosos de la cuenca del río Magdalena, Colombia. Los valores de las celdas diferentes a las del N° de especies, indican: Intervalo medio (mínimo-máximo). a: Ríos-Pulgarín *et al.* (2008); b: Marín y Aguirre (2014); c: Avendaño y Ramírez, (2017); d: Zubiria *et al.* (2009); e: Mojica-Figueroa y Díaz-Olarte (2016) y f: Presente estudio.

Humedal (Departamento)	No de especies	Diversidad	Equidad	Dominancia	Autor(es)
Complejo cenagoso de Ayapel (Córdoba)	46	2,05 (0,60-3,5)	0,72 (0,54-0,91)	0,22 (0,08-0,37)	a, b y c
Poza verde, El Torno, Las Piedras, Marchena y Cuatro Bocas (Magdalena)	37	1,46 (1,15-1,78)	4,89 (0,79-0,90)	-	d
Ciénaga de Paredes (Santander)	29	1,63 (0,88-2,39)	0,79 (0,64-0,94)	0,20 (0,12-0,28)	e
Complejo cenagoso Juan Gómez Dolores (Bolívar)	12	0,95 (0-1,90)	0,49 (0-0,98)	0,58 (0,16-1,00)	f

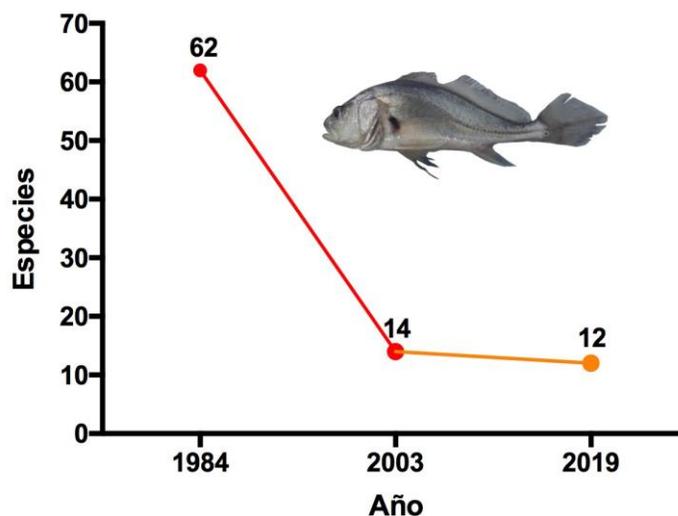


Figura 5. Variación histórica del número de especies de peces reportadas para el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, establecida con base en datos de los años 1984, 2003 (Universidad del Norte, 2003) y 2019 (presente estudio).

Respecto a la dominancia de las especies pertenecientes al orden Characiformes (*C. magdalenae* y *T. magdalenae*), este resultado estuvo en correspondencia con lo manifestado por Lowe-McConnell (1995), para el neotrópico y por Maldonado-Ocampo *et al.* (2008) para la cuenca del río Magdalena. La explicación de este fenómeno obedece a la tolerancia que

tienen muchas de estas especies a los contaminantes químicos, materia orgánica, sólidos suspendidos y procesos de mineralización y eutroficación que ocurren en este tipo de ecosistemas (Ramírez y Viña, 1998; Ríos-Pulgarín *et al.*, 2008), así como al empleo de estrategias de vida relacionadas con el uso de zonas con alta densidad de plancton, para incrementar

sus reservas nutricionales antes del periodo migratorio, como ocurre con *T. magdalenae*, que además puede reproducirse varias veces en el año (Morales y García-Alzate, 2018; Valdelamar-Villegas, 2018). Otra especie dominante en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, fue el Cichliforme *C. kraussii*, especie que al igual que las anteriores utiliza estrategias como la reproducción multianual, el cuidado parental y además posee un amplio margen trófico que incluye en su dieta larvas y estadios tempranos de la mayoría de especies ícticas, con lo cual garantiza su supervivencia (Solano, *et al.*, 2013).

Además de los índices de biodiversidad, la evaluación de las preferencias alimentarias de los peces también es utilizada como un índice de la integridad del sistema; esto es debido a que la abundancia y disponibilidad de la dieta tiene una estrecha relación con las condiciones ambientales (Rodríguez *et al.*, 2006). En este sentido, los resultados del presente estudio sugieren que el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores atraviesa un estado de degradación de sus componentes tróficos, debido a que la mayoría (58 %) de las especies encontradas son omnívoras, con capacidad de consumir la poca oferta de alimento de buena calidad existente (Karr, 1987; Munguía *et al.*, 2007; Pinto y Araújo, 2007). Igualmente, la pobre representación de carnívoros en el ecosistema, indica que hay baja oferta de presas y que probablemente este gremio trófico también ha sido sobre-explotado, lo cual ha producido su reemplazamiento gradual por otras especies de menor nivel trófico (Pauly; *et al.*, 1998; Pennino *et al.*, 2011).

En relación con el análisis de la condición ecológica y ambiental de este humedal, para futuros estudios se sugiere evaluar la integridad ecológica del ecosistema, mediante el uso de Índices de Integridad Biótica (IBI), como el propuesto por Karr (1981), ajustado para las zonas tropicales por Velásquez y Vega (2004), el cual puede ser de gran utilidad al momento de identificar impactos ambientales en los ecosistemas acuáticos (Cury *et al.*, 2005; Tamara *et al.*, 2019).

Las anteriores consideraciones ponen de manifiesto la necesidad de implementar medidas de manejo ecológico y ambiental rápidas y eficaces en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores, que permitan la recuperación del componente íctico, lo cual se puede lograr mediante el desarrollo de acuerdos de pesca con las comunidades que habitan en la zona, la reintroducción de especies típicas del ecosistema y la optimización en el manejo de las compuertas que mantienen a este humedal en aislamiento parcial del ciclo hidrológico

regional (CAF y TNC, 2009). Igualmente se sugiere a las autoridades ambientales del departamento de Bolívar, implementar un programa de monitoreo y control ambiental en las zonas periféricas del complejo cenagoso, a fin de reducir los impactos ambientales a los que está sometido el ecosistema.

Conclusiones

La fauna íctica reportada en el complejo cenagoso Juan Gómez Dolores corresponde a la típica de ecosistemas superficiales de agua dulce en el neotrópico, conformada por los grupos de peces más comunes, es decir, especies pertenecientes a los órdenes Characiformes, Siluriformes y Cichliformes. Además, se presentan bajos valores de diversidad y equidad y un valor relativamente alto de dominancia, debido básicamente a especies omnívoras.

El complejo cenagoso Juan Gómez Dolores atraviesa un estado potencial de degradación de la base alimentaria de los peces, principalmente de productores secundarios, lo cual podría estar relacionado con diferentes procesos de origen natural y antrópico, tales como la falta de movimiento y recambio del agua en el sistema, lo que facilita la sedimentación y colmatación de materia orgánica de origen vegetal, proceso que impacta de manera negativa la sostenibilidad de las poblaciones ícticas del complejo cenagoso, en el mediano y largo plazo.

Agradecimiento

Al biólogo Mario Olaciregui, por su apoyo durante la colecta e identificación de los especímenes. JVV agradece a Colciencias por el apoyo brindado a través del Programa Nacional de Formación Doctoral, Convocatoria 647-2014.

Referencias

- Arango-Rojas, A., Jiménez-Segura, L., Palacio-Baena, J. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas* 30 (89): 161-169.
- Avendaño, C. y Ramírez, N. 2017. Spatial and temporal variation of fish assemblage associated with aquatic macrophyte patches in the littoral zone of the Ayapel Swamp Complex, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensis* 29: e3. Doi: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x6016>.
- Bastian M., Heymann S. y Jacomy M. 2009. *Gephi: an open source software for exploring and manipulating networks*.

- International AAAI Conference on Weblogs and Social Media.
- Bond N., Balcombe S., Crook D., Marshall J., Menke N., Lobegeiger J. 2015. Fish population persistence in hydrologically variable landscapes. *Ecological Applications* 25 (4): 901-913. Doi: <https://doi.org/10.1890/14-1618.1>.
- Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A., Lillebo, A., Areval, J. 2019. Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 652: 1396-1408. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.339>.
- CAF y TNC. 2009. Plan de Manejo del Sistema Lagunar Juan Gómez – Dolores y posible zona de ampliación del Santuario de Flora y Fauna El Corchal "El Mono Hernández. Parques Nacionales Naturales de Colombia Dirección Territorial Caribe Santuario de Fauna y Flora El Corchal Mono Hernández, Cartagena.
- Collier, C., de Almeida, M., de Almeida, G., Rosa, J., Severi, W. y El Deir, A. 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. *Science of The Total Environment* 691: 367-377. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>.
- Colwell, R. K. y Elsensohn, J. E. (2014). EstimateS turns 20: statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography* 37(6): 609-613. Doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.00814>.
- Covain, R. y Fisch, S. 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis: Department of herpetology and ichthyology, Museum of natural history. *Zootaxa* 1642: 1-40. Doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1462.1.1>.
- Cury, P., Shannon, L., Roux, J., Daskalov, G., Jarre, A., Moloney, C., Pauly, D. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62(3): 430-442.
- Dahl, G. 1971. *Los peces del Norte de Colombia*. Inderena. Bogotá.
- Eigenmann, C. 1922. The fishes of Northwestern South America, Part I. The freshwater fishes of Northwestern South America, including Colombia, Panamá, and the Pacific slopes of Ecuador and Perú, together with an appendix upon the fishes of the Río Meta in Colombia. *Memoria Carnegie Mus* 9 (1): 1-346.
- Eloranta, A., Kahilainen, K., Amundsen, P., Knudsen, R., Harrod, C., Jones, R. 2015. Lake size and fish diversity determine resource use and trophic position of a top predator in high-latitude lakes. *Ecology and Evolution* 5(8): 1664-1675. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.1464>.
- Géry, J. 1977. Characoids of the World. T.F.H. Neptuno. USA. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 65 (6): 672.
- Karr, R.J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27. Doi: [https://doi.org/10.1577/15488446\(1981\)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/15488446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2).
- Karr, R.J. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 11(2): 249-256. <https://doi.org/10.1007/BF01867203>.
- Lee, S., Lee, E. y An, K. 2018. Lotic Ecosystem Health Assessments Using an Integrated Analytical Approach of Physical Habitat, Chemical Water Quality, and Fish Multi-Metric Health Metrics. *Polish Journal of Environmental Studies* 27(5). <https://doi.org/10.15244/pjoes/78044>.
- Lowe-McConnell, R. 1995. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press., New York, USA.
- Maldonado, J., Ortega-Lara, A., Usma O., Galvis V., Villa F., Vásquez G., Prada, S. y Ardila R., 2005. Peces de los Andes de Colombia. Instituto de investigaciones de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Maldonado J. y Usma, J. 2006. Estado del Conocimiento sobre peces dulceacuícolas de Colombia. En: Chaves, M.E. y Santamaría, M. Editores. 2006. *Informe Nacional sobre el avance en el conocimiento e información sobre Biodiversidad 1998-2004*.
- Maldonado-Ocampo, J., Vari, R. y Usma, J. 2008. Checklist of the Freshwater Fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9 (2): 143-237.
- Marín, C. y Aguirre, N. 2014. Interacciones tróficas y productividad íctica en el sistema cenagoso de Ayapel, Córdoba, Colombia. Doctoral dissertation, Tesis doctoral. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Mateus, F. y Caicedo, Y. 2016. Efecto de la transformación del paisaje sobre la prestación del servicio ecosistémico de

- provisión de hábitat del humedal "el tunjo" (Bogotá – Colombia), de 1940 a 2014. Disponible en: https://repository.udca.edu.co/bitstream/11158/541/1/Tesis%20humedal%20el%20tunjo_IGA.pdf. Consultado: 25 de mayo de 2020.
- Miles, C. 1947. Los peces del río Magdalena. Ed. El Gráfico. Bogotá, Colombia.
- Mojica-Figueroa B. y Díaz-Olarte, J. 2016. Comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santander (Colombia) y su asociación con variables espacio temporales y ambientales. *Biota Colombiana* 17 (1).
- Morales, J. y García-Alzate, C. 2018. Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos del pez *Triportheus magdalenae* (Characiformes: Triportheidae) en el embalse El Guájaro, río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 66 (3): 1208-1222. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30621>.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA.
- Munguía, R., López, R. y Nava, M. 2007. Integridad biótica de ambientes acuáticos. En: Sánchez, O., Herzig, M., Peters E., Nárquez R., Zambrabo L. Editores. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología. México D.F.
- Munkittrick, K., Dixon, D. 1989. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. *Hydrobiologia* 188, 123-135. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00027777>.
- Olaya, R., Cusva, A., Lasso, C., Londoño, M. Escobar, M. 2017. Mapeo del servicio ecosistémico de alimento asociado a la pesca en los humedales interiores de Colombia. *Ecología austral*, 27, 123-133. Doi: <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.1.261>.
- Olivero J. y Jhonson B., 2002. El lado gris de la Minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279 (5352): 860-863. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.
- Pennino, M., Bellido, J., Conesa D., López, A. 2011. Trophic indicators to measure the impact of fishing on an exploited ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation* 34 (1): 123-131.
- Pinto, B., Carvalho, T., Araújo, F. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50 (3): 489-502. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000300015>.
- Posthuma, L., Dyer, S., de Zwart, D., Kapo, K., Holmes, C., Burton, Jr. 2016. Eco-epidemiology of aquatic ecosystems: Separating chemicals from multiple stressors. *Science of the Total Environment* 573: 1303-1319. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.242>.
- Ramírez A. y Viña, G. 1998. Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. 1ª Ed. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Ríos-Pulgarín, M., Jiménez-Segura, L., Palacio, J., y Ramírez-Restrepo, J. 2008. Comunidad de peces en la ciénaga de Ayapel, río Magdalena (Córdoba) Colombia: cambios espacio-temporales en su asociación. *Actualidades Biológicas* 30 (88) 29-53.
- Rodríguez, D., Coronel J., Amaro A. y Taphorn D. 2006. Línea base para la estimación de la integridad en comunidades de peces en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 165 (66): 63-81.
- Santana M., Sandrini-Neto L., Filipak F., Oliveira C., Di Domenico M., Prodocimo M. 2018. Biomarker responses in fish exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 242:449-461. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.004>.
- Schultz, L. 1944. The catfishes of Venezuela, with descriptions of thirty-eight new forms. *Proceedings of the United States National Museum* 94 (3172): 173 - 338. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.00963801.94-3172.173>.
- Solano, D., Segura, F., Olaya, C. 2013. Crecimiento y reproducción de la mojarra amarilla (*Caquetaia kraussii*), (Steindachner, 1878) en el embalse de Urrá, Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 18 (2): 3525-3533. Doi: <https://doi.org/10.21897/rmvz.177>.
- Tamara, M., Sampedro, A. y Caraballo, P. 2019. Efecto del nivel del agua sobre la dinámica trófica en un lago de inundación. *Intropica* 14(1): 24-32. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2871>.
- Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02: diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera; IDEHA-

- E-063-016-03 (2002): Aspectos socio-económicos y ambientales de las ciénagas del Canal del Dique y de la ecoregión como soporte de la actividad pesquera.
- Velásquez, E. y Vega M. 2004. Los peces como indicadores de del Estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *CONABIO Biodiversitas* 57:12-15.
- Valdelamar-Villegas, J. (2018). Apuntes sobre la importancia ecológica, ambiental y social de la arenca *Tripurtheus magdalenae* (Steindachner, 1878): Un ejemplo de endemismo invisibilizado. *Intropica* 13(2): 152-165. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2628>.
- Villa-Navarro, F., Acero, A., Cala, P. 2017. Taxonomic review of Trans-Andean species of *Pimelodus* (Siluriformes: Pimelodidae), with the descriptions of two new species. *Zootaxa* 4299(3): 337-360. Doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4299.3.2>.
- Wester, P., Vethaak A y van Muiswinkel W. 1994. Fish as biomarkers in immunotoxicology. *Toxicology* 86(3):213-232. Doi: [https://doi.org/10.1016/0300-483X\(94\)90005-1](https://doi.org/10.1016/0300-483X(94)90005-1).
- Winemiller, K., Agostinho, A., Caramaschi, É. 2008. Fish Ecology in Tropical Streams. En D.B.T.-T.S. E. Dudgeon Editor. *Aquatic Ecology*. Academic Press. San Diego C.A
- WWF. 2019. Donde se une el agua y la tierra: Humedales para nuestro futuro. Disponible en: https://www.wwf.org.co/que_hacemos/campanas/humedales/. Consultado el 18 de noviembre de 2019.
- Zubiria, W., Lacayo, A., Acero, A., Narváez J. 2009. Diversidad y abundancia de la ictiofauna de un complejo de lagunas costeras en una reserva natural del Caribe colombiano. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 170: 125-139.
- Wester, P., Vethaak A y van Muiswinkel W. 1994. Fish as

Citar como: Valdelamar-Villegas, J.C. García-Pacheco, L.C., Cuadro-Alzamora, M. Torres-Benítez, J.D. y Arciniegas-Suárez C.A. 2020. Uso de la ictiofauna para la evaluación de la condición ecológica y ambiental de un complejo cenagoso en el Caribe colombiano. *Intropica* 15(2): 144-154. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3553>.

Posible predisposición a embolia pulmonar en el delfín rosado *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) por contaminación con mercurio en su ecosistema

Possible predisposition to pulmonary embolism in pink dolphin *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) due to mercury contamination in its ecosystem

Nicolas Banse-Bueno ^{1*}  y Anelio Aguayo-Lobo ² 

1. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales, Bogotá, Colombia

2. Departamento Científico, Instituto Antártico Chileno, Punta Arenas, Chile

*Autor de correspondencia: nbanse@udca.edu.co

Recibido: 07 de julio de 2020

Aceptado: 27 de noviembre de 2020

Publicación en línea: 12 de diciembre de 2020

Resumen

Palabras clave:

Amazonas; bioacumulación; metilmercurio; émbolo graso; metales pesados; tiemannita

El delfín rosado es un odontoceto y como tal es un predador tope en su ecosistema donde habita, en los ríos Amazonas y Orinoco, abarcando siete países: Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Guyana, Brasil y Venezuela. Las concentraciones naturales de mercurio (Hg) que se han liberado en el hábitat de este delfín de agua dulce es antigua, por tanto, los niveles de bioacumulación de este contaminante en la red trófica, aumenta de manera progresiva. Además, se conoce que las especies de mamíferos acuáticos tienen la capacidad de neutralizar la toxicidad del Mercurio (Hg), a través de la formación de un complejo químico con el Selenio (Se), denominado "Tiamannita". Naturalmente que, al formar este complejo, se reduce la biodisponibilidad del Se como antioxidante, lo que predispone al origen de patologías como la conocida esteatitis. Esta enfermedad de la grasa amarilla, forma émbolos grasos en los vasos sanguíneos, especialmente en los capilares del pulmón, provocando trastornos en la circulación de este órgano vital respiratorio, finalizando con la muerte del animal, cuando la enfermedad se presenta severamente. En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue revisar los aspectos del Hg y su relación con el Se y la esteatitis originada por el complejo Tiemannita, lo que genera la mortalidad del delfín rosado en el ecosistema amazónico de Colombia.

Abstract

Keys Words:

Amazon; bioaccumulation; methylmercury; fat embolism; heavy metals; tiemannita

The Amazonian River Dolphin is an odontocete and therefore a top predator in its ecosystem, it inhabits the Amazon and Orinoco rivers, covering seven countries: Colombia, Ecuador, Peru, Bolivia, Guyana, Brazil and Venezuela. The natural concentrations of mercury (Hg) that have been released into the habitat of this freshwater dolphin is ancient, therefore, the bioaccumulation levels of this contaminant in the food web, increases progressively. In addition, it is known that aquatic mammal species have the capacity to neutralize the toxicity of Mercury (Hg), through the formation of a chemical complex with Selenium (Se), called "Tiamannita". Consequently, when this complex is formed, the bioavailability of Se as an antioxidant is reduced, which predisposes to the origin of pathologies such as Steatitis. This yellow fat disease, forms fatty emboli in the blood vessels, especially in the capillaries of the lung, causing disorders in the circulation of this vital respiratory organ, ending with the death of the animal, when the disease is severely present. Consequently, the aim of this work is to review some aspects from Hg and its relationship between Se, and the steatitis caused by the Tiemannita complex, which generates the mortality of the Amazonian river dolphin in the Colombian Amazon ecosystem.



Introducción

El delfín rosado *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817), es la única especie del género *Inia* que se compone por cuatro subespecies, las cuales son: la *Inia geoffrensis geoffrensis*, población de delfines de la región del Amazonas que se diferencian de la *Inia g. boliviensis*, delfines de la región boliviana, la *Inia g. humboldtiana* son los delfines de la región de la Orinoquia (Best y da Silva, 1989) y la reciente descripción de una nueva subespecie, la *Inia g. araguaiaensis*, propia del Río Araguaira en Brasil (Gravena *et al.*, 2014; Hrbek *et al.*, 2014). Esta especie cuenta con una amplia distribución en los ríos la cuenca del Amazonas y Orinoco, en siete países del subcontinente austral de América: Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Guyana, Brasil y Venezuela.

Este odontoceto al nacer puede tener aproximadamente una longitud entre 0,7 y 0,8 m, al alcanzar su etapa adulta puede llegar a medir 2,5 m (Best y da Silva, 1989); hace parte de los depredadores tope de la red trófica acuática del Amazonas, junto con el tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) y la nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*; Mosquera-Guerra *et al.*, 2015 a,b). El delfín rosado tiene aproximadamente un promedio de longevidad de 35 años en machos y 20 años en hembras (Reeves *et al.*, 2002).

El delfín rosado, al igual que los demás mamíferos acuáticos, presentan una densa capa de grasa subcutánea, este tejido adiposo cumple las funciones de almacenamiento de grasa, termorregulación, moderador en la flotabilidad, ayuda en la locomoción al actuar como resorte hidrodinámico. En los odontocetos la grasa subcutánea puede representar hasta el 50 % del peso corporal, esto dependiendo de su etapa de vida y de la temperatura promedio del agua que compone su hábitat (Iverson, 2009; Iverson y Koopman, 2018).

Este animal presenta un gran desarrollo en su mecanismo de ecolocalización, lo que le permite ubicar y atrapar a sus presas, además presenta una desosificación en sus vértebras cervicales, lo que le permite gran movilidad cefálica, por lo cual se le considera un gran para ambientes que presentan obstáculos. El delfín rosado emplea sus dientes anteriores para capturar los peces, luego pasa su presa a los dientes posteriores, los cuales presentan mayor fuerza mandibular para triturar los peces, y si su presa es muy grande, primero, la sacude; se estima que al menos este delfín puede llegar a consumir hasta 43 especies de peces (Best y da Silva, 1989).

El delfín rosado es una especie que presenta un declive en su estado poblacional, un estudio realizado en un área específica del Amazonas, reporta la decadencia poblacional durante casi tres décadas (1990-2018), entre los factores que amenazan el hábitat de estos animales esta la deforestación, la contaminación del agua, la fragmentación del hábitat por construcción de represas, la interacción de la pesquería, las malas prácticas turísticas y el cambio climático (López, 2018).

Mercurio

El Hg se puede encontrar en la naturaleza de diversas maneras, ya sea en forma de Hg inorgánico como su conformación metálica, en vapor, gas o sales inorgánicas al combinarse con otros elementos como Cl, O y S, o se presenta en su forma de Hg orgánico como metilmercurio (MeHg), este último se encuentra presente en los peces (Osoreo *et al.*, 2010).

El Hg cumple con un ciclo biogeoquímico para mantenerse equilibrado en el medio ambiente, son los factores antropogénicos los que alteran este ciclo y originan un riesgo para la vida que depende de este ecosistema. El Hg inorgánico que está presente en la superficie terrestre es volatilizado para ingresar al ciclo biogeoquímico, el cual se movilizará libremente por la atmósfera hasta ser depositada en el suelo y agua por medio de la lluvia, donde se bioconservará como Hg orgánico o metilmercurio (MeHg) su forma más soluble, y así lograr bioacumularse en la red trófica del ecosistema (Selin, 2009).

Contaminación del medio ambiente con Hg y MeHg

El ciclo biogeoquímico del Hg es un aspecto normal en cualquier ecosistema, entre las principales emisiones naturales de Hg se encuentran la actividad volcánicas, la liberación de este metal durante los incendios forestales, la vaporización de Hg del suelo, agua, rocas y aguas superficiales, también existen emisiones de Hg por actividades antropogénicas como la minería aurífera, industrias farmacéuticas, químicas, agropecuarias, de pintura, de cloruro y álcalis-potasa y soda cáustica, industria de papel, baterías y lámparas, fuentes asociadas a la producción de energía como producción de petróleo, gas y carbón, residuos industriales (Unidad de Planeación Minero Energética (UPME), 2007), quema de carburantes fósiles (Feng *et al.*, 2002), entre otros. De las diferentes fuentes de emisión ya mencionadas, las que presentan mayor impacto son la minería aurífera y los incendios forestales (Artaxo *et al.*, 2000).

Minería aurífera

El Hg se emplea en la minería aurífera, debido a que forma unas amalgamas con el oro durante su extracción, lo que facilita su explotación (Niane *et al.*, 2014). El uso de Hg es indiscriminado en la industria minera, el Hg contamina el ambiente al ser liberado por medio de las aguas residuales, los procesos de relaves y el vapor que se genera durante el proceso de quema de las amalgamas que separa el oro del Hg. El Hg se puede depositar directamente en el suelo (Adjorlolo-Gasokpoh *et al.*, 2012) y acumularse en los sedimentos y en los cuerpos de agua (Machado *et al.*, 2010).

Incendios forestales

En el sedimento de las fuentes fluviales, el Hg inorgánico pasará por un proceso de metilación por parte de bacterias sulfato reductoras, por lo que el resultado será metilmercurio (MeHg), este proceso es poco conocido, ya que se suponen varios posibles mecanismos de metilación (Choi *et al.*, 1994; King *et al.*, 2000). El MeHg genera mayor toxicidad para la biodiversidad acuática (Jensen y Jernelöv, 1969; Barceló, 2000). El Hg y MeHg se biomagnifica a lo largo de la red trófica, y por lo tanto son los depredadores tope quienes presentan unos mayores niveles de bioconcentración (Croteau *et al.*, 2005; Dietz *et al.*, 2013) lo que probablemente generará en delfín rosado niveles más elevados de este metal.

En los niveles más bajos de la red trófica del ecosistema Orinoco/Amazónico, se encuentran los peces consumidores primarios, los cuales se alimentan de zooplancton y microorganismos (especies convertidores de Hg inorgánico en MeHg) del sedimento de los ríos, estos peces depositan el MeHg en el músculo, y esta bioconcentración aumentará hasta llegar al delfín rosado, el cual se alimentará de peces contaminados con MeHg. La alimentación de peces contaminados con MeHg corresponde a la fuente primaria de ingreso de este metal a un organismo (Hall *et al.*, 1996).

El Metilmercurio en el delfín rosado tendrá un proceso de toxicocinética, cumpliendo un proceso de absorción, distribución, metabolismo y eliminación. El MeHg no se puede eliminar directamente por orina, es por esto, que debe sufrir un proceso de desmetilación y pasar de MeHg a Hg inorgánico, esto se da lugar en el hígado y riñón (Leonzio *et al.*, 1992; Clarkson *et al.*, 2007; Dietz *et al.*, 2013), en este proceso de desmetilación, el selenio (Se) actúa como ayudante.

Los mamíferos acuáticos tienen la capacidad de desmetilar el MeHg paulatinamente sin presentar signos de intoxicación, lo que se entiende como un elevado umbral de resistencia a intoxicaciones por Hg (Chen *et al.*, 2006).

Los cetáceos en general, presentan una pobre capacidad para eliminar el resultado de la desmetilación (Hg inorgánico), es por esto que deben bioacumular el Hg en su cuerpo de una manera neutra, lo cual logran con ayuda del Se (Dietz *et al.*, 2000).

La bioacumulación de Hg en el delfín rosado, está mediado por factores internos como los hábitos alimenticios, la condición nutricional y el estado fisiológico del animal, y también por factores externos como el nivel de contaminación del medio ambiente (Lahaye *et al.*, 2007).

Relación selenio y mercurio

El Se presenta un efecto protector ante la toxicidad del Hg, existen varios postulados, expuesto cronológicamente, que lo sustentan: 1. El Hg se redistribuye de un tejido sensible hacia un tejido insensible, pero para movilizarlo se requiere de Se, el cual libera el Hg que está enlazado con cisteína (Komsta-Szumaska y Chmielnicka, 1977). 2. El Se y el Hg compiten por los mismos receptores, esto dependiendo de la biodisponibilidad de alguno de los dos (Leonzio *et al.*, 1982). 3. La formación de un complejo equimolar (1:1) entre el Se y el Hg (Leonzio *et al.*, 1992; Frodello *et al.*, 2000; Woshner *et al.*, 2008; Sørmo *et al.*, 2011; Savery *et al.*, 2013; Cáceres-Saez *et al.*, 2018), este complejo se refleja como un cristal amorfo denominado tiemannita.

La tiemannita neutraliza los efectos tóxicos del Hg, además es el resultado final de la degradación del MeHg y determina el final de la biomagnificación de este metal (Lailson-Brito *et al.*, 2012). Una alta demanda de Se por alta concentración de Hg, reduce la biodisponibilidad del Se como elemento traza, y derivados del mismo como selenoproteínas (Das *et al.*, 2003), dando inicio a las diferentes patologías por deficiencia de Se.

Resultados

Esteatitis

La esteatitis o enfermedad de la grasa amarilla, es una patología ya descrita en la medicina veterinaria, se reportan casos en cetáceos incluyendo el delfín rosado (Bonar y Wagner, 2003; Gimmel *et al.*, 2016) y en otros mamíferos como cerdos (Sardón *et al.*, 2018), garzas (Wong *et al.*, 1999; Pavlat *et al.*, 2004; Neagari *et al.*, 2011), monos (Juan-Salles *et al.*, 2000), caballos (Suárez-Bonnet *et al.*, 2008).

Es una enfermedad de origen inflamatorio y estrés oxidativo que afecta el tejido adiposo, el cual inicia con la peroxidación de las grasas. Sus causas están asociadas a la ingesta de dietas con elevada concentración de ácidos grasos poliinsaturado (presente en las dietas a base de pescados) (Wong *et al.*, 1999), los cuales son más susceptibles a ser oxidados que los ácidos grasos saturados. Estas dietas y su oxidación, traen como resultado la reducción y/o agotamiento de los antioxidantes intracelulares como el Se y extracelular como la vitamina E (Pavlat *et al.*, 2004). La deficiencia de alguno de estos dos antioxidantes, promueve igualmente la oxidación de los ácidos grasos, lo que empeora el cuadro patológico, además se genera un estado de estrés oxidativo que origina un proceso inflamatorio en tejido adiposo (llamado esteatitis). Las especies reactivas de oxígeno (ERO) lesionan la membrana de los adipocitos, lo que resulta en la muerte de estas células, a lo que se le llama necrosis grasa (Larsen *et al.*, 1983; Mayor-Oxilia, 2010), durante el desarrollo de la lesión de la membrana, las grasas neutras que están al interior de los adipocitos se fragmentan, resultando así la liberación de glicerol y ácidos grasos, los cuales estarán circulando libremente por sangre, los ácidos grasos son irritantes, lo que genera un proceso inflamatorio en tejido adiposo (Vanda, 2004).

Existen dos mecanismos patológicos para que se forme un émbolo de grasa con orígenes diferentes, el primero es resultado de una fractura de hueso largo en el cual se presenta la entrada directa de grasa a la circulación, en donde se lesiona el contenido del compartimento intramedular (conformado por células grasas y sinusoides) (Ten Duis, 1997), mientras que el segundo mecanismo es secundario a la enfermedad de la grasa amarilla o esteatitis (Suárez-Bonnet *et al.*, 2008), ya que los ácidos grasos que se liberarán de la necrosis grasa, deberán ser reclutados y transportados por las lipoproteínas circulantes en plasma (Carvajal, 2014), pero al liberarse gran cantidad de ácidos grasos, las lipoproteínas no podrán transportar su totalidad, lo que permite que los ácidos grasos se fusionen entre sí, hasta formar émbolos grasos (Suárez-Bonnet *et al.*, 2008). Los émbolos grasos se distribuyen hacia los diferentes capilares del cuerpo, localizándose especialmente en pulmón, riñón, corazón y cerebro (Schunemann, 2002; López, 2007).

Embolia pulmonar

El émbolo de grasa viaja a través de la circulación hacia los capilares pulmonares, los cuales, gracias a su gran lecho capilar y su posición en medio de la circulación, actúan como una red

protectora que atrapa estos émbolos y así evitar que se movilicen hacia el cerebro u otros tejidos. Los émbolos quedan atrapados en los estrechos capilares pulmonares, ocluyendo la circulación al pulmón, esto desencadena una congestión pasiva, que genera el aumento de la presión hidrostática de las arteriolas precapilares, lo que se traduce en la extravasación de líquidos (edema alveolar) (Schunemann, 2002; López, 2007). Por lo anterior se reduce la producción de líquido surfactante por parte de los neumocitos tipo II y células club, lo que genera una atelectasia (Goggs *et al.*, 2009).

La obstrucción capilar pulmonar, reduce la perfusión sanguínea, lo que genera hipoxia en el tejido pulmonar, ocasionando una leve hemorragia por diapedesis (petequeial), además se produce una vasoconstricción secundaria. La vasoconstricción y la obstrucción por el émbolo, generan una hipertensión arterial pulmonar con aumento de la poscarga del ventrículo derecho (VD), generando una dilatación y disfunción del VD, lo cual no permite que las válvulas tricúspides puedan ocluir de manera adecuada durante la sístole (Insuficiencia tricúspide), en donde la sangre que llega al VD, se regurgitará a la aurícula derecha y venas cavas durante la sístole. También se reducirá el llenado del ventrículo izquierdo (VI), disminuyendo así el gasto cardiaco, esto por la disminución en la llegada de sangre al VI, generando una falla cardiaca hacia atrás, lo que se traduce en una hipotensión seguida de un shock cardiogénico, concluyendo con la muerte repentina del animal (Schunemann, 2002; López, 2007; Goggs *et al.*, 2009). La gravedad de los efectos patológicos cardiovasculares de la embolia pulmonar, dependerá del grado de oclusión vascular generado por los émbolos (Goggs *et al.*, 2009).

Hallazgos histopatológicos

Microscópicamente con tinción de rutina Hematoxilina-eosina (H&E) en el tejido adiposo se observaría una congestión leve o moderada con fibrosis, se presentaría una esteatitis granulomatosa (presencia de macrófagos, células multinucleadas gigantes, plasmocitos, neutrófilos y algunos linfocitos) multifocal severa con focos de degeneración y necrosis (figura 1) (Suárez-Bonnet *et al.*, 2008; Sardón *et al.*, 2018).

Macroscópicamente el pulmón presentaría lesiones multifocales (al azar) en todos los lóbulos, microscópicamente con tinción tetróxido de osmio se observará una expansión de los tabiques alveolares, causado por la presencia intravascular de gotas de grasa (émbolo de grasa) (figura 2), en riñón se podrán observar lesiones similares en los capilares

glomerulares, para observar histológicamente las gotas de grasa, se deberá sustituir la tinción H&E por Sudan (Suárez-Bonnet *et al.*, 2008; Sardón *et al.*, 2018).

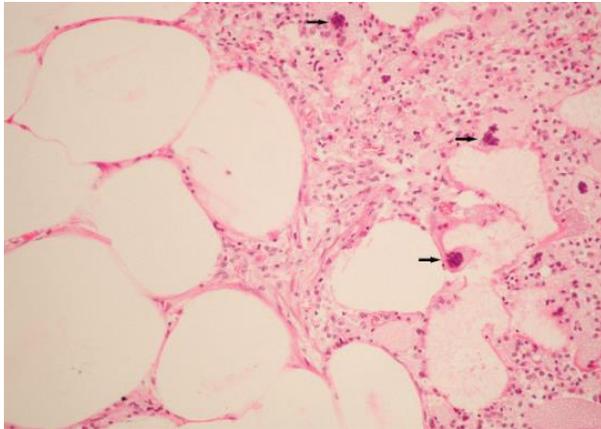


Figura 1. Tejido adiposo, presencia de necrosis con infiltración inflamatorio mixto abundante con macrófagos y células gigantes (flecha negra), H&E. Tomado de Suárez-Bonnet *et al.*, 2008.

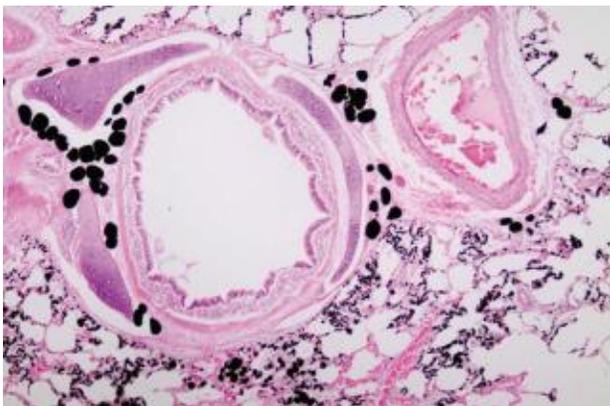


Figura 2. Tejido pulmonar, presencia de glóbulos negros (émbolos grasos) dentro de las arteriolas, capilares y vénulas, Tetróxido de Osmio. Tomado de Sardón *et al.*, 2018.

Microscópicamente, con tinción H&E el hígado presentará inclusiones citoplasmáticas en las células de Kupffer (figura 3), las cuales serán birrefringentes utilizando una luz polarizada, esto indica que las inclusiones son de naturaleza cristalina (tiemannita), lo que confirmará la fusión de Se y Hg (Lailson-Brito *et al.*, 2012).

Discusión

El delfín rosado es una especie de cetáceo dulce-acuícola que presenta un declive de su estado poblacional, lo cual se demuestra en un estudio realizado en Colombia durante el periodo que va desde 1990 a 2019 (López, 2018). Entre los factores que amenazan su hábitat esta la deforestación, la construcción de represas que genera la fragmentación de su

hábitat, la contaminación de las aguas por Hg, las interacciones con la pesquería, el turismo no regulado y el cambio climático (UPME, 2007). El mercurio por ejemplo, está presente en la naturaleza y cumple un ciclo biogeoquímico natural, pero es mayormente la intervención humana la que se perturba este ciclo, lo que se traduce en un riesgo para todo el ecosistema y la vida del que depende (Selin, 2009). Las erupciones volcánicas, los incendios forestales y la evaporación de Hg presente en el agua y el suelo, son las principales fuentes naturales de liberación de Hg, mientras que las principales fuentes antropogénicas de emisión de este metal son la minería aurífera, la deforestación, las industrias farmacéuticas, agropecuarias, de papel y químicas, la producción de baterías y las diversas fuentes asociadas a la producción de petróleo, gas y carbón. Según Artaxo *et al.* (2000), las fuentes que presentan mayor impacto son la minería aurífera y los incendios forestales naturales o provocados por los seres humanos.

El delfín rosado, gracias al nivel que ocupa en la red trófica de su ecosistema y sumado a la longevidad que presenta (Reeves *et al.*, 2002), podrá bioacumular Hg y MeHg durante años; y a causa de su mecanismo de lenta desmetilación del MeHg y la formación de un complejo entre el Hg y el Se (tiemannita) (Chen *et al.*, 2006; Sørmo *et al.*, 2011; Savery *et al.*, 2013; Cáceres-Saez *et al.*, 2018), podrá neutralizar la toxicidad de este metal sin importar la concentración de Hg o MeHg que consuma (Cáceres-Saez *et al.*, 2018). Es verdad que los mamíferos acuáticos tienen una alta resistencia frente a la toxicidad del Hg, pero la verdadera patología es cuando el Hg requiere altas cantidades de Se para formar tiemannita, llegando a reducir o agotar la biodisponibilidad del Se, y así afectará la función de este como antioxidante (Chen *et al.*, 2006).

Esta especie tiene una dieta basada en una alta variedad de peces (Best y da Silva, 1989), por lo que usualmente consume altas cantidades de ácidos grasos poliinsaturado, además tiene una densa capa de tejido graso subcutáneo (Iverson, 2009; Iverson y Koopman, 2018; Würsig *et al.*, 2018), debido a que es un animal que no puede prescindir de los diferentes antioxidantes, entre ellos el Se. En el caso de presentar una excesiva de tiemannita y una reducción de la biodisponibilidad del Se por secuestro del Hg, se podría considerar la presencia de una patología como la esteatitis o enfermedad de la grasa amarilla, por lo que se sugerirá realizar una necropsia para su confirmación con base a lo expuesto por Siebber *et al.* (1999) y Alliaga-Rossel (2003).

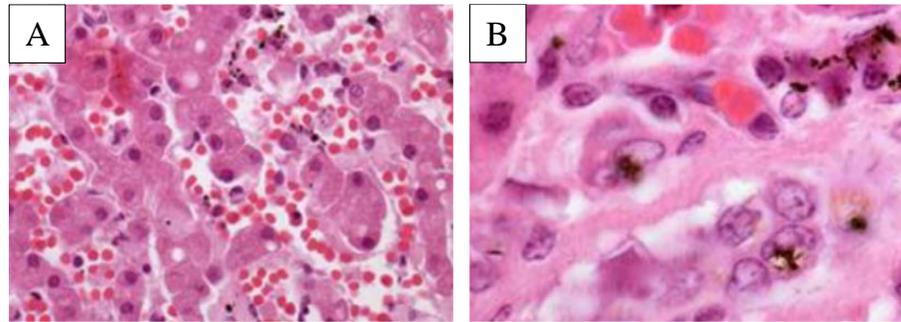


Figura 3. (A). Tejido hepático, se presentan vasos sanguíneos y hepatocitos pigmentados, H&E. (B). Células de kupffer con depósitos intracelulares, H&E. Tomado de Lailson-Brito *et al.*, 2012.

Generalmente la liberación de ácidos grasos durante la esteatitis, podría sobrepasar la capacidad funcional de las diferentes lipoproteínas como captadores y transportadores de estos ácidos. Lo anterior podría provocar la formación de émbolos grasos que se probablemente se originarán a partir de estos ácidos grasos libres circulantes en el torrente sanguíneo, lo que podría ocasionar la muerte del animal, debido a la formación de una obstrucción de la perfusión sanguíneo en los capilares pulmonares, de modo que si un delfín rosado llega a presentar esta patología podría muerte como a causa de una embolia pulmonar.

Se ha reportado la disminución poblacional del delfín rosado a lo largo de dos décadas en un área específica, atribuyéndole a los diversos factores que amenazan su supervivencia como lo es la fragmentación de su hábitats, la pesca incidental y la contaminación en los ríos por metales pesados como el Hg (López, 2018), sin embargo, a la fecha no se han realizados estudios que asocie de forma directa alguna patología que este contribuyendo a la aceleración de la disminución poblacional por muerte de los diferentes individuos, por lo que autores como Fernández et al. (2005) sugieren la consideración de la embolia pulmonar como una patología que afecta de forma importante a los delfines y en consecuencia podría impactar directamente en la disminución poblacional de la especie de delfines rosados.

Conclusiones

Las aguas de los ríos que conforman el habitat del delfín rosado, están contaminados con Hg, ya sea por el descontrol de los factores naturales o la excesiva actividad antropogénica, igualmente este metal se biomagnifica a través de la red trófica en forma de Hg o MeHg, por lo que el delfín rosado bioacumula este metal en grandes cantidades.

El delfín rosado cuenta con un proceso de adaptación a su vida acuática, esto se refleja entre otros aspectos gracias a su capacidad de soportar niveles elevados de Hg, lo cual logra hacer a través de la transformación de Hg en tiemannita (cristal neutro) con la ayuda del Se. Una baja biodisponibilidad de Se como antioxidante, permite la inflamación del tejido grasos por parte de las especies reactivas de oxígeno, originando la patología de esteatitis, formando indirectamente émbolos grasos, que obstruyen la circulación del pulmón, causando la muerte del animal. Controlando la contaminación del ecosistema del delfín rosado por Hg, se puede evitar la muerte indirecta de estos animales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección del Instituto Antártico Chileno por las facilidades otorgadas para la elaboración de este trabajo, así como a la Facultad de Ciencias Agropecuarias, de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales, de Colombia.

Referencias

- Adjorlolo-Gasokpoh, A., Golow, A.A. y Kambo-Dorsa, J. 2012. Mercury in the surface soil and cassava, Manihot esculata (flesh, leaves and peel) near gold mines at Bogoso and Prestea, Ghana. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89 (6): 1106-1110. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0849-7>.
- Artaxo P., Campos, R.C., Fernandes, E.T, Martins, J.V., Xiao, Z., Lindqvist, O., Fernández-Jiménez, M.T. Y Maenhaut, W. 2000. Large scale mercury and trace element measurement in the Amazon basin. *Atmospheric Environment* 34 (24): 4085-4096. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00106-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00106-0).
- Aliaga Rossel, E. 2003. Situación actual del delfín de río (*Inia*

- geoffrensis*) en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38(2): 167-178.
- Barceló, Q.I. 2000. Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa José Antonio Alzate en el Estado de México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Best, R.C. y Da Silva, V.M.F. 1989. Amazon River Dolphin, Boto *Inia geoffrensis* (de Blainville, 1817). En: Ridgway, S.H. y Harrison, S.R. Editor. *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press. Cambridge.
- Bonar, J.C. y Wagner A.R. 2003. A third report of "Golf Ball Disease" in an Amazon River dolphin (*Inia geoffrensis*) associated with *Streptococcus iniae*. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 34: 296-301. Doi: [https://doi.org/10.1638/1042260\(2003\)034\[0296:ATROGB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1638/1042260(2003)034[0296:ATROGB]2.0.CO;2).
- Cáceres-Saez, I., Haro, D., Blank, O., Aguayo, A., Dougnac, C., Arredondo, C., Cappozzo, H.L. y Ribeiro, S. 2018. High status of mercury and selenium in false killer whales (*Pseudorca crassidens*, Owen 1846) stranded on Southern South America: A possible toxicological concern?. *Chemosphere* 199:637-646. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.046>.
- Carvajal C. 2014. Lipoprotínas: metabolismo y lipoprotínas aterogénicas. Medicina Legal Costa Rica. Costa Rica.
- Chen, C., Yu, H., Zhao, J., Li, B., Qu, L. y Lui, S. 2006. The roles of serum selenium and selenoproteins on mercury toxicity in environmental and occupational exposure. *Environmental Health Perspectives* 114: 297-301. Doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.7861>.
- Choi, S.C., Chase, J.T. y Bartha, R. 1994. Enzymatic Catalysis of Mercury Methylation by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Applied and Environmental Microbiology* 60: 1342-1346. Doi: <https://doi.org/10.1128/AEM.60.4.1342-1346.1994>.
- Clarkson, T.W., Vyas, J.B. y Ballatori, N. 2007. Mechanisms of Mercury Disposition in the Body. *American Journal of Industrial Medicine* 50: 757-64. Doi: <https://doi.org/10.1002/ajim.20476>.
- Croteau, M.N., Luoma, S.N. y Stewart, A.R. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50 (5): 1511-1519. Doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1511>.
- Das, K., Debacker, V., Pillet, S. y Bouquegneau, J. M. 2003. Heavy metals in marine mammals. En: Vos, J. V., Bossart, G. D. Fournier, M., y O'Shea, T. Editor. *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis Publishers, Washington D.C.
- Dietz, R., Rigét, F.F. y Born, E.W. 2000. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. *Science of the Total Environment* 245: 15-24. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00430-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00430-1).
- Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Letcher, R. H., Scheuhammer, T., Andersen, M., Andreasen, C., Andriashek, D., Asmund, G., Aubail, A., Baagøe, H., Born, E.W., Chan, H.M., Derocher, A.E., Grandjean, P., Knott, K., Kirkegaard, M., Krey, A., Lunn, N., Messier, F., Obbard, M., Olsen, M. T., Ostertag, S., Peacock, E., Renzoni, A., Rigét, F.F., Skaare, J.U., Stern, G., Stirling, I., Taylor, M., Wiig, Ø., Wilson, S. y Aars, J. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota?. *Science of the Total Environment* 44: 775-790. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046>.
- Feng, X., Sommar, J., Lindqvist, O. y Hong, Y. 2002. Occurrence, emissions and depositions of mercury during coal combustion in the province Guizhou, China. *Water Air Soil Pollution* 139 (1): 311-314. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1015846605651>.
- Fernández, A., Edwards, J.F., Rodríguez, F., Espinosa de los Monteros, A., Herraréz, P., Castro, P., Jaber, J.R., Martín, V. y Arbelo, M. Gas and fat embolic syndrome" involving a mass stranding of beaked whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology* 42: 446-457.
- Frodello, J.P., Roméo, M., y Viale, D. 2000. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution* 108: 447-452. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00221-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00221-3).
- Gimmel, A.E.R., Baumgartner, K. y Liesegang, A. 2016. Vitamin blood concentration and vitamin supplementation in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in European facilities. *BMC Veterinary Research* 12:180 Doi: <https://doi.org/10.1186/s12917-016-0818-1>.
- Gravena, W., Farias, I. P., da Silva, M. N. F., da Silva, V. M. F., y Hrbek, T. 2014. Looking to the past and future: were the Maderia River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae). *Conservation Genetics* 15: 619-629. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10592-014-0565-4>.
- Goggs, R., Benigni, L., Fuentes, V.L. y Chan, D.L. 2009. Pulmonary thromboembolism. *Journal of Veterinary Emergency and Critical Care* 19 (1): 30-52. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1476-4431.2009.00388.x>.

- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P. y Rudd, J.W.M. 1996. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air And Soil Pollution* 100: 13-24.
- Hrbek, T., da Silva, V. M. F., Dutra, N., Gravena, W., Martin, A. R., y Farias, I. P. 2014. A new species of river dolphin from Brazil or: how little do we know our biodiversity. *PLoS ONE* 9(1): e83623. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083623>.
- Iverson, S. J. 2009. Blubber. En: Perrin, W.F., Wursig, B. y Thewissen, J.G.M. Editor. *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition). Academic Press. San Diego, C.A.
- Iverson, S. J. y Koopman, H.J. 2018. Blubber. En: Wursig, B., Thewissen, J.G.M. y Kovacs, K.M. Editor. *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*. Academic Press. San Diego, C.A.
- Jensen, S., y Jersnelöv, A. 1969. Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms. *Nature* 223: 753-754. Doi: <https://doi.org/10.1038/223753a0>.
- Juan-Salles, C., Prats, N, Ruiz, J. M., Valls, X, Giné, J. M., Garner, M, Vergés, J y Marco, A. 2000. Antioxidant status in a squirrel monkey (*Saimiri sciureus*) with chronic pancreatitis and degenerative myopathy. *Journal of Comparative Pathology* 123: 202-206. Doi: <https://doi.org/10.1053/jcpa.2000.0396>.
- King, J.K., Kostka, J.E., Frischer, M.E. y Saunders, M.F. 2000. Sulfate-Reducing Bacteria Methylate Mercury at Variable Rates in Pure Culture and in Marine Sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 2430-2437. Doi: <https://doi.org/10.1128/AEM.66.6.2430-2437.2000>.
- Komsta-Szumaska, E. y Chmielnicka, J. 1977. Binding of mercury and selenium in subcellular fraction of rat liver and kidneys, Following Separate and Joint Administration. *Archives Toxicology* 38: 217-228. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00293656>.
- Lahaye, V., Bustamante, P., Law, R. J., Learmonth, J. A., Santos, M. B., Boon, J. P., Rogan, E., Dabin, W., Addink, M. J., López, A., Zuur, A. F., Pierce, G. J. y Caurant, F. 2007. Biological and ecological factors related to trace element levels in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) from European waters. *Marine Environmental Research* 64: 247-266. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.01.005>.
- Lailson-Brito, J., Cruz, R., Dorneles, P.R., Andrade, L., Azevedo, A.F., Bernadete, A., Gama, L., Badini, M., Lemos, T., Almeida, R., Pires, D., Rodrigues, W. y Malm, O. 2012. Mercury-selenium relationships in liver of guiana dolphin: the possible role of kupffer cells in the detoxification process by tiemannita Formation. *PLoS ONE* 7 (7): e42162. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042162>.
- Larsen, R. E., Buergelt, C., Cardeilhac, P. T. y Jacobson, E. R. 1983. Steatitis and fat necrosis in captive alligator. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 183 (11): 1202-1204.
- Leonzio, C., Focardi, S. y Bacci, E. 1982. Complementary accumulation of selenium and mercury in fish muscle. *Science of the Total Environmental*. 24(3): 249-254. Doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(82\)90003-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(82)90003-1).
- Leonzio, C., Focardi, S. y Fossi, C. 1992. Heavy metals and selenium in stranded dolphins of the North Tyrrhenian (NW Mediterranean). *Science of the Total Environmental* 119: 77-84. Doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90257-S](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90257-S).
- López, A. 2007. Respiratory System. En: McGavin, M.D. y Zachary, J.F. *Pathologic Basis of Veterinary Disease*. Mosby Elsevier, Missouri.
- López, T. A. 2018. Tendencia poblacional de los delfines de río *Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis* a lo largo de dos décadas en un área del trapecio amazónico. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá, Colombia.
- Machado, L.G., Ospina, J.H., Henao, N.A. y Marin, F.D. 2010. Problemática Ambiental ocasionada por el mercurio proveniente de la minería aurífera tradicional, en el corregimiento de Providencia, Universidad de Antioquia, Antioquia.
- Mayor-Oxilia R. 2010. Estrés oxidativo y sistema de defensa antioxidante. *Revista Instituto de Medicina Tropical* 5 (2): 23-29.
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Mantilla-Meluk, H., Velásquez-Valencia, A., Ruiz-Valderrama, D.H., Villa-Navarro, F.A., Albornoz-Garzón, J.G. y Londoño, I. 2015a. Tamaño poblacional, densidad y distribución de *Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis* en la cuenca media del río Caquetá. *Momentos de Ciencia* 12(2): 107-115.
- Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Caicedo-Herrera, D y Martínez-Callejas, S. 2015b. Indicios de biomagnificación de Mercurio total (Hg) en las especies del género *Inia* (Cetartiodactyla: Iniidae) en los ríos Amazonas y Orinoco (Colombia). *Momentos de Ciencia* 12(2):88-92.

- Neagari, Y., Arii, S., Udagawa, M., Onuma, M., Odaya, Y., Kawasaki, T., Tenpaku, M., Hayama, H., Harada, K., Mizukami, M. y Murata, K. 2011. Steatitis in egrets and herons from Japan. *Journal of Wildlife* 47 (1): 49-55. Doi: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-47.1.49>.
- Niane, B., Moritz, R., Guedrón, S., Ngom, P. M., Pfeifer, H. R., Mall, I. y Poté, J. 2014. Effect of recent artisanal small-scale gold mining on the contamination of surface river sediment: Case of Gambia River, Kedougou region, southeastern Senega. *Journal of Geochemical Exploration* 144 (Part c): 517-527. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.03.028>.
- Osores, F., Grández, A. y Fernández J. L. 2010. Mercurio y salud en Madre de Dios, Perú. *Acta Médica Peruana* 27 (4): 310-314. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1726-46342010000300001>.
- Pavlat, J., Beach, H., Platter-Rieger, J.M. y Faulkner, M. 2004. *Steatitis in herons and egrets in Southern California. International wildlife rehabilitation.* Council 27th annual conference, International Wildlife Rehabilitation Council, Oakland.
- Reeves, R.R., Stewart, B.S., Clampham, P.J., y Powell, J.A. 2002. *Guide to Marine Mammals of the World.* Alfred A. Knopf. New York.
- Sardón, D., Benito, A., Sierra, E.M., Andrada, M. y Vázquez, F. 2018. Pathology in practice. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 252 (2): 185-187. <https://doi.org/10.2460/javma.252.2.185>.
- Savery, L.C., Evers, D.C., Wise, S.S., Falank, C., Wise, J., Gianios, C., Kerr, I., Payne, R., Thompson, W.D., Perkins, C., Zheng, T., Zhu, C., Benedict, L. y Wise, J.P. 2013. Global mercury and selenium concentrations in skin from free-ranging sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *The Science of the Total Environment* 450:59-71. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.070>.
- Selin, N.E. 2009. Global biogeochemical Cycling of Mercury: A review. *Annual Review of Environmental Resources* 34 (1): 43-63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>.
- Siebert U, Joiris C, Hoolsbeek L, Benke H, Failing K, Frese K y Petzinger E. 1999. Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38(4):285–295.
- Schunemann, A. 2002. Trastornos circulatorios. En: Trigo, F.J. y Valero, G. *Patología General Veterinaria*. Cuarta edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Sørmo, E. G., Ciesielski, T.M., Overjordet, L.B., Lierhagen, S., Eggen, G.S., Berg, T. y Jenssen, B.M. 2011. Selenium moderates mercury toxicity in free-ranging freshwater fish. *Environmental Science & Technology* 45: 6561–6566. Doi: <https://doi.org/10.1021/es200478b>.
- Suárez-Bonnet, A., Espinosa, A., Herráez, P., Rodríguez, F., Andrada, M. y Caballero, M.J. 2008. Fat embolism secondary to Yellow Fat Disease in an Appaloosa Horse. *Journal of veterinary diagnostic investigation* 20: 684. Doi: <https://doi.org/10.1177/104063870802000531>.
- Ten Duis HJ: 1997, The fat embolism syndrome: review. *Injury* 28:77–85. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0020-1383\(96\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0020-1383(96)00085-X)
- Unidad de Planeación Minero Energetica UPME. 2007. Producción más limpia en la minería de oro en Colombia Mercurio, Cianuro y otras sustancias. Bogotá, Colombia.
- Vanda, B. 2004. Alteraciones celulares y tisulares. En: Trigo, F. y Valero, G. Editor. *Patología General Veterinaria*. Cuarta edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Wong, E., Mikaelian, I., Desnoyers, M. y Fitzgerald, G. 1999. Pansteatitis in a free-ranging Red-tailed Hawk (*Buteo jamaicensis*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 30: 584–586.
- Woshner, V., Knott, K., Wells, R., Willetto, C., Swor, R. y O'Hara, T. 2008. *EcoHealth* 5:360-370. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10393-008-0164-2>.
- Würsig B., Thewissen J.G.M y Kovacs, K. 2018. *Amazon River Dolphin. Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd edition). Academic Press. San Diego C.A.

Citar como: Banse-Bueno, N. y Aguayo-Lobo, A. 2020 Posible predisposición a embolia pulmonar en el delfín rosado *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) por contaminación con mercurio en su ecosistema. *Intropica* 15(2): 155-163. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3554>

GUÍA PARA AUTORES

Intropica es una revista científica de publicación semestral, arbitrada por evaluadores nacionales e internacionales que provee un espacio para la publicación de contribuciones originales e inéditas que estudien e interpreten de manera integrada los ecosistemas tropicales así como los problemas ambientales derivados de la intervención antropogénica sobre el territorio.

La revista *Intropica* está disponible en versión digital con acceso libre (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) y en versión impresa (ISSN 1794-161X) la cual se distribuye en bibliotecas especializadas de instituciones académicas, gubernamentales y no gubernamentales.

Envío:

Los manuscritos pueden ingresar al proceso editorial a través de la plataforma Open Journal System de la Revista (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) o a través del correo electrónico revistaintropica@unimagdalena.edu.co. La recepción de manuscritos es permanente. En el envío se deberán adjuntar las figuras en archivos independientes y una carta de aprobación de todos los autores, certificando su originalidad y que no ha sido remitida ni se ha publicado en otra revista. En la carta también deberá indicarse el tipo de contribución (artículo, artículo de revisión, artículo de reflexión o nota científica) y dos posibles evaluadores con sus respectivos datos de contacto. Aunque todas las contribuciones estarán sujetas a revisión previa, la responsabilidad por el contenido de las mismas recae sobre los autores y no sobre el editor, el comité editorial o la Universidad del Magdalena. El formato para elaborar esta carta remisoría puede descargarse del sitio de Internet de la Revista.

Tipos de contribuciones:

a) Artículo de investigación científica y tecnológica. Corresponden a resultados completos de estudios realizados sobre las temáticas que aborda la revista. Los manuscritos tendrán un máximo de 30 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. El artículo de investigación deberá seguir el siguiente orden: Título, Autor(es), Dirección postal del (de los) autor(es), Resumen, Palabras claves, Abstract, Key words, Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones (opcional), Agradecimientos (opcional), Referencias, Tabla/s con su/s correspondiente/s leyenda/s, Lista de las leyendas de las figuras. Las figuras deben ser enviadas en archivos independientes en formato gráfico (tif, gif, eps).

b) Artículo de revisión. Se refieren a trabajos de revisión crítica que compilan y resumen adecuadamente el grado de avance o del conocimiento y señalan líneas de investigación a seguir. La extensión máxima del manuscrito será de 40 páginas, incluyendo tablas y figuras. Deben contener al menos 50 referencias bibliográficas. El artículo de revisión puede escribirse en un estilo libre, sin embargo deberá incluir Resumen, Palabras clave, Abstract, Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

c) Artículo de reflexión. Presenta la perspectiva del autor, fundamentada en literatura científica, como aporte al conocimiento de los temas propios de la revista. Los manuscritos tendrán un máximo de 30 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. Se deberá incluir Resumen, Palabras clave, Abstract, Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

d) Nota científica. Son descripciones breves de investigaciones limitadas, procedimientos experimentales, operaciones técnicas o aplicadas. En cualquier caso, tienen que ser completamente documentadas, con referencia a la literatura, e indicando los procedimientos experimentales empleados. El manuscrito puede ocupar un máximo de 10 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. La Nota científica no debe llevar subtítulos pero sí Resumen, Palabras clave, Abstract y Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

Procedimiento de evaluación/arbitraje de los manuscritos

Los editores realizarán una primera evaluación del manuscrito, conceptuando la pertinencia e idoneidad del mismo y lo someterán al proceso de arbitraje doble ciego de por lo menos dos especialistas nacionales (preferiblemente ajenos a la institución editora) o internacionales sobre el tema. En caso de controversia entre los evaluadores se recurrirá a un tercero. Estos especialistas actuarán como revisores del manuscrito, emitirán su concepto y podrán realizar recomendaciones o solicitar aclaraciones en un tiempo máximo de un mes. Posteriormente, las sugerencias de los editores y revisores serán comunicadas a los autores, quienes tendrán un plazo de un mes para responder dichas sugerencias. En caso contrario, el manuscrito será dado de baja y de ser remitido nuevamente se iniciará el proceso editorial desde el principio con un nuevo arbitraje. Los editores tomarán la decisión final de aceptar o no los manuscritos para su publicación. Para estas tareas los editores podrán apoyarse en el comité editorial, cuando así lo estimen pertinente.

Previo a la impresión final de los manuscritos aceptados para publicación, los editores enviarán las pruebas de galera al autor de correspondencia para que efectúe correcciones por errores de digitación únicamente. No se permiten mayores cambios o adiciones al manuscrito editado en esta fase. En caso de comprobación de plagio o de violación de derechos de autor, los editores ordenarán cancelar el proceso editorial. Para mayor información consulte la guía de ética y buenas prácticas editoriales: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/about/editorialPolicies#custom-3>.

Formato del manuscrito:

El texto se debe enviar como documento en formato Word o RTF con un nombre corto que identifique al manuscrito y al primer autor (e.g. Hifomicetos_López.doc). El texto debe estar interlineado a doble espacio y numeradas las líneas a lo largo del texto (incluyendo tablas), con letra Times New Roman de 12 puntos y con todos los márgenes de 2 cm. Se aceptan manuscritos en español o en inglés. Las páginas deben numerarse consecutivamente. Las tablas se incluirán en formato tabla (no pegarlas como imagen) al final del texto del manuscrito. Las figuras no deben incluirse en el documento del manuscrito.

Para los nombres científicos y las locuciones latinas se utilizará cursiva. No incluya palabras subrayadas ni sangrías. En el caso de citar un taxón de nivel específico o inferior, se debe citar su nombre científico incluyendo el autor. Tanto los autores como los editores se guiarán por las reglas que gobiernan la nomenclatura biológica, de acuerdo a lo acordado en el “International Code of Botanical Nomenclature”, en el “International Code of Nomenclature of Bacteria” y en el “International Code of Zoological Nomenclature”. Se enfatiza que el autor del nombre y el año de publicación de cada taxón sólo deberán aparecer una vez, la primera vez que se mencione.

1. Título. Claro, descriptivo y no demasiado largo. Se solicita en español e inglés. El título del trabajo y los títulos de las secciones principales del manuscrito debe ubicarse en posición central y en mayúsculas; los títulos de segundo rango deben ubicarse en posición central en minúsculas y los de tercer rango alineado a la izquierda. Todos los títulos y subtítulos deben ir en negrita. Adicionalmente, debe suministrarse un título abreviado de máximo 80 caracteres incluyendo espacios.

2. Nombre(s) del (de los) Autor(es). Los nombres se deben escribir en mayúsculas y minúsculas. En el caso de varios autores, el primer nombre debe ser el del autor principal.

3. Dirección del (de los) autor(es). Se deberá anotar institución a la que pertenecen, dirección postal y teléfono de todos los autores. Se deberá agregar el correo electrónico para correspondencia.

4. Resumen y Abstract. Deberá escribirse un resumen en español y otro en inglés. En ambos casos, no deberá exceder las 300 palabras. El resumen debe contener de manera sintética los objetivos del trabajo, una descripción concisa de la parte experimental (incluyendo los tamaños de muestra), principales resultados y conclusiones generadas en el proceso de discusión de los mismos. En el resumen, no se debe incluir referencias bibliográficas y debe escribirse en un solo párrafo. El Abstract debe ser una traducción fiel del Resumen.

5. Palabras clave y Key words. Después del Resumen y del Abstract, deberán incluirse en español e inglés, respectivamente, 3 a 6 palabras clave que identifiquen el manuscrito.

6. Introducción. Se debe presentar una revisión actualizada de la bibliografía pertinente al trabajo (fuentes adecuadamente referenciadas), para fundamentar la hipótesis de trabajo y mostrar el o los objetivos propuestos.

7. Materiales y Métodos. Se deberá incluir, en forma clara y concisa, los principales materiales, así como también los métodos aplicados, de modo que, con esa información, otro investigador pudiese repetir la experiencia. Pueden utilizarse apartados diferentes bajo subtítulos adecuados. No debe describirse un método si ya está descrito en la bibliografía; basta con presentar la cita bibliográfica. Si utiliza un método modificado, debe señalarse claramente la modificación.

8. Resultados. Los resultados deben presentarse en forma clara y precisa, incluyendo tablas, figuras y, en caso necesario, análisis estadísticos.

9. Discusión. Los resultados deben ser contrastados con el conocimiento registrado en la literatura, destacando el aporte del artículo para el entendimiento del tema tratado. Las conclusiones que se extraigan del trabajo deberán ser consecuentes y relacionadas con los resultados expuestos.

10. Agradecimientos. De ser considerado necesario por los autores, se puede incluir algún agradecimiento por contribuciones económicas, asesorías, donaciones u otro tipo de colaboración que haya hecho posible el trabajo.

11. Referencias. Se debe listar la información completa de todas las referencias bibliográficas, las cuáles serán ordenadas alfabéticamente por el apellido del primer autor de cada cita del documento. La exactitud de las referencias bibliográficas es responsabilidad de los autores. *Intropica* utiliza el sistema Harvard de citación. Es necesario tener en cuenta el siguiente estilo de escritura:

- Debe revisarse cuidadosamente el manuscrito para verificar que el deletreado de los nombres de los autores y el año sean exactamente iguales en el texto y en la lista de referencias.
- En el texto se debe referir al (los) apellido(s) del (los) autor(es) y al año de publicación. Por ejemplo, “Rodríguez (1998) encontró que.....”. “Una técnica multinomial ha sido descrita para estimar la varianza asociada con proporciones (Kent y Lane, 2004)”.
- Cuando en el texto se citan publicaciones escritas por más de dos autores, se escribirá el nombre del primer autor seguido por “et al.” sin cursiva. En la Bibliografía deben mencionarse los nombres de todos los autores.

- Si hay varios trabajos de un autor(es) en un mismo año, se citará con una letra en secuencia adosada al año (ejemplo: García et al., 1998a, b, c).
- Las citas en una misma frase del texto deben ser ordenadas cronológicamente. Por ejemplo, “Los indicadores biológicos son ampliamente usados para análisis ambientales (Platt, 1964; Arias y Pérez, 1980; Klimm et al., 2000)”.
- El nombre de las revistas científicas debe estar completo, no abreviado y en cursiva.
- El título de las referencias debe conservar el idioma original.
- Referencias concernientes a datos no publicados (doc. ined.) y “comunicaciones personales” (com. pers.) no deben ser incluidas en la lista de referencias pero si pueden ser citados en el texto.

Use el siguiente formato en la Bibliografía para citar las referencias:

- Publicaciones periódicas o revistas:

Pérez, R., Condit, R., Aguilar, S., Hernández, A. y Villareal, A. 1996. Inventario de la vegetación de la isla de Coiba, Panamá: Composición Florística. *Revista de Biología Tropical* 44: 31-40.

Cubides-Guerrero, P.A. y Ramírez-Franco, J.H. 2014. Adsorción de Cr VI sobre residuos de café. *Revista Mutis* 4(2): 18-25 <http://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/953/992>. Consultado: 2 de enero de 2015

- Libros:

Longhurst, A. y Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, San Diego.

- Capítulos de libro:

Bucker, D. 1989. Histology. En: Austri, D., Editor. *Methods for the Microbiological Examination of Fish and Shellfish*. Wiley, New York.

- Tesis:

Gil, A. 2000. Evolución bioquímica de los endosimbiontes en insectos asociados con el maíz en el sur de México. Tesis de Doctorado, Universidad Agrícola, Mérida, Yucatán, México.

- Sitios de Internet:

Alexander, J. y M.A. Tate. 2001. *Evaluando las Fuentes Electrónicas*. Widener University. URL: <http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm>. Consultado: 9 de octubre 2012.

12. Tablas

- Deben elaborarse en procesador de tablas de MS Word o MS Excel con la misma fuente y un punto menos que la del texto. No utilice la barra espaciadora o la tecla de tabulación.
- Las tablas deberán ser numeradas y citadas de acuerdo a su secuencia en el texto, en orden correlativo con números arábigos y llevarán una leyenda descriptiva y breve en la parte superior, que será la referencia

de la tabla. Se recomienda que la leyenda sea clara e informativa, de manera que se evite consultar el texto para entender la tabla.

- Las tablas pueden ser insertadas en el cuerpo del manuscrito o al final del mismo.
- La información presentada en las tablas no debe aparecer repetida en las figuras.
- Los encabezados de las columnas deben ser breves, pero explicativos. Usar negrillas solo en los encabezados (horizontales y verticales). Las abreviaturas estándar de las unidades de medida deben colocarse entre paréntesis.
- No deben usarse líneas verticales y horizontales para separar las columnas y filas. Las celdas no llevarán colores.
- Cualquier explicación adicional para el entendimiento de la tabla debe suministrarse como una nota de pie de tabla.
- En el cuerpo de la tabla, la información de texto debe alinearse la izquierda y la numérica a la derecha.

13. Lista de las leyendas de las figuras

- Al final del texto del documento y en hoja aparte se hará una lista con el texto de las leyendas de las figuras.
- No deben utilizarse negrillas y se acentuarán tanto las minúsculas como las mayúsculas.
- Se recomienda que las leyendas sean informativas para que el lector no necesite consultar el texto para entender lo que muestra la figura.
- Se recomienda que las explicaciones o las descripciones que se consideran necesarias se escriban en la misma leyenda para evitar texto dentro de las figuras.

14. Figuras

- Las figuras (dibujos, mapas, láminas, esquemas, gráficas de computador y fotografías) deben ser enviadas en archivos independientes, en formato digital gráfico de alta calidad (tiff, bmp, jpg o gif), con una resolución mínima de 300 dpi. De ser posible, se recomienda enviar archivos gráficos originales de tipo vectorial o en su defecto remitir el archivo original editable en MS Excel.
- El nombre del archivo correspondiente a la figura será el del primer autor seguido por el número de la figura, e.g. López fig.1.jpg.
- Las figuras se enumerarán secuencialmente, utilizando números arábigos.
- Las figuras deben diseñarse teniendo en cuenta el formato de la página de la revista. Su tamaño original debe permitir una reducción del 50 %, sin pérdida de claridad.
- Las figuras compuestas de varias imágenes, se enumerarán correlativamente ej. Figura 1a, 1b, 1c, etc. Los dibujos, fotografías de especímenes y mapas deben tener una escala para referenciar el tamaño.
- Los gráficos deben presentarse en un solo plano (No utilizar efectos 3D), sin líneas horizontales y con recuadro en su parte exterior.
- Use la misma clase de letra (Times New Roman) en todas las ilustraciones y siga el estilo de la revista. Utilice el tamaño de letra que considere necesario para asegurar la lectura del texto, aún en caso de reducción.

15. Anexos

- Los anexos solo estarán visibles en la versión digital de la revistas y éstos se listarán al final del manuscrito de forma secuencial (numerados como ANEXO I, ANEXO II, etc.). El formato de los anexos deben seguir los mismos lineamientos descritos anteriormente para las figuras y/o tablas, según sea el caso.

16. Unidades

Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal; se deja un espacio entre el número y la unidad de medida y no debe ir punto después de la abreviatura (15 m, 10 %, 20 °C, 7 kg). Las unidades de medidas abreviadas únicamente deben ser usadas cuando van anteceditas de números. Los valores de salinidad deben expresarse sin unidades o símbolos.

17. Fórmulas

- Las ecuaciones matemáticas deben escribirse como texto editable y no como imágenes.
- Dé el significado de todos los símbolos inmediatamente después de la ecuación en la que son usados por primera vez.
- Para fracciones simples use el símbolo “/” en lugar de la línea horizontal; por ejemplo: Sy/Xm en lugar de $\frac{Sy}{Xm}$
- Las ecuaciones explícitamente referenciadas en el texto deben numerarse consecutivamente al lado derecho, entre paréntesis.
- El nivel de significancia estadística debe indicarse con la letra “p” minúscula y sin espacio entre el signo y el valor de significancia. Ejemplo: $p < 0,05$.

18. Cifras decimales

En lo que respecta a las cifras decimales, se deberá usar coma (,) en el caso de las contribuciones redactadas en español y punto (.) en aquellas redactadas en inglés.

Lista de comprobación de preparación de envíos

Como parte del proceso de envío, se les requiere a los autores que indiquen que su envío cumpla con todos los siguientes elementos:

1. El manuscrito no ha sido publicado previamente, ni se ha presentado a otra revista.
2. El archivo está en formato OpenOffice, Microsoft Word, RTF, o WordPerfect.
3. El texto tiene interlineado doble; el tamaño de fuente es 12 puntos; se usa cursiva en vez de subrayado y todas las tablas están al final del texto. Las figuras están en archivos aparte en los formatos apropiados.
4. El texto cumple con los requisitos bibliográficos y de estilo indicados en las instrucciones para los autores, que se pueden encontrar en Acerca de la revista. (Ver: <http://intropica.unimagdalena.edu.co>)
5. Se han añadido direcciones web para las referencias donde ha sido posible.

Derechos de Autor

Intropica de la Universidad del Magdalena se encuentra bajo licencia Creative Commons 4.0 de Colombia: Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual. Cuando el autor cite el trabajo de otro o reproduzca una figura o una tabla de un libro o un artículo de revista, debe asegurarse que no está violando derechos de producción.

Aunque en general un autor puede reproducir tablas, fotografías u otras ilustraciones deberá obtener permiso del propietario de los derechos. Si el propietario de los derechos no es el autor del material citado o reproducido, se recomienda obtener también el permiso del autor. El material extraído de cartas y manuscritos no publicados no

será aceptado a menos que se obtenga el permiso correspondiente. El autor siempre debe hacer un reconocimiento apropiado de cualquier material que le sea suministrado.

Declaración de privacidad

Los nombres y direcciones de correo-e introducidos en esta revista se usarán exclusivamente para los fines declarados por esta revista y no estarán disponibles para ningún otro propósito u otra persona.



GUIDE FOR AUTHORS

Intropica is a scientific journal published every six months, mediated by national and international evaluators that provide a space for the publication of original and unpublished contributions that study and interpret in an integrated way the tropical ecosystems as well as the derived environmental problems result of the anthropogenic intervention on the territory.

The *Intropica* magazine is available in a digital version with free access (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) and in the printed version (ISSN 1794-161X), which is distributed in specialized libraries of academic, governmental and non-governmental institutions.

Shipping:

Manuscripts can enter the editorial process through the Open Journal System platform of the Journal (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) or through the email revistaintropica@unimagdalena.edu.co. The reception of manuscripts is permanent. In the shipment, the figures must be attached in separate files and a letter of approval from all the authors, certifying their originality and that has not been sent or published in another journal. The letter should also indicate the type of contribution (article, review article, article of reflection or scientific note) and two possible evaluators with their respective contact information. Although all contributions will be subject to prior review, the responsibility for the content of the contributions rests with the authors and not with the editor, the editorial committee or the Universidad del Magdalena. The format for preparing this referral letter can be downloaded from the Journal's website.

Intropica is indexed and referenced in: ASFA, Dialnet, REDIB, MIAR, Periódica, Latindex, CiteFactor, Ulrichsweb, Actualidad Iberoamericana, ERIHPLUS, OAJI, BASE, INFOBASE, SHERPA/RoMEO y C.R.I.C.

Types of contributions:

a) Scientific and technological research article. They correspond to complete results of studies conducted on the topics addressed by the journal. The manuscripts will have a maximum of 30 pages, including tables and figures. The research article should follow the next order: Title, Author (s), Postal address of the author (s), Abstract in Spanish, Keywords in Spanish, Abstract in English, Keywords in English, Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusions (optional), Acknowledgments (optional), References, Table (s) with their corresponding legend (s), List of legends of the figures. The figures must be sent in separate files in graphic format (tif, gif, eps).

b) Review article. They refer to critical review works that compile and adequately summarize the degree of progress or knowledge and indicate lines of research to follow. The manuscript will be 40 pages maximum length, including tables and figures. They must contain at least 50 bibliographical

references. The review article can be written in freestyle, however it should include Summary, Keywords, Abstract, Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

c) Reflection article. Presents the perspective of the author, based on scientific literature, as a contribution to knowledge of the issues of the journal. The manuscripts will have a maximum of 30 pages, including tables and figures. It should include Summary, Keywords, Abstract, Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

d) Scientific note. They are brief descriptions of limited investigations, experimental procedures, technical or applied operations. In any case, they have to be fully documented, with reference to the literature, and indicating the experimental procedures employed. The manuscript can occupy a maximum of 10 pages, including tables and figures. The Scientific Note should not have subtitles but should include Summary, Keywords, Abstract and Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

Procedure for evaluation / arbitration of manuscripts

The editors will make a first evaluation of the manuscript, conceptualizing the pertinence and suitability of it and submit it to the double-blind arbitration process of at least two national specialists (preferably outside the publishing institution) or international, on the subject. In the event of a controversy between the evaluators, a third party will be called. These specialists will act as reviewers of the manuscript, issue their concept and may make recommendations or request clarifications within a maximum period of one month. Subsequently, the suggestions of the editors and reviewers will be communicated to the authors, who will have a period of one month to respond to these suggestions. Otherwise, the manuscript will be discarded and, once it has been remitted, the editorial process will start from the beginning with a new arbitration. The editors will make the final decision to accept or not the manuscripts for publication. For these tasks, the editors can rely on the editorial committee, when they deem it appropriate.

Prior to the final printing of the manuscripts accepted for publication, the editors will send the galley proofs to the corresponding author so that he makes corrections for typing errors only. No major changes or additions are allowed to the manuscript edited in this phase. In case of plagiarism or copyright violation, the editors will order the cancellation of the editorial process. For more information, consult the guide of ethics and good editorial practices: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/about/editorialPolicies#custom-3>.

Manuscript format:

The text should be sent as a Word or RTF document with a short name that identifies the manuscript and the first author (e.g., Hifomicetos_López.doc). The text must be double-spaced, and the lines numbered throughout the text (including tables), with Times New Roma, 12-points font size and with all margins of 2 cm. Manuscripts are accepted in Spanish or English. The pages must be numbered consecutively. The tables will be included in a table format (do not paste them as an image) at the end of the text of the manuscript. The figures should not be included in the manuscript document.

Scientific names and Latin locutions will use italics. Do not include underlined words or indentations. In the case of citing a taxon of a specific or lower level, its scientific name including

the author must be quoted. Both the authors and the editors will be guided by the rules that govern the biological nomenclature, according to what is agreed in the "International Code of Botanical Nomenclature," in the "International Code of Nomenclature of Bacteria" and in the "International Code of Zoological Nomenclature." It is emphasized that the author of the name and year of publication of each taxon should only appear once, the first time it is mentioned.

1. Title. Clear, descriptive and not too long. It is requested in Spanish and English. The title of the work and the titles of the main sections of the manuscript should be placed in a center-aligned text and capital letters; the titles of the second rank must be located in a center-aligned position in lowercase and those of the third rank aligned to the left. All titles and subtitles should be set in boldface. Additionally, an abbreviated title of maximum 80 characters including spaces must be provided.

2. Name (s) of the Author (s). The names must be written in uppercase and lowercase. In the case of several authors, the first name must be that of the primary author.

3. Address of the author (s). The institution to which they belong, address and telephone number of all authors must be noted. The email must be added for correspondence.

4. Summary and Abstract. A summary should be written in Spanish and another in English. In both cases, it should not exceed 300 words. The summary must synthetically contain the objectives of the work, a concise description of the experimental part (including the sample sizes), main results and conclusions generated in the process of discussing them. In the abstract, bibliographic references should not be included and should be written in a single paragraph. The Abstract must be an accurate translation of the Summary.

5. Keywords and Keywords. After the Summary and the Abstract, 3 to 6 keywords that identify the manuscript should be included in Spanish and English, respectively.

6. Introduction. An up-to-date review of the bibliography pertinent to the work (adequately referenced sources) should be presented, to substantiate the working hypothesis and show the proposed objectives.

7. Materials and Methods. It should include, in a clear and conciseway, the primary materials, as well as the methods applied, so that, with this information, another researcher could repeat the experience. Different sections can be used with appropriate subtitles. A process should not be described if it is already described in the literature; it is enough to present the bibliographical citation. If you use a modified method, the modification must be indicated.

8. Results. The results must be presented clearly and accurately, including tables, figures and, if necessary, statistical analysis.

9. Discussion. The results must be contrasted with the knowledge registered in the literature, highlighting the contribution of the article for the understanding of the treated topic. The conclusions drawn from the work must be consistent and related to the results presented.

10. Acknowledgments. If deemed necessary by the authors, some gratitude may be included for financial contributions, consultancies, donations or any other type of collaboration that made the work possible.

11. References. The complete information of all the bibliographical references must be listed, which will be ordered alphabetically by the last name of the first author of each citation of the

document. The accuracy of the bibliographic references is the responsibility of the authors. *Intropica* uses the Harvard citation system. It is necessary to take into account the following writing style:

- The manuscript should be carefully reviewed to verify that the spelling of the names of the authors and the year are the same in the text and the list of references.
- The text should refer to the last name (s) of the author (s) and the year of publication. For example, "Rodríguez (1998) found that". "A multinomial technique has been described to estimate the variance associated with proportions (Kent and Lane, 2004) ".
- When the text cites, publications written by more than two authors, the name of the first author will be followed by "et al." Without italics. In the Bibliography, the names of all the authors should be mentioned.
- If there are several works of an author (s) in the same year, they will be cited with a letter in sequence attached to the year (example: García et al., 1998a, b, c).
- Citations in the same sentence of the text should be ordered chronologically. For example, "Biological indicators are widely used for environmental analyzes (Platt, 1964, Arias and Pérez, 1980, Klimm et al., 2000)".
- The name of the scientific journals must be complete, not abbreviated and in italics.
- The title of the references must retain the original language.
- References concerning unpublished data (doc ined.) And "personal communications" (pers. Com.) Should not be included in the list of references but can be cited in the text.

Use the following format in the Bibliography to cite references:

- Periodicals or journals:

Pérez, R., Condit, R., Aguilar, S., Hernández, A. and Villareal, A. 1996. Inventario de la vegetación de la isla de Coiba, Panamá: Composición Florística. *Revista de Biología Tropical* 44: 31-40.

Cubides-Guerrero, P.A., and Ramírez-Franco, J.H. 2014. Adsorción de Cr VI sobre residuos de café. *Revista Mutis* 4(2): 18-25 <http://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/953/992>. Consulted: January 2, 2015

- Books:

Longhurst, A. and Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, San Diego.

- Chapters of the book:

Bucker, D. 1989. Histology. In: Austri, D., Editor. *Methods for the Microbiological Examination of Fish and Shellfish*. Wiley, New York.

- Thesis:

Gil, A. 2000. . Evolución bioquímica de los endosimbiontes en insectos asociados con el maíz en el sur de México. Doctoral Thesis, Agricultural University, Mérida, Yucatán, México.

- Websites:

Alexander, J. and M.A. Tate 2001. *Evaluando las Fuentes Electrónicas*. Widener University. _URL: [_http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm](http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm). Consulted: October 9, 2012.

12. Tables

- They must be produced in an MS Word or MS Excel table processor with the same font and the font size one point less than the text. Do not use the space bar or the tab key.
- The tables should be numbered and cited according to their sequence in the text, in correlative order with Arabic numerals and they will have a clear and brief legend in the upper part, which will be the reference of the table. It is recommended that the inscription be clear and informative, to avoid consulting the text to understand the table.
- Tables can be inserted in the body of the manuscript or at the end of it.
- The information presented in the tables should not appear repeated in the figures.
- The headings of the columns should be brief, but explanatory. Set boldface only in headings (horizontal and vertical). The standard abbreviations of the units of measure should be placed in parentheses.
- Vertical and horizontal lines should not be used to separate the columns and rows. The cells will not carry colors.
- Any additional explanation for the understanding of the table should be provided as a footnote.
- In the body of the table, the text information should be aligned on the left and the numerical information on the right.

13. List of the captions of the figures

- At the end of the text of the document and on a separate sheet a list will be made with the text of the captions of the figures.
- Boldfaces should not be used, and both lowercase and uppercase letters will be accented.
- It is recommended that the legends be informative so that the reader does not need to consult the text to understand what the figure shows.
- It is recommended that the explanations or descriptions considered necessary be written in the same legend to avoid text within the figures.

14. Figures

- The figures (drawings, maps, sheets, diagrams, computer graphics, and photographs) must be sent in independent files, in high-quality digital graphics format (tiff, bmp, jpg or gif), with a minimum resolution of 300 dpi. If possible, it is recommended to send original graphics files of vector type or, failing that, send the original editable file in MS Excel.
- The name of the file corresponding to the figure will be that of the first author followed by the number of the figure, e.g., López fig.1.jpg.
- The figures will be listed sequentially, using Arabic numerals.
- Figures should be designed taking into account the format of the page of the journal. Its original size should allow a 50% reduction, without loss of clarity.
- The figures composed of several images will be listed consecutively, e.g., Figure 1a, 1b, 1c, etc. The drawings, photographs of specimens and maps must have a scale to reference the size.
- The graphics must be presented in a single plane (Do not use 3D effects), without horizontal lines and with a box on the outside.
- Use the same type of font (Times New Roman) in all illustrations and follow the style of the magazine. Use the font size you consider necessary to ensure the reading of the text, even in case of reduction.

15. Annexes

- The annexes will only be visible in the digital version of the journals, and they will be listed at the end of the manuscript sequentially (numbered as ANNEX I, ANNEX II, etc.). The format of the annexes must follow the same guidelines described above for the figures and tables, as the case may be.

16. Units

The measurements must be expressed in units of the metric system; space is left between the number and the unit of measurement and should not go after the abbreviation (15 m, 10%, 20 ° C, 7 kg). The units of abbreviated measures should only be used when numbers precedes them. Salinity values must be expressed without units or symbols.

17. Formulas

- Mathematical equations should be written as editable text and not as images.
- Give the meaning of all the symbols immediately after the equation in which they are used for the first time.
- For simple fractions use the "/" symbol instead of the horizontal line; For example: Sy/Xm instead of $\frac{Sy}{Xm}$
- The equations explicitly referenced in the text must be numbered consecutively on the right side, in parentheses.

- The level of statistical significance must be indicated with the letter "p" lowercase and no space between the sign and the value of significance. Example: $p < 0.05$.

18. Decimal figures

Regarding the decimal figures, comma (,) should be used in the case of contributions written in Spanish and period (.) in those written in English.

Shipping preparation checklist

As part of the submission process, authors are required to indicate that their submission meets all of the following elements:

1. The manuscript has not been previously published, nor has it been submitted to another journal.
2. The file is in OpenOffice, Microsoft Word, RTF, or WordPerfect format.
3. The text has double line spacing; the font size is 12 points; italics are used instead of underlining, and all the tables are at the end of the text. The figures are in separate files in the appropriate formats.
4. The text complies with the bibliographic and style requirements indicated in the instructions for the authors, which can be found in About the journal. (See: <http://intropica.unimagdalena.edu.co>)
5. Web addresses have been added for references where it has been possible

Copyright

Intropica of the University of Magdalena is under the Creative Commons 4.0 license of Colombia: Recognition-Non-Commercial-Share Equal. When the author cites the work of another or reproduces a figure or a table of a book or a journal article, you must ensure that you are not violating production rights.

Although in general, an author can reproduce tables, photographs or other illustrations, he must obtain permission from the owner of the rights. If the owner of the rights is not the author of the cited or reproduced material, it is also recommended to obtain the permission of the author. Material extracted from unpublished letters and manuscripts will not be accepted unless the corresponding consent is obtained. The author must always make an appropriate acknowledgment of any material that is supplied to him.



Privacy statement

The names and email addresses entered in this journal will be used exclusively for the purposes stated by this journal and will not be available for any other purpose or another person.

Obituario

Luis Alfonso Vidal Velásquez (Palmira, 13 de enero de 1950 – Santa Marta, 8 de noviembre de 2020)

Juan J. A. Laverde-Castillo

Artículos de investigación científica y tecnológica

Revisión taxonómica del género *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) en Honduras

Taxonomic revision of the genus *Sapium* Jacq. (Euphorbiaceae) in Honduras

Rina Fabiola Díaz

Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras

Coral diversity and its relationship with diving in protected natural areas reefs: Mexico, Belize and Honduras

Alicia González-Solis, Daniel Torruco y Ángel Daniel Torruco-González

Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia

Physical-chemical and phytoplankton analysis of the Puerto Caiman marsh, Caribbean Basin,

Colombia

Esperanza Blanco-Muñoz, Ana De la Parra-Guerra, Carlos García-Alzate y Eduardo Villarreal-Blanco

Cellular viability and growth of microalgae: effect of the culture medium

Crecimiento y viabilidad celular de microalgas: efecto del medio de cultivo

Harold Oviedo-Montiel, Edwin Herrera-Cruz, Jenny Hoya-Florez, Martha Prieto-Guevara, Ana Estrada-Posada and Jonny Yepes-Blandón

Evaluación de la germinación del polen de *Zea mays* a través de metodologías *in vitro* en Santa Marta, Colombia

Evaluation of the germination of the pollen of *Zea mays* in vitro methodologies in Santa Marta, Colombia

Rafael Segundo Escobar Pallares y Catherine Pardey Rodríguez

Uso de la ictiofauna para la evaluación de la condición ecológica y ambiental de un complejo cenagoso en el Caribe colombiano

Use of the ictiofauna for the assessment of the ecological and environmental condition of a marsh complex in the colombian Caribbean

Juan Carlos Valdelamar-Villegas, Lissy Carolina García-Pacheco, Sonia María Cuadro-Alzamora, José David Torres-Benítez y Cesar Augusto-Arciniegas Suárez

Artículos de revisión

Posible predisposición a embolia pulmonar en el delfín rosado *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) por contaminación con mercurio en su ecosistema

Possible predisposition to pulmonary embolism in pink *dolphin Inia geoffrensis* (Blainville, 1817) due to mercury contamination in its ecosystem

Nicolas Banse-Bueno y Anelio Aguayo-Lobo