

.....
Serie de Publicaciones Periódicas
.....

Año 2009 - Volumen 38 (2)
.....



invamar

.....
Santa Marta - Colombia
.....

ISSN: 0122-9761
.....

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés"
Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bulletin of Marine and Coastal Research)



BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
(Bulletin of Marine and Coastal Research)
(ISSN 0122-9761)

La revista científica BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS, premiada por COLCIENCIAS como la mejor publicación en su género en Colombia en 1997, y clasificada dentro de Publindex (COLCIENCIAS) como revista indexada en categoría A₂ del 2005 al 2009, considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada desde 1967 por el INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS “JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉIS” (INVEMAR). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de “Mittlungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. A partir del año 2008 la revista se publica en dos números por volumen anual. El Boletín se distribuye en cerca de 40 países de los cinco continentes, preferiblemente por el sistema de canje. Las instrucciones a los autores para la preparación y envío de manuscritos se encuentran en las últimas páginas de este número y en el portal de Internet www.invemar.org.co/boletin.

Director INVEMAR

Franciso Arias Isaza

INVEMAR, Colombia

Director de la Revista

Jesús A. Garay, *M. Sc.*

INVEMAR, Colombia

Editor Responsable, Vol. 38 (2)

Arturo Acero Pizarro, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia

Comité Editorial

Arturo Acero Pizarro, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia

Carlos Andrade, *Ph. D.*

Escuela Naval de Cadetes, Colombia

Adriana Bermúdez, *Dr. rer. nat.*

Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Jacobo Blanco, *M. Sc.*

Universidad del Magdalena, Colombia

Maribeb Castro-González, *Dr. en Oceanografía*

Universidad del Tolima, Colombia

Juan Manuel Díaz, *Dr. rer. nat.*

Centro de Investigaciones Biológicas, Colombia

Guillermo Díaz-Pulido, *Ph. D.*

University of Queensland, Australia

Guillermo Duque, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia – Palmira, Colombia

Luisa Fernanda Espinosa, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Andrés Franco, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Diego L. Gil-Agudelo, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Javier Gómez-León, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Georgina Guzmán, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Juan Carlos Narváez, *M. Sc.*

Universidad del Magdalena, Colombia

Gabriel Navas, *M. Sc.*

INVEMAR, Colombia

Carlos Palacio, *Ph. D.*

Universidad de Antioquia, Colombia

Jorge Páramo, *M. Sc.*

Universidad del Magdalena, Colombia

Vladimir Puentes Granada, *Ph. D.*

Min. de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia

Mónica Puyana, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Efraín Rodríguez, *Ph. D.*

Centro Control Contaminación del Pacífico-CCCP, Colombia

Mario Rueda, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Adolfo Sanjuán, *M. Sc.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Marie-Luise Schmetter, *Dr. rer. nat.*

Justus Liebig Universität, Alemania

Yves-François Thomas, *Dr. en Geografía*

Université Paris, Francia

Luisa Villamil, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Asistente Editorial

Amalia María Cano-Castaño, *Bióloga*

INVEMAR, Colombia

Comité Científico

Juan José Alvarado, <i>M. Sc.</i>	Universidad de Costa Rica, Costa Rica
Fabio Aristizábal, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Milena Benavides, <i>M. Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Álvaro Bernal, <i>Ph. D.</i>	Justus Liebig Universität, Alemania
Ricardo Betancourt, <i>Ph. D.</i>	George Washington University, Estados Unidos
Liliana Blanco, <i>M. Sc.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Daniela Böttjer, <i>Ph. D.</i>	Observatoire Océanologique de Banyuls-sur-mer, Francia
Néstor Campos, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Ernesto Cháves, <i>Ph. D.</i>	Instituto Politécnico Nacional, México
Mercedes Criales, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Miami, Estados Unidos
Luis Antonio Cuevas, <i>M. Sc.</i>	University of Bergen, Noruega
Rocío García, <i>Ph. D.</i>	Universidad del Magdalena, Colombia
Jaime Garzón, <i>M. Sc.</i>	Brewster Academy, Estados Unidos
Klaus Gocke, <i>Ph. D.</i>	Universität Kiel, Alemania
Carlos Igueri, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Beatriz Novoa, <i>Ph. D.</i>	Instituto de Investigaciones Marinas de Vigo, España
Valeria Pizarro, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Blanca Posada, <i>M. Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
José Gregorio Rodríguez, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Carabobo, Venezuela
Gabriel Roldán, <i>Ph. D.</i>	Universidad Católica de Oriente, Colombia
Gustavo Rubiano, <i>M. Sc.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Bernardo Vargas, <i>Ph. D.</i>	Nova Southeastern University, Estados Unidos
Mónica Wallner-Kersanach, <i>Ph. D.</i>	Universidad Federal do Rio Grande, Brasil

Foto portada: Francisco Arias Isaza

Canje: Centro de Documentación, INVEMAR, Colombia (E-mail: bibliote@invemar.org.co)

Distribución y suscripciones: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR. A.A. 1016. Cerro Punta de Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: boletin@invemar.org.co

Sitio web: www.invemar.org.co

Boletín en línea: www.invemar.org.co/boletin

Diagramación y montaje electrónico: Franklin Restrepo, Marquillas S.A.

Impresión: Marquillas S.A., Sabaneta (Antioquia), Colombia

Derechos Reservados conforme a la ley, los textos pueden ser reproducidos total o parcialmente citando la fuente.

Citar la obra completa

INVEMAR. 2009. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. Vol. 38 (2). Serie de Publicaciones Periódicas. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Santa Marta. 253 p.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bulletin of Marine and Coastal Research)

Registrado en ASFA, Biological Abstracts, BIOSIS PREVIEWS, Geobase,
Periodica, Zoological Record, Latindex, Publindex y Scielo-Colombia

38 (2)



investigaciones

**Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
“José Benito Vives De Andrés”**

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

Santa Marta, Colombia, 2009

CONTENIDO - CONTENTS

P. Zamorano y G. Leyte-Morales

Equinodermos asociados a formaciones arrecifales en Zihuatanejo y Acapulco, Guerrero, México
[Echinoderms associated with reef formations in Zihuatanejo and Acapulco, Guerrero, Mexico] 7

J. Jaramillo-González y A. Acosta

Comparación temporal en la estructura de una comunidad coralina en primeros estados de sucesión, isla de San Andrés, Colombia
[Temporal comparison in the coral community structure in its early sucesional state, San Andres Island, Colombia] 29

J. Medellín-Mora, N. H. Campos, A. Franco-Herrera y J. C. Jaimes

Taxonomía de larvas zoea de crustáceos decápodos del área nororiental del mar Caribe Colombiano
[Taxonomy of zoea larvae of crustacean decapods at the northeastern area, Colombian Caribbean Sea] 55

R. G. Barragán G., A. Canosa y J. P. Niño

Bacterioplancton en bahía Gaira, mar Caribe (Colombia): comparación de la variabilidad en abundancia y biomasa bacteriana durante diferentes períodos
[Bacterioplankton in Gaira Bay, Caribbean Sea (Colombia): Comparison of abundance and biomass variability during different periods] 75

E. Alvarado Ch. y A. Acosta

Fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* en un arrecife degradado
[Fertility and fecundity of *Montastraea annularis* in a degraded reef] 91

H. Valle-Zapata, S. Ospina-Guerrero, E. Galeano-Jaramillo, A. Martínez-Martínez, M. Márquez-Fernández y J. López-Ortiz

Obtención de una fracción antimitótica del extracto etanólico de la macroalga *Digenia simplex*
[Obtention of an antimitotic fraction upon the crude ethanol extract of the alga *Digenia simplex*] 109

J. D. Rodríguez-Chila, J. E. Mancera-Pineda y H. J. López-Salgado

Efectos de la recomunicación del río Magdalena con su antiguo delta: cambios en la producción primaria fitoplanctónica y respiración en el complejo Pajarales, 1989 a 2005
[Effects of the Magdalena river recommunication with its former delta: changes in the phytoplanktonic primary production and respiration in the Pajarales Complex, 1989 to 2005] 119

A. Polanco F., J. A. Quintero-Gil, F. Cortés y G. Duque Contribución al conocimiento de la fauna íctica en dos isóbatas (10 y 50 m) de la región de la Guajira, Caribe colombiano [Contribution to the knowledge of the fish fauna in two isobaths (10 and 50 m) of the Guajira region, Colombian Caribbean]	145
L. Villamil Díaz y M. A. Martínez-Silva Probióticos como herramienta biotecnológica en el cultivo de camarón: reseña [Probiotics as a biotechnological tool in shrimp culture: A review]	165
D. L. Gil-Agudelo, R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G. W. Smith Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos [Coral diseases and their research in Colombian reefs].	189

NOTAS - NOTES

J. Rodríguez, L. Ortiz, S. Prieto, L. Álvarez, C. Correa y J. Reynolds Análisis de la dinámica cardíaca de la ballena jorobada (<i>Megaptera novaengliae</i>) con la teoría de la probabilidad [Humpback whale (<i>Megaptera novaengliae</i>) cardiac dynamic analysis using probability theory]	225
J. I. Osuna-López, M. G. Frías-Espericueta, G. López-López, H. M. Zazueta-Padilla, G. Izaguirre-Fierro, F. Páez-Osuna, A. C. Ruiz-Fernández and D. Voltolina Cd, Pb and organochlorine pesticides of <i>Rytella strigata</i> (Pelecypoda: Mytilidae) of six coastal lagoons of NW Mexico [Contenido de Cd, Pb y pesticidas organoclorados de <i>Mytella strigata</i> (Pelecypoda: Mytilidae) de seis lagunas costeras del noroeste de México]	233
E. Farfán López, A. Acero P. y M. Grijalba-Bendeck Presencia de <i>Remorina albescens</i> (Perciformes: Echeneidae) en el Caribe Colombiano, incluyendo una clave de identificación para las especies de la familia en Colombia [Occurrence of <i>Remorina albescens</i> (Perciformes: Echeneidae) in the Colombian Caribbean, including a taxonomic key for species of the family in Colombia]	241

EQUINODERMOS ASOCIADOS A FORMACIONES ARRECIFALES EN ZIHUATANEJO Y ACAPULCO, GUERRERO, MÉXICO

Pablo Zamorano¹ y Gerardo E. Leyte-Morales²

1 Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, México, D. F., 04530. México. pazaha@ola.icmyl.unam.mx

2 Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902. México. vicadem@angel.umar.mx

RESUMEN

El conocimiento de los equinodermos de la región de Zihuatanejo y Acapulco, Guerrero, es escaso, y el existente refiere principalmente a listados taxonómicos. Con esos antecedentes, en este trabajo, se describió y caracterizó la comunidad de equinodermos asociada a arrecifes coralinos a partir de transectos de banda de 50 m de largo por 1 m de ancho. Durante 2004 se realizaron dos muestreos prospectivos (uno en época de lluvias y otro en época de secas). En total se registraron diez especies, tres asteroideos, seis equinoideos y un holoturoideo. La diversidad promedio obtenida en los 13 sitios estudiados ($1.036 \text{ bits ind}^{-1}$) se considera baja al compararla con la diversidad máxima posible ($3.322 \text{ bits ind}^{-1}$) debido a la dominancia del erizo negro *Diadema mexicanum* y la estrella de mar *Phataria unifascialis*, con densidades promedio de $1.45 \pm 0.60 \text{ ind m}^{-2}$ y $0.12 \pm 0.02 \text{ ind m}^{-2}$, respectivamente. Durante la época de estiaje se presentó la mayor diversidad, misma que se mantiene sin diferencias entre localidades. El arreglo espacial de la composición de especies de equinodermos obtenido por el análisis de escalamiento multidimensional denota la formación de cinco conglomerados de localidades, donde posiblemente el tipo de fondo y la cobertura arrecifal son las variables determinantes. Cuatro son las especies predominantes y frecuentes (*D. mexicanum*, *P. unifascialis*, *Toxopneustes roseus* y *Hesperocidaris asteriscus*) cuyas densidades se compararon con las obtenidas en otros sitios del Pacífico Tropical Oriental, presentaron en general valores inferiores para equinoideos y valores intermedios para el asteroideo analizado. Para el caso específico de *D. mexicanum*, se observaron diferencias en su densidad entre localidades, profundidades y épocas del año y aunque su densidad promedio ($1.45 \pm 0.60 \text{ ind m}^{-2}$) resultó inferior a lo registrado en otras zonas, se observó que en algunas localidades tales como Playa Coral, Caleta de Chon, Punta del Cerro Colorado y Zacatoso, la densidad del erizo se incrementa considerablemente durante la época de lluvias, debido a los cambios significativos que suceden en las variables ambientales consideradas, pero estas altas densidades sostienen una correlación positiva con la cobertura coralina, lo que habla de un ecosistema en equilibrio. También se detectó que en las localidades donde la actividad turística es mayor, como lo son Isla Roqueta, Ensenada de Llantos y Pichilingue, todas en Acapulco, la diversidad de equinodermos es baja, con valores inferiores a $0.6 \text{ bits ind}^{-2}$ y altas abundancias de *D. mexicanum*. Estos resultados y la experiencia que se tiene del caso de la bahía de Acapulco, sugieren que es momento de tomar medidas de política ambiental pertinentes para evitar que suceda lo mismo con los arrecifes de Ixtapa-Zihuatanejo, considerados a la fecha como los de mejor desarrollo en el Pacífico tropical mexicano.

PALABRAS CLAVE: Echinodermata, Arrecifes coralinos, Diversidad, *Diadema mexicanum*, Costa de Guerrero.



ABSTRACT

Echinoderms associated with reef formations in Zihuatanejo and Acapulco, Guerrero, Mexico. Knowledge of echinoderms from Zihuatanejo and Acapulco, Guerrero is currently limited to taxonomic listings. This work attempts to characterize better the community of these organisms associated to coral reefs in this region using band transects of 50 m length by 1 m width. Two samplings were carried out in 2004, one in the rainy season and other in the dry season. Ten species, three Asteroidea, six Echinoidea and one Holothuroidea, were found. The mean values obtained for diversity in the 13 study sites ($1.036 \text{ bits ind}^{-1}$) are considered low when compared with the maximum possible diversity ($3.322 \text{ bits ind}^{-1}$), and this is likely due to the dominance of the black sea urchin *Diadema mexicanum* and the starfish *Phataria unifascialis*, with densities reported of $1.45 \pm 0.60 \text{ ind m}^{-2}$ and $0.12 \pm 0.02 \text{ ind m}^{-2}$, respectively. The highest diversity was associated with low tide, which is not different between localities. The spatial arrangement of the echinoderm species composition obtained by the multidimensional scaling analysis denotes the formation of five conglomerates according to similarity, where the substratum and reef cover are the possible determinant variables. The four predominant species (*D. mexicanum*, *P. unifascialis*, *Toxopneustes roseus* and *Hesperocidaris asteriscus*), whose densities were compared with those of other sites of the Oriental Tropical Pacific, show, in general, inferior values for Echinoidea and intermediate values for the Asteroidea. For the specific case of *D. mexicanum*, there are differences in the densities between localities, depths, and time of year, and the mean value obtained of $1.45 \pm 0.60 \text{ ind m}^{-2}$ was low compared to densities recorded in other zones. Also, it was observed that in some localities, such as Playa Coral, Caleta de Chon, Punta del Cerro Colorado, and Zacatoso, the sea urchin densities increased considerably during the rainy season, and these high densities maintain a positive correlation with coral cover, which is indicative of a balanced ecosystem. It was also detected that in localities close to Acapulco, which undergo more tourist activity, such as Isla Roqueta, Ensenada de Llantos, and Pichilingue, the diversity of echinoderms is lower ($0.6 \text{ bits ind}^{-2}$) and the abundance of *D. mexicanum* is higher. These results, plus those of other studies at Acapulco Bay, suggest that pertinent actions should be taken to avoid similar phase shifts on reefs of Ixtapa-Zihuatanejo, which are currently considered to be the best developed in the Mexican Tropical Pacific.

KEY WORDS: Echinodermata, Coral reef, Diversity, *Diadema mexicanum*, Guerrero Coast.

INTRODUCCIÓN

La costa de Guerrero, en especial Acapulco, tradicionalmente se ha caracterizado por ser el centro turístico más importante del Pacífico mexicano, por lo que el crecimiento desmedido de la infraestructura turística ha causado impactos en el medio ambiente. Posteriormente se fomentó la creación de un nuevo destino recreativo al que se le conoce como Ixtapa-Zihuatanejo, este último, a diferencia de Acapulco, ha venido desarrollándose de forma más ordenada y con una previa planeación, lo que mantiene la calidad del paisaje, aunque en playas de fácil acceso como Las Gatas el impacto negativo es notorio.

A finales del siglo XX sólo se contaba con registros aislados de presencia de corales y fauna asociada (Salcedo-Martínez *et al.*, 1988; Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998). Ya en el siglo XXI, dada la presión ecológica a la que está sometida la costa de Guerrero y la escasa información que existe en relación a los recursos

naturales marinos y su manejo, se desarrolló un proyecto enfocado al estudio de los arrecifes coralinos en el Pacífico Tropical mexicano, entre éstos, la costa de Guerrero. Así se pudo determinar que debido al tamaño y a su elevada cobertura coralina, los arrecifes de Ixtapa-Zihuatanejo se pueden considerar entre los mejor preservados del Pacífico mexicano (Leyte-Morales *et al.*, 2006a), no así en Acapulco, donde no se encontraron formaciones arrecifales vivas y sí una dominancia de especies masivas invasoras sobre especies ramificadas (Leyte-Morales *et al.*, 2006b). Existen otros trabajos relacionados en la zona, por ejemplo Oseguera-Cruz (2004) describió la estructura comunitaria de corales hermatípicos en Caleta de Chon; Victoria-Salazar (2007) caracterizó los corales escleractíneos de la playa las Gatas; Hernández-Ramírez (2006) caracterizó morfológica y batimétricamente los arrecifes de Ixtapa-Zihuatanejo, resultando arrecifes jóvenes del tipo bordeante de hasta 40 ha de extensión, posicionándolos entre los de mayor tamaño del Pacífico mexicano; García-Ocampo (2005) estudió la dinámica y estructura de tallas de reclutas y con base en sus resultados determinó una distribución mayoritariamente aleatoria de las colonias, dominando las de talla pequeña, proponiendo baja sobrevivencia de colonias grandes, mortalidad o reclutamiento diferencial.

Otra parte importante del estudio de arrecifes coralinos es la fauna asociada, llámese bentónica, batipelágica, pelágica o críptica, en este punto, se conoce únicamente un estudio de la comunidad íctica de ocho localidades arrecifales en Zihuatanejo (López-Ortiz, 2007) y uno de la estructura comunitaria de gasterópodos en dos localidades de Zihuatanejo (Urbano-Alonso y Fragoso, 2004). Con respecto a los equinodermos asociados a arrecifes coralinos en Guerrero, tema en el que se centra el presente trabajo, los antecedentes aún son escasos y los que existen son producto de inventarios faunísticos (Salcedo-Martínez *et al.*, 1988) en los que se señala la presencia de 32 especies o bien contribuciones taxonómicas y descripción de nuevas especies (Caso, 1957, 1963, 1964, 1965). Los equinodermos son de suma importancia en los arrecifes coralinos, ya que principalmente erizos y estrellas de mar están muy ligados a los procesos de bioerosión, reclutamiento coralino y transferencia de energía en el ecosistema (Glynn *et al.*, 1978; Carreiro-Silva y McClanahan, 2001).

A pesar que algunos de estos antecedentes están en tesis y memorias de congreso, sirven como complemento del presente estudio y establecen las bases para el desarrollo de futuras investigaciones que permitan incrementar el conocimiento acerca de los ecosistemas de arrecife de coral de la costa de Guerrero. En esta contribución se describe y compara la diversidad de equinodermos asociados a arrecifes coralinos en la costa de Guerrero, una de las áreas menos estudiadas en la región del Pacífico mexicano; se establecen semejanzas y diferencias entre

las distintas localidades muestreadas ubicadas entre Acapulco y Zihuatanejo; y se compara la densidad poblacional de las especies más representativas de equinodermos entre profundidades, épocas del año y localidades.

ÁREA DE ESTUDIO

La costa de Guerrero, con una longitud de 470 km (Carranza-Edwards *et al.*, 1975) se ubica en el sureste de México y forma parte del Pacífico tropical mexicano (Fig. 1). El litoral es mayoritariamente rocoso con presencia de acantilados, playas arenosas pequeñas y numerosos morros aislados (Gracia y Lozano, 1980), se caracteriza por la presencia de una plataforma continental angosta con una fuerte pendiente (Weinborn, 1977). Está clasificada como costa de colisión continental con predominio de costas formadas por movimientos diastróficos (Carranza-Edwards *et al.*, 1975). La amplitud de la marea es de 51 a 60 cm (Pérez, 1967) y en conjunto con el levantamiento de las placas tectónicas (Carranza-Edwards *et al.*, 1975) han causado que masas de arrecife queden expuestas, ocasionado así su muerte. Se identifican una época de lluvias de junio a noviembre y una de secas de diciembre a mayo (Santamaría-Miranda *et al.*, 2003), la precipitación es de 800 mm.

Las localidades estudiadas, de norte a sur, fueron:

1. Punta del Cerro Colorado (17° 49' 49.8'' N y 101° 39' 30.8'' W).

Ubicada en la parte norte de la isla Ixtapa. Es una comunidad arrecifal paralela a la costa donde los corales se encuentran creciendo sobre rocas rodeados de arena. Es una comunidad más larga que ancha, ya que el crecimiento coralino termina donde la arena cubre las piedras, a poca distancia de la costa.

2. Playa Coral (17° 40' 31.5'' N y 101° 39' 19.9'' W). Ubicada sobre la costa sureste de la isla Ixtapa frente a la playa del mismo nombre. El fondo es rocoso y sirve como basamento para el crecimiento de corales, mismo que termina en una plataforma de arena. La agregación de colonias de arrecifes se da en parches y su grosor llega a alcanzar 1 m sobre el sustrato. En la orilla se encontró durante las visitas una franja de coral totalmente emergida y expuesta al aire.

3. Zacatoso (17° 39' 14.5'' N y 101° 37' 18.7'' W). Se encuentra ubicada en la costa oeste de un islote del mismo nombre. Es una de las localidades que presentó mayor cobertura coralina, aunque se encuentra sobre fondo rocoso; su crecimiento vertical ha sido suficiente como para cubrirlo completamente y comenzar a formar estructuras tridimensionales distintas al contorno del fondo tales como macizos y canales. El arrecife termina en una plataforma arenosa donde se encuentran colonias aisladas de coral, mientras que en la orilla el arrecife termina donde toca la pared de piedra del islote.

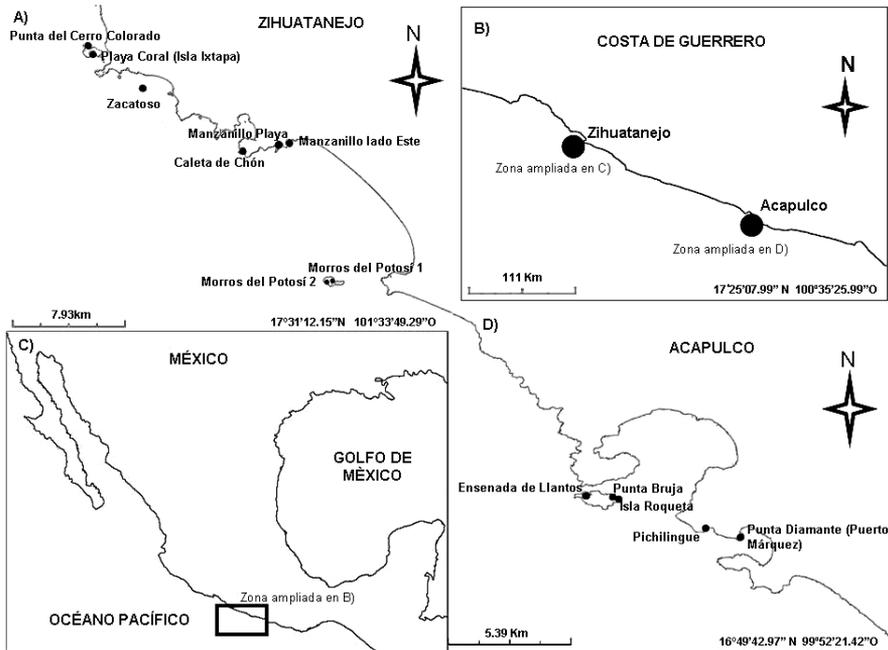


Figura 1. Ubicación geográfica de las trece localidades de muestreo en la costa de Guerrero. A) Zihuatanejo; B) Costa de Guerrero; C) México; D) Acapulco. Modificado de Google Earth, 2008.

4. Manzanillo Este ($17^{\circ} 37' 14.5''$ N y $101^{\circ} 31' 26.4''$ W). Se ubica al este de la bahía de Zihuatanejo frente a la playa del mismo nombre. Es uno de los arrecifes coralinos más grandes de la zona ya que cubre más de cinco hectáreas con alrededor de 100 m de ancho. Se ubica sobre una plataforma de pendiente moderada. El fondo está compuesto de rocas sobre las cuales crece el coral y el arrecife termina en una plataforma de arena.

5. Manzanillo playa ($17^{\circ} 37' 12''$ N y $101^{\circ} 31' 26.4''$ W). Ubicada en la parte oeste de la playa Manzanillo. Se puede considerar como una extensión del arrecife de Manzanillo lado este, sin embargo el ancho de la superficie cubierta es menor ya que no pasa de 50 m y su profundidad es superior.

6. Caleta de Chon ($17^{\circ} 36' 54.4''$ N y $101^{\circ} 33' 17.7''$ W). Ubicada al este de la bahía de Zihutanejo en la localidad del mismo nombre. Existen colonias de coral en ambos márgenes de la caleta, con mejor desarrollo en el lado este. Presenta crecimiento coralino importante en cuanto a su extensión horizontal ya que cubre desde la orilla hasta los 6 m de profundidad, empero su crecimiento vertical es reducido y no pasa de 0.5 m de espesor. En ciertas partes se observa la matriz rocosa sobre las cuales se establecieron las colonias de coral. El fondo es una plataforma inclinada sin cambios abruptos que destacar y el arrecife termina en campo arenoso.

7. Morros de Potosí 1 ($17^{\circ} 32' 00.7''$ N y $101^{\circ} 29' 43.7''$ W). De las localidades consideradas en este estudio es la que más alejada se encuentra de la costa y es intermedia entre los arrecifes de Zihuatanejo y los de Acapulco. Su posición marca el inicio de una pendiente abrupta y el fondo está constituido por rocas y guijarros (Salcedo-Martínez *et al.*, 1988).

8. Morros de Potosí 2 ($17^{\circ} 32' 00.6''$ N y $101^{\circ} 29' 52.8''$ W). Un segundo morro ubicado al sur de Morros de Potosí 1 que comparte características con el anteriormente descrito.

9. Ensenada de Llantos ($16^{\circ} 49' 24.4''$ N y $99^{\circ} 54' 49.7''$ W). Ubicada a dos kilómetros del centro del puerto de Acapulco y comparte características con la localidad de Isla Roqueta.

10. Punta Bruja ($16^{\circ} 49' 21.2''$ N y $99^{\circ} 54' 12.6''$ W). Con características similares a Isla Roqueta.

11. Isla Roqueta ($16^{\circ} 49' 19.9''$ N y $99^{\circ} 54' 03.1''$ W). Ubicada frente a la bahía de Santa Lucía muy cerca de las playas de Caleta y Caletilla de Acapulco, tiene una superficie aproximada de 8 km², constituida por un macizo rocoso fijo, con textura áspera y una pendiente promedio de 35.18° (García-Ibáñez *et al.*, 2007).

12. Pichilingue ($16^{\circ} 48' 36.5''$ N y $99^{\circ} 51' 53''$ W). Se ubica al noreste de la bahía de Puerto Marqués. Tiene una extensión de 366 m de largo, es una playa protegida por la bocana de la bahía.

13. Punta Diamante ($16^{\circ} 48' 22.4''$ N y $99^{\circ} 51' 00.4''$ W). También conocida como Puerto Marqués, se localiza al sureste del puerto de Acapulco y forma parte de un sistema hidrológico constituido por tres cuerpos de agua interiores que desembocan cerca de la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos muestreos, uno en secas (febrero 2004) y uno en lluvias (agosto de 2004) en 13 localidades ubicadas entre Acapulco y Zihuatanejo. En cada localidad se censó a dos profundidades (somero: < 6 m; profundo: ≥ 6 m) y se registró la presencia y abundancia de las especies de equinodermos observadas a lo largo de un transecto de 50 m de largo por 1 m de ancho. Los transectos se ubicaron de forma paralela a la costa para mantener la misma profundidad. El muestreo fue sistemático y el punto de inicio se seleccionó al azar. La cantidad de transectos en cada localidad dependió de las condiciones climáticas y la profundidad del sustrato arrecifal. En el mes de febrero en Isla Roqueta sólo se realizó un transecto; en Manzanillo Este, Punta del Cerro Colorado y Morros de Potosí 1 fueron dos transectos; en Caleta de Chon y Zacatoso tres transectos; y en Manzanillo Playa y Playa Coral un total de cuatro transectos. Para el mes de agosto: en Pichilingue, Punta Diamante, Ensenada

de Llantos y Punta Bruja, donde la presencia de arrecifes no sobrepasó los 6 m de profundidad, sólo se realizó un transecto; en Morros de Potosí 1 y 2, Zacatoso, Playa Coral y Punta del Cerro Colorado fueron dos transectos (somero y profundo) y en Caleta de Chon, donde el arrecife alcanzó mayor profundidad, se realizaron tres transectos.

Efectuados los censos, se procedió a calcular parámetros comunitarios como el número de especies, densidad (ind m^{-2}), riqueza de especies de Margalef, equitatividad de Pielou, diversidad de Shannon por localidad y temporada de muestreo. Además, se calculó la diversidad máxima (H'_{max}) a partir del \log_2 del número de especies (Buzas y Hayek, 1996).

No fue posible muestrear todas las localidades en ambas temporadas, por lo que para el análisis comparativo sólo se tomaron en cuenta aquellas cinco localidades donde sí se logró, estas son: Morros de Potosí 1, Playa Coral, Zacatoso, Caleta de Chon y Punta del Cerro Colorado. Con estos cinco sitios y tomando en cuenta la diversidad de Shannon calculada, se realizó un análisis de varianza de dos vías ($\alpha = 0.05$) donde los factores fueron temporada y localidad. Posteriormente, con datos de presencia-ausencia de las especies en todas las localidades, independientemente de la estación de muestreo, se procedió a detectar similitudes por la técnica de escalamiento multidimensional (MDS) desarrollada a partir de una matriz de similitud de distancias de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) y se realizó un análisis de clasificación como complemento del MDS.

En estudios donde se ha comparado el MDS con otras técnicas de ordenamiento como el Análisis de Componentes Principales (PCA) y el análisis de Promedios Recíprocos (RA) se ha deducido que es el método que mejores resultados ha ofrecido (Gaugh y Whittaker, 1972; Fasham, 1977). La confiabilidad de la configuración 2D obtenida para describir las similitudes entre localidades a partir del MDS, se evaluó con la interpretación del valor de estrés (Kruskal, 1964).

Ya establecidas las relaciones entre localidades, con un ANDEVA factorial de tres vías, se evaluó la acción de la localidad, la profundidad y la época del año sobre la densidad de las especies identificadas como dominantes (D_m) (Picard, 1965) y frecuentes (F) (Glémarec, 1964). Los análisis estadísticos se realizaron con los paquetes computacionales STATISTICA 5.1 (Hill y Lewicki, 2005) y PRIMER 5 (Clarke y Warwick, 1994).

RESULTADOS

Durante los muestreos prospectivos en los arrecifes de Guerrero se logró identificar un total de diez especies de equinodermos (tres asteroideos, seis equinoideos y un holoturoideo) (Tabla 1). Las especies más abundantes fueron *Diadema*

mexicanum y *Phataria unifascialis* con 2589 y 202 organismos respectivamente, constituyendo el 94 % de los individuos muestreados. En ninguna localidad se identificaron las diez especies registradas. El máximo número de especies fue de siete y se presentó en Zacatoso y Manzanillo playa en época de estiaje, mientras que el mínimo número de especies se observó en Isla Roqueta en época seca, con tan sólo dos especies (*Hesperocidaris asteriscus* y *Diadema mexicanum*). La diversidad más alta se encontró en Zihuatanejo en la playa de Manzanillo durante la época de estiaje, con un valor de H' de 1.881 bits ind⁻¹, valor inferior a la máxima diversidad posible, de $H'_{max} = 3.322$ bits ind⁻¹. Lo anterior indica que la diversidad de equinodermos obtenida a partir de los transectos sobre los arrecifes de Guerrero es baja. La diversidad promedio fue de 1.036 bits ind⁻¹ siendo mínima (0.037) en Isla Roqueta en secas. Por otro lado, la máxima equitatividad se registró en Punta del Cerro Colorado en el muestreo de febrero (0.870) que no coincidió con la localidad con mayor diversidad como se señaló anteriormente. Se observó que durante la época de estiaje, la diversidad presentó una tendencia a decrecer conforme la latitud disminuye, mientras que durante lluvias, no se evidenció un patrón definido (Tabla 2). Se observaron diferencias significativas en la diversidad en las cinco estaciones muestreadas en ambas temporadas ($F_{1,8} = 9.258$, $p = 0.016$), siendo la diversidad promedio mayor durante febrero (1.598). Sin embargo no se detectaron diferencias entre localidades ($F_{4,5} = 0.315$, $p > 0.05$).

A partir del análisis de escalamiento multidimensional y contemplando únicamente la presencia o ausencia de las especies de equinodermos en las 13 localidades, independientemente de la temporada de muestreo, se pudo deducir que existen cinco conglomerados referentes a su similitud de especies de equinodermos (Figura 2). El primer grupo está conformado únicamente por Isla Roqueta (IR); el segundo por Punta Diamante (PD) y Morros de Potosí 2 (MP2); el tercero por Ensenada de Llantos (ELL) y Punta Bruja (PB); el cuarto conformado por cinco localidades [Manzanillo Playa (MAP), Punta del Cerro Colorado (PCC), Pichilingue (PI), Morros de Potosí 1 (MP1) y Playa Coral (PC)] y el último por Zacatoso (Z), Manzanillo este (MAE) y Caleta de Chon (CC). El valor de estrés resultante (0.08) sugiere un modelo de interpretación de datos “bueno” según el ámbito considerado por Kruskal (1964), siendo el modelo de configuración bidimensional adecuado para describir las similitudes entre las localidades. Este hecho se comprueba con la similitud de conformación de grupos en la clasificación, donde con al menos 70 % de similitud se obtienen los mismos cinco conglomerados (Figura 3).

Tabla 1. Abundancia total por especie de equinodermos en 13 localidades de la costa de Guerrero durante la temporada de secas (febrero de 2004) y lluvias (agosto de 2004). Donde: IR = Isla Roqueta; MAE = Manzanillo lado Este; MPI = Morros de Potosí 1; MAP = Morros de Potosí 2; MPII = Manzanillo Playa; PC = Playa Coral; Z = Zacatoso; CC = Caleta de Chón; PCC = Punta de Cerro Colorado; PB = Punta Bruja; ELL = Enseñada de Liantos; PD = Punta Diamante; PI = Pichilingue; MPII = Morros de Potosí 2.

Localidad	Especies	Temporada de secas											Temporada de lluvias										
		IR	MAE	MPI	MAP	PC	Z	CC	PCC	PB	ELL	PD	PI	PCC	PC	CC	Z	MPII	MPI				
	<i>Pentacaster cumingi</i>	0	1	0	2	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Pharia pyramidata</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Phataria unifascialis</i>	0	8	32	10	15	5	14	8	13	3	4	4	17	3	0	12	26	28				
	<i>Hesperocidaris asteriscus</i>	1	8	8	6	9	2	15	0	0	0	2	2	3	1	2	1	14	0				
	<i>Centrostephanus coronatus</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0				
	<i>Diadema mexicanum</i>	252	25	76	49	38	57	89	2	15	142	62	274	51	115	113	1100	97	32				
	<i>Toxopneustes roseus</i>	0	1	8	10	4	5	4	4	0	2	4	2	3	2	1	0	2	14				
	<i>Echinometra vanbrunti</i>	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Echinometra oblonga</i>	0	0	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Isostichopus fuscus</i>	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

Tabla 2. Valores obtenidos en 13 localidades de la costa de Guerrero durante la temporada de secas (febrero de 2004) y la temporada de lluvias (agosto de 2004). Donde: S = número de especies; N = número de organismos; riqueza de especies de Margalef; J' = equitatividad de Pielou; H'(log₂) = diversidad de Shannon en bits por individuos; H' max = diversidad máxima; PCC = Punta de Cerro Colorado; PC = Playa Coral; Z = Zacatoso; MAE = Manzanillo Este; MAP = Manzanillo Playa; CC = Caleta de Chon; MP1 = Morros de Potosí 1; MP2 = Morros de Potosí 2; ELL = Ensenada de Llantos; PB = Punta Bruja; IR = Isla Roqueta; PI = Pinchilingue; PD = Punta Diamante; ^f = temporada de secas; ^a = temporada de lluvias.

Localidad	S	N	Riqueza de especies	J'	H'(log ₂)	H' max
PCC ^f	3	14	0.758	0.870	1.379	1.585
PCC ^a	4	74	0.697	0.616	1.233	2.000
PC ^f	6	70	1.177	0.717	1.853	2.585
PC ^a	4	121	0.626	0.178	0.357	2.000
Z ^f	7	86	1.347	0.601	1.688	2.807
Z ^a	3	1113	0.285	0.061	0.096	1.585
MAE ^f	5	43	1.063	0.693	1.610	2.322
MAP ^f	7	82	1.362	0.670	1.881	2.807
CC ^f	6	126	1.034	0.547	1.414	2.585
CC ^a	3	116	0.421	0.124	0.197	1.585
MP1 ^f	6	129	1.029	0.641	1.656	2.585
MP1 ^a	3	74	0.465	0.951	1.508	1.585
MP1I ^f	5	140	0.809	0.555	1.289	2.322
ELL ^a	3	147	0.401	0.156	0.247	1.585
PB ^a	3	29	0.594	0.743	1.178	1.585
IR ^f	2	253	0.181	0.037	0.037	1.000
PI ^a	4	282	0.532	0.114	0.229	2.000
PD ^a	4	72	0.701	0.396	0.793	2.000

Se observó que en los arrecifes de Guerrero cuatro especies son las predominantes: *Diadema mexicanum*, *Phataria unifascialis*, *Toxopneustes roseus* y *Hesperocidaris asteriscus* (Tabla 3); *D. mexicanum* presentó diferencias en su densidad entre localidades ($F_{4,3} = 265.17$, $p = 0.0004$), profundidad ($F_{1,3} = 362.65$, $p = 0.0003$) y época del año ($F_{1,3} = 343.36$, $p = 0.0003$), presentándose la mayor densidad en Zacatoso (21.3 ind m⁻²) en la parte profunda, durante la época de lluvias. Por su parte *P. unifascialis* presentó diferencias significativas únicamente por profundidad ($F_{1,10} = 12.77$, $p < 0.005$) siendo mayor a profundidades iguales o superiores a 6 m. *T. roseus* y *H. asteriscus* no presentaron ninguna diferencia entre las variables analizadas.

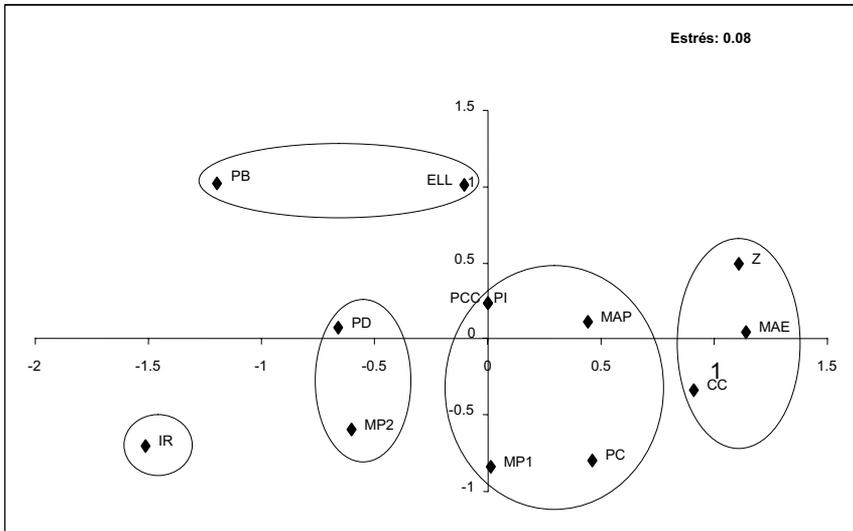


Figura 2. Modelo en dos dimensiones del Análisis de Escalamiento Multidimensional (MDS) obtenido a partir de la composición de especies de equinodermos asociados a arrecifes coralinos en 13 localidades de la costa de Guerrero durante el 2004. Donde: PCC = Punta de Cerro Colorado; PC = Playa Coral; Z = Zacatoso; MAE = Manzanillo Este; MAP = Manzanillo Playa; CC = Caleta de Chon; MP1 = Morros de Potosí 1; MP2 = Morros de Potosí 2; ELL = Ensenada de Llantos; PB = Punta Bruja; IR = Isla Roqueta; PI = Pinchilingue; PD = Punta Diamante.

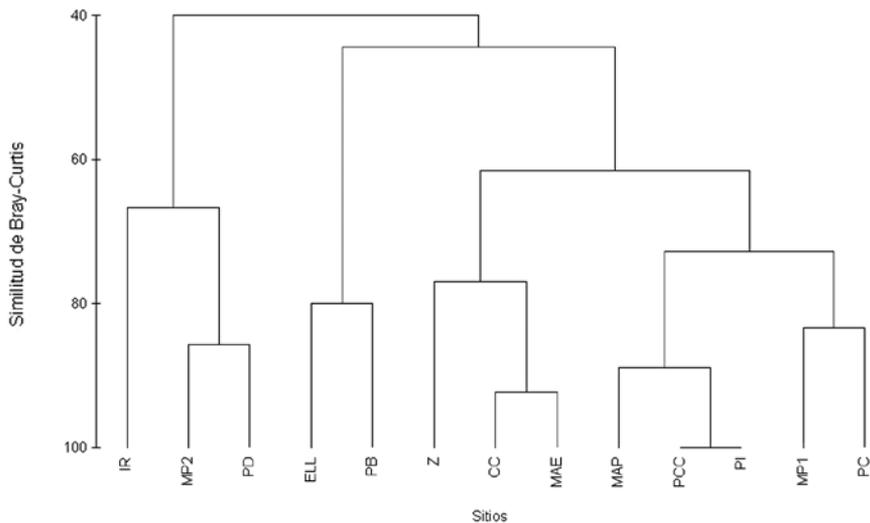


Figura 3. Análisis de clasificación obtenido a partir de la composición de especies de equinodermos asociados a arrecifes coralinos en 13 localidades de la costa de Guerrero durante el 2004. Donde: PCC = Punta de Cerro Colorado; PC = Playa Coral; Z = Zacatoso; MAE = Manzanillo Este; MAP = Manzanillo Playa; CC = Caleta de Chon; MP1 = Morros de Potosí 1; MP2 = Morros de Potosí 2; ELL = Ensenada de Llantos; PB = Punta Bruja; IR = Isla Roqueta; PI = Pinchilingue; PD = Punta Diamante.

Tabla 3. Valores de dominancia (Dm) y frecuencia (F) para las especies de equinodermos de acuerdo con Picard (1965) y Glémarec (1964), respectivamente. *Especies que cumplieron con los supuestos de dominantes (Dm>1) y frecuentes (F>10).

Especie	Dominantes (Dm)	Frecuentes (F)
<i>Pentacaster cumingi</i>	0.27	22.22
<i>Pharia pyramidata</i>	0.17	11.11
<i>Phataria unifascialis</i> *	6.80	88.89
<i>Hesperocidaris asteriscos</i> *	2.49	77.78
<i>Centrostephanus coronatus</i>	0.10	16.67
<i>Diadema mexicanum</i> *	87.14	100.00
<i>Toxopneustes roseus</i> *	2.22	83.33
<i>Echinometra vanbrunti</i>	0.40	5.56
<i>Echinometra oblonga</i>	0.24	11.11
<i>Isostichopus fuscus</i>	0.17	16.67

DISCUSIÓN

Seis de las 32 especies de equinodermos registradas en fondos rocosos de Zihuatanejo por Salcedo-Martínez *et al.* (1988), se observaron en este estudio (*Diadema mexicanum*, *Hesperocidaris asteriscus*, *Phataria unifascialis*, *Toxopneustes roseus*, *Echinometra vanbrunti* e *Isostichopus fuscus*). La diferencia se debe a que en la actual contribución sólo se trabajó con especies pertenecientes a la epifauna, donde es difícil encontrar ofiuros o pequeños holoturios que viven entre y por debajo de colonias de corales (Zamorano y Leyte-Morales, 2005a). La diversidad promedio de equinodermos en arrecifes de Guerrero es significativamente más alta durante la época de estiaje debido a que en cuatro de las cinco localidades que se muestrearon durante ambas épocas del año (con excepción de Morros de Potosí 1), la abundancia de *D. mexicanum* se incrementó, por ejemplo, en Playa Coral pasó de 38 organismos a 115, en Caleta de Chon de 89 a 113, en Punta del Cerro Colorado de 2 a 51 organismos y el incremento más drástico sucedió en Zacatoso donde aumentó en casi 2000 %, pasando de 57 en secas a 1100 erizos en lluvias, estas diferencias, vistas en términos de densidad, son significativas ($F_{1,3} = 343.36$, $p = 0.0003$). Lo anterior causa que la dominancia de cierta especie sea mayor y por consiguiente la equitatividad y la diversidad se reduzcan, pero ¿a qué se debe este incremento significativo de la densidad de *D. mexicanum* en los arrecifes de Guerrero?, en siguientes párrafos se tratará esta pregunta.

En un estudio sobre moluscos presentes en el mesolitoral rocoso de la playa Troncones en el Estado de Guerrero (Flores-Rodríguez *et al.*, 2007), se documentó un comportamiento inverso al observado para equinodermos en este estudio, los autores en comentario concluyen que al aumentar la precipitación la densidad promedio

de un bivalvo en especial tiende a disminuir al mismo tiempo que se incrementa la diversidad biológica, empero para un gasterópodo carnívoro, como el caracol púrpura, su densidad aumenta. Los autores plantean que al aumentar la precipitación, la competencia por el sustrato también y con esto la diversidad, sin embargo se puede interpretar que al aumentar la precipitación y disminuir la densidad deberá haber mayor espacio y menor competencia, por lo que otra causa puede ser estrés por la disminución de la salinidad junto con los períodos de desecación y mayor temperatura durante el verano. Estos resultados no aplican para nuestro estudio, ya que se observó que la especie herbívora, *D. mexicanum*, fue la que aumentó su densidad. La competencia con alguna otra especie de equinodermos tampoco aplica porque los resultados obtenidos sugieren que ni para el erizo rosa *T. roseus*, ni el erizo mina *H. asteriscus*, ni la estrella de mar *P. unifascialis*, todos considerados como predominantes y frecuentes en los arrecifes de Guerrero, se registraron diferencias significativas entre épocas del año. Con relación a las variables ambientales, donde los análisis comparativos entre secas y lluvias resultaron con diferencias estadísticamente significativas con un incremento en la temperatura durante lluvias ($F_{1,12} = 569.79$, $p < 0.05$) y un decremento tanto de la salinidad ($F_{1,12} = 33.33$, $p < 0.05$), como del contenido de oxígeno en el agua ($F_{1,12} = 7.41$, $p < 0.05$) y de la transparencia ($F_{1,9} = 9.24$, $p < 0.05$) durante la misma época (Leyte-Morales *et al.*, 2006a), parecen ser la causa principal de este incremento de la densidad poblacional de *D. mexicanum*, debido al estrés que experimentan al someterse a cambios drásticos de parámetros ambientales.

La densidad promedio del erizo *D. mexicanum* guarda una correlación positiva con la cobertura coralina encontrada por Leyte-Morales *et al.* (2006a) ($R^2 = 0.682$, $F_{1,6} = 10.73$, $p = 0.022$); así en Zacatoso, localidad que presentó la mayor cobertura coralina (89.6 %), también se registró la mayor densidad promedio de *D. mexicanum* (6.03 ind m⁻²). Lo anterior es contrario a lo documentado en otros trabajos donde el repentino incremento de la densidad de *D. mexicanum* responde a mortalidades coralinas ocasionadas, por ejemplo, por la presencia de eventos de El Niño (Glynn, 1988; Guzmán y Cortés, 1992; Reyes-Bonilla *et al.*, 2002), por las actividades humanas, la contaminación que generan los centros urbanos y el deterioro de la calidad del agua (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998) o por el crecimiento repentino de algas sobre las colonias de coral, lo que abre una nueva fuente de alimento para los erizos herbívoros que realizan movimientos para hacer uso del nuevo recurso disponible (Zamorano y Leyte-Morales, 2005b). Con estos antecedentes y comparándolas con la dinámica observada en el área de estudio, se puede suponer que a pesar de que las densidades de erizos se incrementen de una época del año a otra, no han llegado a ser determinantes en el desequilibrio de las comunidades arrecifales estudiadas, ya que éstas mantienen valores importantes de cobertura coralina.

Por lo anterior se concluye de manera general que los cambios observados en la temperatura, salinidad, contenido de oxígeno y transparencia del agua, alteran la densidad poblacional del erizo *D. mexicanum* durante las dos épocas del año, pero este incremento no afecta a las formaciones coralinas. Espacialmente hablando, no se encontraron diferencias significativas en la estructura de la comunidad de equinodermos entre los distintos arrecifes; esto indica que son parte de un mismo sistema con origen común y expuesto a condiciones similares, por lo que es posible suponer que en la costa de Guerrero los efectos oceanográficos locales son de mayor influencia que los de origen regional.

Los cinco conglomerados detectados con al menos 70 % de similitud pueden deberse a condiciones locales, como el perfil o la cobertura del arrecife, el grado de estrés antropogénico al que están sometidas las localidades o a la dominancia de cierta especie de equinodermo. Sobre la base de esta información se discutirán los resultados obtenidos.

El primer grupo es unitario y está conformado por Isla Roqueta (IR), dicha localidad mantiene su mayor similitud con Morros de Potosí 2 y Punta Diamante con 65 %, mientras que con las restantes diez localidades, apenas alcanza el 40 %. De acuerdo al MDS se observa que es la localidad con menor riqueza de especies, apenas dos y con una clara dominancia de *D. mexicanum*, lo que la hace la localidad con menores diversidad y equitatividad y mayor dominancia, índices ecológicos que explican la diferencia con las otras localidades. Se sabe por historia que IR, en más de 50 años ininterrumpidos de crecimiento y desarrollo turístico, ha sido la playa que más visitas recibe en la zona por su cercanía a las de Caleta y Caletilla en la bahía de Acapulco y por la presencia de la Virgen de los Mares que también recibe importante cantidad de visitas anuales y por consiguiente bañistas que gustan del buceo autónomo y libre. De acuerdo a comentarios locales, IR ha sido la principal fuente de extracción para comercialización de arrecife lo que ha causado que no existan ya más formaciones coralinas y queden únicamente relictos de las especies que alguna vez constituyeron el arrecife. Además, IR por las mismas condiciones anteriormente descritas, se ha comportado como una localidad donde el alto aporte de materia orgánica, favorece al crecimiento de algas y con esto la colonización de especies de peces e invertebrados herbívoros, que en grandes densidades pueden causar desequilibrio en estos ecosistemas (Zamorano y Leyte-Morales, 2005b) o debilitar la estructura calcárea, haciéndola susceptible a la invasión de organismos horadores que también causan bioerosión interna en las colonias de coral (Reaka-Kudla *et al.*, 1996; Zamorano *et al.*, 2006).

El segundo grupo está constituido por Punta Diamante (PD) y Morros de Potosí 2 (MP2). En PD no se detectaron formaciones arrecifales vivas y se observó una baja cobertura de especies de corales ramificados *Pocillopora* spp. (7.14 %)

en contraste con las especies masivas que cuentan con el 28.8 % de cobertura (Leyte-Morales *et al.*, 2006b); la riqueza de equinodermos es de cuatro especies (*P. unifascialis*, *H. asteriscus*, *T. roseus* y *D. mexicanum*, este último con una abundancia de 62 individuos). Mientras que en MP2 se reconoció una riqueza de cinco especies, cuatro de las cuales también se registraron en PD, siendo la única especie extra en la localidad *Centrostephanus coronatus*. En MP2 la equitabilidad (0.555) habla de una menor dominancia de *D. mexicanum* (69 % de la abundancia relativa).

El tercer grupo lo representan Ensenada de Llantos (ELL) y Punta Bruja (PB), localidades ubicadas en Acapulco que sólo se muestrearon durante época de lluvias. En ambas localidades se registraron tres especies, dos de las cuales se comparten (*D. mexicanum* y *P. unifascialis*), estos sitios se encuentran muy próximos (a menos de 100 m de distancia), de ahí el 80 % de similitud que presentan.

El cuarto grupo identificado está conformado por cinco localidades: tres de Zihuatanejo (Punta del Cerro Colorado, Manzanillo Playa y Playa Coral), una intermedia (Morros de Potosí 1) y una en Acapulco (Pichilingue). Aquí llama la atención que entre Punta del Cerro Colorado y Pichilingue, a pesar de los 115 km que las separan, presentan un 100 % de similitud causado por la presencia de tres especies (*P. unifascialis*, *D. mexicanum* y *T. roseus*), debido posiblemente al fondo rocoso que favorece su alimentación.

El quinto y último grupo está conformado por Zacatoso (Z), Manzanillo Este (MAE) y Caleta de Chon (CC), los tres pueden ser considerados como arrecifes consolidados con pequeñas colonias aisladas, aunque sin una zonación clara (Oseguera-Cruz, 2004; Leyte-Morales *et al.*, 2006a), además que cuenta con la mayor cobertura coralina de la costa de Guerrero. Presentaron una riqueza de equinodermos de entre cinco y siete especies. En las tres localidades, su diversidad durante la época seca fue superior, sin embargo en época de lluvias en Z y CC, la diversidad disminuyó drásticamente (0.096 y 0.197, respectivamente), lo que las coloca como localidades sensibles a cambios climáticos locales. Entre ellas existe una distancia aproximada de 7.5 km y su similitud fue de 73 % compartiendo cinco especies (*P. cumingi*, *P. unifascialis*, *H. asteriscus*, *T. roseus* y *D. mexicanum*). Para *D. mexicanum* la abundancia relativa en estiaje fue semejante (66.3 % para Z y 70.6 % para CC), al igual que en lluvias (97.4 % para Z y 98.8 % para CC).

Las especies de equinodermos mejor representadas en los arrecifes de la costa de Guerrero son tres erizos y una estrella de mar, para cada una de estas especies se establecieron comparaciones con datos registrados en otros arrecifes del Pacífico Oriental Tropical (Tabla 4). Para *Diadema mexicanum*, llama la atención que los valores registrados en la costa de Guerrero son muy inferiores a lo registrado en Isla de Cocos (Guzmán y Cortés, 1992) y en Panamá (Glynn, 1988). En estas referencias, las altas densidades responden al evento de El Niño de 1982-83 que

facilitó un mayor reclutamiento de erizos en las zonas arrecifales, para Guerrero no se cuenta con datos anteriores a eventos de El Niño 1982-83 o 1997-98 que permitan describir el comportamiento y la respuesta que esta población tiene ante dichos fenómenos.

En el caso de *Hesperocidaris asteriscus*, es una especie que ha tenido poco estudio de manera general en el Pacífico Tropical y por ello sus valores se comparan con *Eucidaris thourarii*, miembro de la misma familia y que ocupa nichos muy similares. Destaca en este caso que la densidad registrada en Guerrero resultó inferior a otras zonas del Pacífico mexicano y por mucho a las islas Galápagos donde juega un papel determinante en la bioerosión del arrecife (Reaka-Kudla *et al.*, 1996), las bajas densidades de este echinoideo en general de México y en específico de Guerrero (Tabla 4) es alentador en relación con la bioerosión.

De los escasos datos con los que se cuenta sobre la densidad de *Toxopneustes roseus* en el Pacífico mexicano, se muestran valores inferiores a 0.05 ind m⁻², y aunque es una especie conspicua, comúnmente observada en los arrecifes coralinos, no representa un riesgo o rol importante en estos ecosistemas y sus costumbres están más relacionadas a sustratos arenosos. Las densidades de la estrella de mar (*Phataria unifascialis*) en los arrecifes de Guerrero se puede considerar como intermedia si se compara con otras localidades del Pacífico Oriental Tropical.

En general, se observa que las densidades para *D. mexicanum* y *H. asteriscus* registradas en los arrecifes de Guerrero son inferiores a lo encontrado en otras zonas del Pacífico Oriental Tropical, por lo que a reserva de ser corroborado con estudios propios de bioerosión, salud de ecosistemas y depredación de arrecifes de coral en la zona, se puede argumentar que la densidad de estos erizos no es crítica para el desarrollo de las comunidades arrecifales que guardan valores altos de cobertura coralina, al menos para Ixtapa-Zihuatanejo. Esto habla de un ecosistema fundamentalmente sano y en equilibrio pero con una amenaza tangible causada por el crecimiento de la infraestructura urbano-turístico-recreativa que día a día incrementa el vertimiento de aguas residuales y desechos sólidos en cuerpos de agua adyacentes. En otros ecosistemas, como la laguna costera de Tres Palos cercana a Acapulco, en treinta y dos años ha pasado de ser eutrófica a hipereutrófica (De la Lanza-Espino *et al.*, 2008), y considerando que este tipo de ecosistemas mantiene una comunicación con la zona marina del área de estudio, no extrañaría que en un futuro estos arrecifes se vean afectados, por lo que es necesario tomar las medidas pertinentes e idear instrumentos de política ambiental que permitan la conservación, protección y manejo integral de los ecosistemas que durante años han sido la principal fuente de ingresos económicos del estado de Guerrero.

Tabla 4. Comparación de la densidad de las especies de equinodermos representativas de las costa de Guerrero con datos de otras localidades del Pacífico Oriental Tropical.

Localidad/Especies	Densidad (ind m ⁻²)				Fuente
	<i>Diadema mexicanum</i>	<i>Eucidaris thourasii</i>	<i>Toxopneustes roseus</i>	<i>Phataria unifascialis</i>	
La Entrega, Oax., Méx.	5.96	0.46	0.02		Zamorano y Leyte-Morales (2005b)
La Entrega, Oax., Méx.	6.80				Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2005)
Isla Montosa, Oax. Méx.	3.00				Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2005)
Isla Cacaluita, Oax., Méx.	1.80				Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2005)
San Agustín, Oax., Méx.	1.00				Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2005)
Jicaral-Chichacual, Oax., Méx.	0.90				Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2005)
Costa de Colima, Méx.	1.70				Espino-Barr <i>et al.</i> (1996)
Isla del Caño, Costa Rica	1.15				Guzmán (1988)
Parque Nacional Marino Ballena, Costa Rica	1.03	0.01-0.03		0.01-0.05	Alvarado y Fernández (2005)
Isla Uva, Panamá	1.89				Eakin (1996)
Isla Cocos, Costa Rica	11.40				Guzmán y Cortés (1992)
Isla Uva, Panamá	50.00-156.00	5-30			Glynn (1988)
Colombia	0.01-2.27				Vargas-Ángel, 2003
Cabo Pulmo, B.C.S., Méx.		0.17			Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera (1999)
Espíritu Santo, B. C. S., Méx.			0.036	0.019	González-Medina <i>et al.</i> (2006)
La Entrega, Oax., Méx.				0.005	Zamorano (2004)
La Paz, B. C. S., Méx.				0.30	Herrera-Escalante <i>et al.</i> (2006)
La Paz, B. C. S., Méx.				0.079	Reyes-Bonilla <i>et al.</i> (2005)

Localidad/Especies	Densidad (ind m ⁻²)			Fuente
	<i>Diadema mexicanum</i>	<i>Eucidaris thouarsii</i>	<i>Toxopneustes roseus</i> <i>Phataria unifascialis</i>	
Bahía de los Ángeles, B. C. S., Méx.			0.196	Reyes-Bonilla <i>et al.</i> (2005)
Santa Rosalía, B. C. S., Méx.			0.172	Reyes-Bonilla <i>et al.</i> (2005)
Loreto, B. C. S., Méx.			0.229	Reyes-Bonilla <i>et al.</i> (2005)
Loreto, B. C. S., Méx.	0.02	0.025		Holguín-Quiñones <i>et al.</i> (2000)
Islas Galápagos, Ecuador		35		Reaka-Kudla <i>et al.</i> (1996)
Islas Galápagos, Ecuador		12-27		Ruttenberg (2001)
Costa de Guerrero, Méx.	1.45	0.05	0.03	Este trabajo

AGRADECIMIENTOS

El proyecto fue financiado por fondos mixtos de Guerrero (FOMIX GUE 2002) “Prospección de comunidades coralinas de las costas de Guerrero” con clave FOMIXGUE 2002-CO1-5342. Se agradecen los comentarios y apoyo brindado durante los muestreos de Andrés R. López Pérez, Héctor Reyes Bonilla, Luz María Hernández Ballesteros, Paola Rodríguez Troncoso, Héctor A. Hernández Ramírez, María del Rosario García Ocampo, Linda M. Barranco Servín, Ariadna Montserrat López Ortiz y Marcela Elizande Rendón. A Pablo D. Vega García por la elaboración del mapa. A Vianey Mata de los Santos por su apoyo en el laboratorio de Ecología del Bentos de la Universidad del Mar. A Jorge Douglas Brandon Pliego por la revisión del inglés. A la Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel que apoyó con el equipo y la infraestructura para realizar la investigación. A dos revisores anónimos que con sus comentarios enriquecieron el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado, J. J. y C. Fernández. 2005. Equinodermos del Parque Nacional Marino Ballena, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 275-284.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27: 325-349.
- Buzas, M. A. y L. A. C. Hayek. 1996. Biodiversity resolution: An integrated approach. *Biod. Lett.*, 3: 40-43.
- Carranza-Edwards, A., M. Gutiérrez-Estrada y R. Rodríguez-Torres. 1975. Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. *An. Cent. Cienc. Mar Limnol.*, 2: 81-88.
- Carreiro-Silva, M. y T. R. McClanahan. 2001. Echinoid bioerosion and herbivory on Kenyan coral reefs: the role protection from fishing. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 262: 133-153.
- Caso, M. E. 1957. Contribución al conocimiento de los holoturoideos de México. III. Algunas especies de holoturoideos litorales de la costa Pacífica de México. *An. Inst. Biol.*, 28: 309-338.
- Caso, M. E. 1963. Contribución al conocimiento de los holoturoideos de México. Descripción de una nueva especie de holoturia de un nuevo subgénero (*Paraholoturia n. sg.*). *An. Inst. Biol.*, 34: 367-380.
- Caso, M. E. 1964. Contribución al conocimiento de los holoturoideos de México. Descripción de un nuevo subgénero del género *Microthele* (*Paramicrothele*) *zihuatensis*. *An. Inst. Biol.*, 35: 105-114.
- Caso, M. E. 1965. Estudio sobre los equinodermos de México. Contribución al conocimiento de los holoturoideos de Zihuatanejo y de la Isla de Ixtapa. *An. Inst. Biol.*, 36: 253-291.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council. Hutchings and Mason Ltda, Plymouth, Reino Unido. 144 p.
- De la Lanza-Espino, G., J. Alcocer-Durán, J. L. Moreno-Ruiz y S. Hernández-Pulido. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18: 21-30.

- Eakin, C. M. 1996. Where have all the carbonate gone? A model comparison of calcium carbonate budgets before and after the 1982-1983 El Niño at Uva Island in the Eastern Pacific. *Coral Reefs*, 15: 109-119.
- Espino-Barr, E. R., R. Cibrián-Rodríguez y A. García-Boa. 1996. Estructura de la población del erizo tinta *Diadema mexicanum* en el litoral rocoso del estado de Colima. *Cienc. Pesq.*, 12: 60-67.
- 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.
- Flores-Rodríguez, P., R. Flores-Garza, S. García-Ibáñez y A. Valdés-González. 2007. Variación en la diversidad malacológica del mesolitoral rocoso en Playa Troncones, La Unión, Guerrero, México. *Rev. Mex. Biod.*, 78: 33-40.
- García-Ibáñez, S., P. Flores-Rodríguez, R. Flores-Garza y A. Valdés-González. 2007. Dispersión espacial de *Plicopurpura patula pansa* en playas rocosas del estado de Guerrero, México. *Rev. Mex. Biod.*, 78: 15-21.
- García-Ocampo, M. R. 2005. Patrones de reclutamiento de las colonias juveniles de coral del género *Pocillopora* Lamarck 1816 (Anthozoa: Scleractinia), en cinco localidades de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis profesional, Universidad del Mar, Oaxaca, México. 56 p.
- Gaugh, H. G. y R. H. Whittaker. 1972. Comparison of ordination techniques. *Ecology*, 53: 868-875.
- Glémarec, M. 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du golfe du Morbihand. *Cah. Biol. Mar.*, 5: 33-96.
- Glynn, P. W. 1988. El Niño, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosion in the Eastern Pacific. *Galaxea*, 7: 129-160.
- Glynn, P. W. y G. E. Leyte-Morales. 1997. Coral reef of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Rev. Biol. Trop.*, 45: 1033-1047.
- Glynn, P. W., G. M. Wellington y C. Birkeland. 1978. Coral reef growth in the Galápagos limitation by sea urchin. *Science*, 203: 47-49.
- González-Medina, F. J., O. E. Holguín-Quñones y G. De la Cruz-Agüero. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gastropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.*, 32: 33-44.
- Google Earth. 2008. www.earth.google.com. 16/07/2008.
- Gracia, A. y E. Lozano. 1980. Alimentación del bagre marino *Netuma platypogon* y su importancia como indicador de reclutamiento de postlarvas de langosta (Decapoda: Palinuridae), Guerrero, México. *An. Centro Cienc. Mar Limnol.*, 7: 199-206.
- Guzmán, H. M. 1988. Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la isla del Caño, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 36: 191-207.
- Guzmán, H. M. y J. Cortés. 1992. Cocos Island (Pacific of Costa Rica) coral reefs after the 1982-1983 El Niño disturbance. *Rev. Biol. Trop.*, 40: 309-324.
- Hernández-Ramírez, H. A. 2006. Estructura de la comunidad coralina en cinco localidades de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis profesional, Universidad del Mar, Oaxaca, México. 56 p.
- Herrera-Escalante, T., R. A. López-Pérez y G. E. Leyte-Morales. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 263-273.

- Herrera-Escalante, T., H. Reyes-Bonilla, F. A. García-Domínguez y M. D. Herrero-Pérez. 2006. Dinámica poblacional y reproducción de la estrella de mar *Phataria unifascialis* (Gray 1843) en Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. 70. En: SOMAC (Ed.). Memorias del III Congreso Mexicano de Arrecifes de Coral, Cancún, Quintana Roo, México. 92 p.
- Hill, T. y P. Lewicki. 2006. Statistics methods and applications. A comprehensive reference for science, industry, and data mining. StatSoft, Inc. Tulsa, Estados Unidos. 828 p.
- Holguín-Quiñones, O., H. Wright-López y F. Solís-Marín. 2000. Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea en fondos someros de la Bahía de Loreto, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop.*, 48: 749-750.
- Kruskal, J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 2: 115-129.
- Leyte-Morales, G. E., L. M. Hernández-Ballesteros, R. A. López-Pérez, H. Reyes-Bonilla y L. E. Calderón-Aguilera. 2006a. Arrecifes coralinos de las costas de Guerrero: Ixtapa-Zihuatanejo. 29. . En: SOMAC (Ed.). Memorias del III Congreso Mexicano de Arrecifes de Coral. Cancún. 92 p.
- Leyte-Morales, G. E., L. M. Hernández-Ballesteros, R. A. López-Pérez, H. Reyes-Bonilla y L. E. Calderón-Aguilera. 2006b. Arrecifes coralinos de las costas de Guerrero: Acapulco. 29. En: SOMAC (Ed.). Memorias del III Congreso Mexicano de Arrecifes de Coral, Cancún, Quintana Roo, México. 92 p.
- López-Ortiz, A. M. 2007. Estructura de la comunidad de peces de arrecifes en ocho localidades de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis profesional, Universidad del Mar. Oaxaca, México. 66 p.
- Oseguera-Cruz, J. M. 2004. Estructura comunitaria de corales hermatípicos en Caleta de Chon, Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis profesional, Univ. Nal. Autón. Méx., México D. F. 92 p.
- Pérez, G. 1967. Algas de la familia Corallinacea (División Rhodophyta) de la bahía de Zihuatanejo. Tesis profesional, Univ. Nal. Autón. Méx. México D. F. 115 p.
- Picard, J. 1965. Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 36: 1-160.
- Reaka-Kudla, M. L., J. S. Feingold y W. Glynn. 1996. Experimental studies of rapid bioerosion of coral reefs in the Galápagos Islands. *Coral Reefs*, 15: 101-107.
- Reyes-Bonilla, H. y L. E. Calderón-Aguilera. 1999. Population density, distribution, and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 20: 347-357.
- Reyes-Bonilla, H. y G. E. Leyte-Morales. 1998. Corals and coral reefs of the Puerto Ángel region, west coast of Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 679-681.
- Reyes-Bonilla, H. y R. A. López-Pérez. 1998. Biogeography of the stony corals (Scleractinia) of the Mexican Pacific. *Cienc. Mar.*, 24: 211-224.
- Reyes-Bonilla, H., J. D. Carriquiry, G. E. Leyte-Morales y A. L. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the Anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of Mexico. *Coral Reefs*, 21: 368-372.
- Reyes-Bonilla, H., A. González-Azcárraga y A. Rojas-Sierra. 2005. Estructura de las asociaciones de las estrellas de mar (Asteroidea) en arrecifes rocosos del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 233-244.
- Ruttenberg, B. I. 2001. Effects of artisanal fishing on marine communities in the Galapagos Islands. *Conserv. Biol.*, 15: 1691-1699.
- Salcedo-Martínez, S., G. Green, A. Gamboa-Contreras y P. Gómez. 1988. Inventario de macroalgas y macroinvertebrados béticos, presentes en áreas rocosas de la región de Zihuatanejo, Guerrero, México. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol.*, 15: 73-96.

- Santamaría-Miranda, A., J. F. Elorduy-Garay y A. A. Rojas. 2003. Hábitos alimentarios de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) en las costas de Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.*, 51: 503-517.
- Urbano-Alonso, B. y D. Fragoso. 2004. Estructura comunitaria de gasterópodos de dos localidades de Zihuatanejo, Guerrero, México. 106-107. En: Rodríguez-Gil, L. A. (Ed.). Resúmenes de la IX Reunión Nacional de Malacología y Conquilogía Dr. Antonio García-Cubas Gutiérrez, Mérida, Yucatán, México. 141 p.
- Vargas-Ángel, B. 2003. Coral community structure off the Pacific coast of Colombia: onshore vs offshore coral reefs. *Atoll Res. Bull.*, 499: 1-21.
- Victoria-Salazar, I. 2007. Caracterización de la comunidad de corales scleractinios de la playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero, México: fisiografía y estructura comunitaria. Tesis profesional, Univ. Nal. Autónoma de México, México D. F. 52 p.
- Weinborn, J. A. 1977. Estudio preliminar de la biología, ecología y semicultivo de los palinúridos de Zihuatanejo, Gro., México. *Panulirus gracilis* Streets y *Panulirus inflatus* (Bouvier). *An. Cent. Cienc. Mar Limnol.*, 4: 27-79.
- Zamorano, P. 2004. Evaluación de la comunidad actual de moluscos y equinodermos asociados al coral *Pocillopora damicornis* y comparación con la comunidad de 1994, en el arrecife de La Entrega, Huatulco. Tesis profesional, Universidad del Mar, Oaxaca, México. 80 p.
- Zamorano, P. y G. E. Leyte-Morales. 2005a. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino de La Entrega, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*, 9: 19-28.
- Zamorano, P. y G. E. Leyte-Morales. 2005b. Densidad poblacional de cuatro especies de erizo (Echinodermata: Echinoidea) en el arrecife de La Entrega, Oaxaca. *Oceánides*, 20: 65-72.
- Zamorano, P., N. A. Barrientos-Luján y G. E. Leyte-Morales. 2006. Cambios en diversidad y abundancia de especies dominantes de moluscos en la zona coralina de La Entrega, Oaxaca. *Oceánides*, 21: 101-111

FECHA DE RECEPCIÓN: 31/03/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 23/06/09

COMPARACIÓN TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE UNA COMUNIDAD CORALINA EN PRIMEROS ESTADOS DE SUCESIÓN, ISLA DE SAN ANDRÉS, COLOMBIA

Juliana Jaramillo-González y Alberto Acosta

Pontificia Universidad Javeriana, Unidad de Ecología y Sistemática – UNESIS, Cra 7 # 43-82. Bogotá, Colombia. julijaramillo@gmail.com (J.J.G.), laacosta@javeriana.edu.co (A.A.)

RESUMEN

Los arrecifes coralinos del mundo han sufrido un declive durante las pasadas tres décadas. Estos cambios se han evaluado en arrecifes en franja; sin embargo, se desconoce si los tensores causantes de dichos cambios afectan la dinámica de una comunidad coralina en los primeros estados de la sucesión antes del desarrollo de un arrecife. Para resolver este interrogante, se monitoreó durante 2004, 2005 y 2006 una comunidad coralina aislada en San Andrés. Se compararon temporalmente la abundancia, cobertura y mortalidad parcial sufrida por la comunidad coralina y sus poblaciones de coral dominantes. La comunidad coralina no presentó variación estadística en riqueza, abundancia, cobertura, ni en área de mortalidad parcial. Sin embargo, esta comunidad sí varió en composición con la entrada de dos especies de coral (*Acropora cervicornis* y *Scolymia cubensis*) y la salida de otras dos especies coralinas (*Diploria clivosa* y *Siderastrea siderea*) sugiriendo procesos locales de extinción (causados posiblemente por sedimentación y resuspensión) y colonización (dispersión). Aunque la comunidad coralina como un todo mostró estabilidad, la mortalidad parcial de tres de sus especies dominantes (*Montastraea annularis*, *Porites astreoides* y *Colpophyllia natans*) aumentó y la cobertura de *Agaricia agaricites* disminuyó en el tiempo (siendo la población más sensible en este sistema). Los resultados sugieren una dinámica similar pero más rápida a la registrada en etapas avanzadas de desarrollo arrecifal (arrecifes franjeantes), donde las variables más sensibles actúan a nivel de población (no comunidad), siendo la mortalidad parcial el factor más importante al explicar la tasa de recambio de especies (composición), la pérdida anual de cobertura coralina y cambios en la distribución de talla colonial de las poblaciones dominantes.

PALABRAS CLAVES: Cambio estructural, Comunidad coralina, Dinámica, Mortalidad parcial, Sucesión.

ABSTRACT

Temporal comparison in the coral community structure in its early sucesional state, San Andres Island, Colombia. The coral reefs worldwide have suffered a decline during the past three decades. These changes have been evaluated in fringing reefs; nevertheless, it is not known if the factors causing those changes affect the coral community dynamics during the first states of the succession, before the development of a reef. To resolve this question, during 2004, 2005, and 2006 we monitored an isolated coral community in San Andres. We compared through time the abundance, coverage and partial mortality suffered by the coral community and its dominant coral populations. The coral community did not present statistical variation in richness, abundance, coverage, neither in the area of partial mortality. However, this community did change in composition with the entry of two coral species (*Acropora cervicornis* and *Scolymia cubensis*) and the exit of other two coral species (*Diploria clivosa* and *Siderastrea siderea*) suggesting local processes of extinction (caused possibly by sedimentation and resuspension) and colonization (dispersion). Although the coral community as a whole showed stability, the partial mortality of three of its dominant species (*Montastraea annularis*, *Porites astreoides* and *Colpophyllia natans*) increased and the coverage of *Agaricia agaricites* diminished over time (been the population more sensitive in this system). These results suggest similar but faster dynamic when compared to the theory reported to advanced stages of reef development (fringing reefs), where the more sensitive variables appeared at population rather than community level, partial mortality being the most important factor explaining the rate of replacement of species (composition), the annual lost of coral coverage, and changes in colonial size distribution of the dominant populations.

KEY WORDS: Coral community, Dynamics, Partial mortality, Structural change, Succession.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son considerados uno de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta, pues albergan el 70 % de la biodiversidad marina (Connell, 1978) y producen aproximadamente 5-20 gC/m²/día, a pesar de crecer en aguas a veces oligotróficas (Garzón-Ferreira, 1997). Su formación en islas oceánicas es un proceso de sucesión ecológica ligado a la erupción de volcanes profundos, que dan como resultado la constitución de islas (Castro y Huber, 2000). El primer paso para la conformación de arrecifes coralinos insulares es la colonización del sustrato por parte de larvas de coral, las cuales con el tiempo forman sobre éste un mosaico irregular de colonias coralinas aisladas que sirve de hábitat para otros corales y organismos sésiles, este mosaico se conoce como tapete coralino (Díaz *et al.*, 2000) y es el primer estado sucesional en este proceso. El crecimiento hacia arriba y hacia los lados de las colonias inicialmente aisladas hace que éstas se fusionen entre sí y se compacten (Díaz *et al.*, 2000) formando una comunidad coralina (segundo estado sucesional) que, según Pandolfi (2002), se define como un grupo de organismos que se encuentran en una proximidad cercana uno del otro en un mismo tiempo. En este estudio se considera el tapete y la comunidad coralina como los primeros estados de sucesión (definida como el patrón no estacional, direccional y continuo

de colonización y extinción de las poblaciones de especies en una comunidad, o simplemente como la distribución cronológica de organismos y secuencia ecológica de especies o comunidad que se predice ocurrirá dentro de un área o hábitat según un tipo particular de disturbio; Begon *et al.*, 2006) en la conformación de tipos de arrecifes de mayor complejidad.

Continuando con el proceso de sucesión ecológica, la comunidad coralina se levanta paulatinamente hacia la superficie (crecimiento vertical) dando origen a un arrecife tridimensional en franja el cual es más desarrollado, complejo, resistente y resiliente. Debido a procesos tectónicos sucedidos alrededor de la isla o costa en la que se desarrolla, el arrecife en franja se puede convertir en arrecife barrera. Por último, a partir de un arrecife barrera se puede generar un anillo de cobertura coralina conocido como atolón (Díaz *et al.*, 1996; Castro y Huber, 2000; Veron, 2000). Los arrecifes en franja, barrera y atolón son considerados como etapas sucesionales avanzadas, pero las etapas previas para llegar a ellos se caracterizan por presentar una comunidad o ensamble coralino típico, cuya composición y cobertura depende de las condiciones geomorfológicas y oceanográficas del lugar.

Debido a la gran importancia a nivel económico, turístico y recreacional, los arrecifes coralinos son fuente importante de bienes y servicios (Geister y Díaz, 1997; Moberg y Folke, 1999). Sin embargo, este beneficio proporcionado a los habitantes de zonas aledañas se encuentra en peligro, ya que en las pasadas tres décadas se ha observado un patrón general de declive de estos sistemas en varias regiones del Caribe, incluyendo Colombia (ver Hughes, 1989, 1996; Hughes y Tanner, 2000; Linton y Fisher, 2004; Martínez y Acosta, 2005; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006). Este patrón de degradación es atribuido a la incidencia de frecuentes e intensos disturbios que ocurren en múltiples escalas (Connell *et al.*, 1997; Hughes y Connell, 1999) tales como exposición al oleaje (Prah, 1989), fluctuación de las condiciones ambientales (Pinzón *et al.*, 1998; Pandolfi, 2002; Berkelmans *et al.*, 2004), variación en producción de nutrientes (Huston, 1985) y resuspensión de sedimento (Díaz *et al.*, 1996).

Este deterioro se ha evidenciado en la reducción de diversidad y cobertura coralina (Gardner *et al.*, 2003; Martínez y Acosta, 2005) e incremento en enfermedades y cobertura de macroalgas y zoantídeos (Salazar-Vallejo, 2002; Valdivia y de la Guardia, 2004; Acosta *et al.*, 2005). Lo anterior ha conllevado a un cambio en la composición de este ecosistema, ya que en varios lugares han pasado de ser sistemas dominados por especies coralinas formadoras de arrecifes de crecimiento tridimensional, como *Acropora* sp. y *Montastraea* sp. (Hughes, 1984; Pandolfi, 2002), a sistemas constituidos principalmente por especies como *Agaricia* sp., *Porites* sp. (Gardner *et al.*, 2003; Vidal *et al.*, 2005) o macroalgas (Hughes, 1996).

Así mismo, se ha encontrado que algunas de las poblaciones coralinas halladas en los arrecifes han variado su estructura (Bak y Meesters, 1998). Esta variación se ve reflejada en la distribución de tallas de sus colonias (Meesters *et al.*, 2001), la cual es el resultado de procesos como mortalidad parcial o total, fisión y fusión de colonias y tasa de reclutamiento (Hughes y Jackson, 1980, 1985; Acosta y Acevedo, 2006; Alvarado 2008).

En el caso de Colombia el monitoreo realizado por el SIMAC (Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) entre 1998 y 2004, mostró que los arrecifes en franja de la costa Caribe disminuyeron la cobertura coralina. Así mismo, Martínez y Acosta (2005) registraron un decrecimiento en cobertura en los arrecifes en franja de Punta Betún, Morro Grande, ensenada de Granate entre 1989 y 2002, y bahía Gayraca entre 1992 y 2002. En San Andrés, el monitoreo hecho por el SIMAC también mostró una disminución de área de tejido coralino vivo (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Mismo resultado presentó el estudio de Arango (2002) entre 1995 y 2002 en la isla de Providencia. No obstante, el monitoreo de Garzón-Ferreira *et al.* (2002), llevado a cabo entre el 2000 y 2002 en Providencia, indicó resultados contrastantes, ya que el arrecife estudiado ganó cobertura coralina. Al igual que las comunidades, las poblaciones coralinas del Caribe colombiano también han disminuido su cobertura en los últimos años. Sin embargo, se sabe poco acerca de su distribución de tallas, a excepción de *Dendrogyra cylindrus* (Acosta y Acevedo, 2006), y la forma en que factores como el hábitat, recursos disponibles y disturbios naturales o antropogénicos afectan las tasas de reclutamiento, crecimiento, sobrevivencia y mortalidad de estas poblaciones.

No obstante, los estudios que han determinado el declive coralino y dinámica del sistema tanto en el Caribe como en Colombia se han llevado a cabo en escalas temporales mayores a cinco años y en arrecifes en franja continuos (etapa sucesional avanzada), sin embargo no se conocen estudios sobre la dinámica de comunidades coralinas aisladas espacialmente (etapas tempranas de sucesión). Según Brewer (1988) y Temperton *et al.* (2004), estas comunidades, por ser el segundo estado sucesional en la formación de arrecifes coralinos (menor complejidad estructural), deberían responder rápidamente a los cambios externos tanto a nivel de estructura como de función. La comprensión de este modelo explicativo ayudará a entender la dinámica de ecosistemas degradados (retroceso en la sucesión). Es por ello que el presente estudio tiene como objetivo verificar, para una comunidad coralina (isla de San Andrés, Caribe colombiano), si en corta escala temporal existe variación en composición, diversidad, riqueza, abundancia, cobertura y mortalidad parcial, tanto a nivel de la comunidad como un todo, como a nivel de las poblaciones de coral dominantes.

ÁREA DE ESTUDIO

La isla de San Andrés se encuentra ubicada en el mar Caribe a 150 km al sudeste de Nicaragua y 800 km de la costa colombiana (Figura 1; Díaz *et al.*, 1995). Esta isla de origen volcánico (basamento a más de 1000 m de profundidad) formada desde el Oligoceno-Mioceno (Díaz *et al.*, 1996) presenta una superficie de 25 km², un promedio de temperatura anual de 27 °C y precipitación media de 1900 mm. La superficie oceánica adyacente a la isla presenta una temperatura superficial promedio de 27.5 °C, siendo menor entre febrero y marzo (26.8 °C) y mayor entre agosto y septiembre (30.2 °C). La salinidad del agua fluctúa entre 34 y 36.3 (Geister y Díaz, 1997). A partir de la segunda mitad del año se pueden presentar tormentas esporádicas debido a que la isla está ubicada dentro del cinturón de huracanes del Caribe (Díaz *et al.*, 1996).

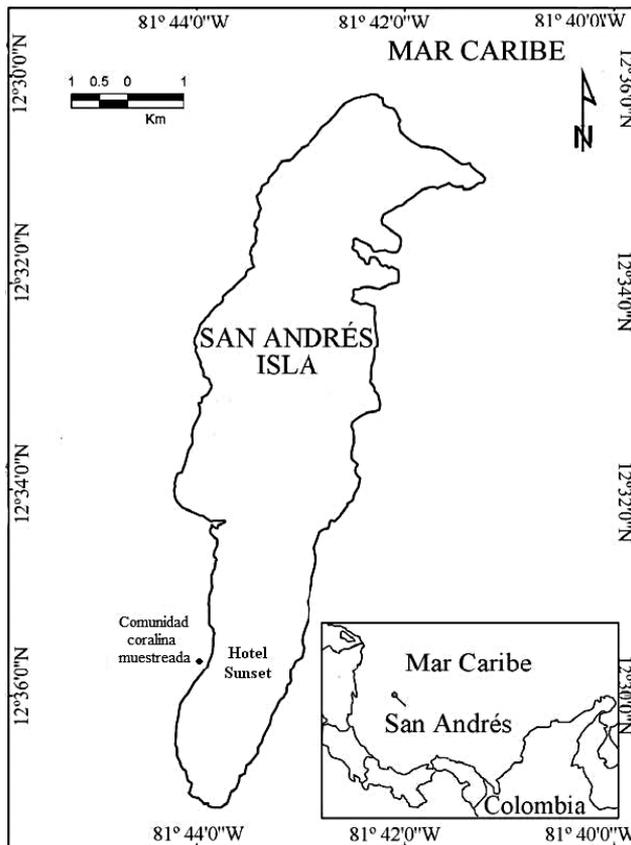


Figura 1. Ubicación de la comunidad coralina muestreada, San Andrés, Caribe colombiano. Modificada de Vidal *et al.* (2005).

Los arrecifes coralinos de la isla representan el 77 % de las áreas coralinas de Colombia (Díaz *et al.*, 2000) y poseen 35 de las 115 especies de corales escleractíneos registradas en el Caribe (Reyes, 2000; Vidal *et al.*, 2005). Estas especies se encuentran distribuidas en cinco unidades ecológicas entre 0 y 60 m: 1) Costras de coral sobre roca, 2) *Acropora palmata* – *Diploria strigosa*, 3) Octocorales – Corales mixtos, 4) Corales mixtos, y 5) *Agaricia* sp. – Corales mixtos (Díaz *et al.*, 2000). La isla presenta en el oeste tapete coralino, comunidades coralinas y arrecife en franja; en el este comunidades coralinas en la laguna, arrecife barrera (continua y discontinua) y pináculos; hacia el norte comunidades coralinas en la laguna y arrecife barrera y hacia el sur comunidades coralinas y arrecife en franja. La mayor parte de los estudios y monitoreos de coral se han realizado sobre el arrecife en franja de los costados oeste y norte de la isla (Díaz *et al.*, 1996).

El decaimiento de los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés se atribuye principalmente a factores de tipo natural y antropogénico. Dentro de las causas naturales se encuentran: los huracanes (Salazar-Vallejo, 2002), el calentamiento global (Pinzón *et al.*, 1998; Berkelmans *et al.*, 2004), las enfermedades epidémicas (Díaz *et al.*, 1995) y la depredación (Huston, 1985); como causas antropogénicas se reconocen las actividades extractivas de recursos renovables, la contaminación por hidrocarburos, aguas negras y desechos sólidos y la destrucción física accidental del coral (Díaz *et al.*, 1995).

Estación de muestreo

La comunidad coralina muestreada en este estudio se encuentra en la terraza sur – occidental de sotavento de San Andrés (12° 30' 02.7" N y 81° 43' 54.3" W). Esta comunidad fue seleccionada por: 1) ser somera (9.6 m) y encontrarse aislada del arrecife en franja por una matriz de arena, lo cual permite su fácil identificación y delimitación, 2) su área (15.2 m²), ya que facilita el estudio de todas las especies de coral de la comunidad, y 3) la poca distancia a la que se encuentra de la costa (aproximadamente 63.6 m; Figura 1). Cabe notar que al estar rodeada por la matriz de arena, la comunidad coralina está expuesta a constante sedimentación por partículas finas, mediado por corrientes, mareas y oleaje, siendo este el factor de estrés más conspicuo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para conocer la variación de la estructura de la comunidad coralina y sus poblaciones de coral se cuantificaron una vez por año en 2004, 2005 y 2006 la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de cada colonia de coral encontrada

en ella. Para obtener el valor de cobertura se midió el largo y ancho máximos de cada colonia (expresando el producto en área), y para evaluar la mortalidad parcial, definida como el área de tejido muerto que cubre una colonia coralina (Torres, 2003), se estimó porcentualmente el valor de tejido muerto con respecto al área total de la colonia, para luego por medio de una regla de tres convertir este porcentaje a centímetros cuadrados.

Para cada especie coralina se determinó la abundancia total, cobertura total en cm² (sumatoria de la cobertura de cada colonia), el área de mortalidad parcial total en cm² (sumatoria de la mortalidad parcial de cada colonia) y el porcentaje de cambio ($\frac{\text{Valor de la variable en el 2006}}{\text{Valor de la variable en el 2004}}$) de estas tres variables entre 2004 y 2006. Adicionalmente, para la comunidad coralina como un todo, se calculó la abundancia total (sumatoria de la abundancia de todas las especies coralinas), la cobertura total en cm² (sumatoria de la cobertura de todas las especies coralinas), el área de mortalidad parcial total (sumatoria del área de mortalidad parcial de todas las especies coralinas) y el porcentaje de cambio ($\frac{\text{Valor de la variable en el 2006} \times 100\%}{\text{Valor de la variable en el 2004}}$) de estas tres variables entre 2004 y 2006.

Por otra parte, se estimaron los índices de riqueza de Margalef ($S-1/\ln N$), diversidad de Shannon ($H = -\sum Pi * \ln Pi$) y la equidad ($H^*/\ln S$) para cada año estudiado. Así mismo se halló la varianza de la diversidad ($\text{Var}H = \{ \sum Pi(\ln Pi)^2 - (\sum Pi * \ln Pi) / N \} - \{ S-1 / 2N \}^2$) de cada uno de los años y se empleó la prueba t para comparar en el tiempo el índice de Shannon según Magurran (1998), de la siguiente manera:

$$t = H_1 - H_2 / (\text{Var}H_1 + \text{Var}H_2)^{1/2}$$

$$t = H_1 - H_3 / (\text{Var}H_1 + \text{Var}H_3)^{1/2}$$

$$t = H_2 - H_3 / (\text{Var}H_2 + \text{Var}H_3)^{1/2}$$

donde H_1 , H_2 y H_3 es la diversidad del 2004, 2005 y 2006 respectivamente, y la $\text{Var}H_1$, $\text{Var}H_2$ y $\text{Var}H_3$ es la varianza de la diversidad de los años 2004, 2005 y 2006, respectivamente.

A su vez, con cada una de las variables estudiadas en las poblaciones coralinas (abundancia, cobertura y mortalidad parcial), se calculó el índice de fluctuación (conocido también como índice de Dubois) de la comunidad coralina para cada año. Este índice permite ver los años en los que alguna variable fue estable o presentó un cambio condicionado por alguna especie. El índice compara por ejemplo la abundancia total y relativa de las especies de coral para un determinado año y se estima de la siguiente manera (Guisande *et al.* 2006):

$$D = \sum Pi * \text{Log}_2 \left(\frac{Pi}{P_{im}} \right)$$

donde Pi es la proporción relativa de la variable i y P_{im} el estado de referencia, que se calcula como la media de las proporciones relativas de la variable i

durante el período de estudio. Los valores bajos (cercaos a 0) representan estabilidad y los valores altos (cercaos o mayores a 1) representan gran fluctuación en la comunidad.

Para conocer si la variación entre los años fue estadísticamente significativa, por medio del programa estadístico SPSS 13.0 se comprobó la normalidad (pruebas de Kolmogorov-Smirnov cuando $n > 30$; Shapiro-Wilk cuando $n < 30$) y la homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) del número de colonias, cobertura y mortalidad parcial. La abundancia y cobertura total de la comunidad coralina y la abundancia por especie no lograron distribución normal con ninguna transformación, razón por la cual fueron comparadas en el tiempo con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p = 0.05$). La mortalidad parcial de la comunidad coralina como un todo fue transformada con el $\ln(x)$ (Guisande *et al.*, 2006) y comparada en el tiempo con un análisis de varianza a una vía (ANOVA, $p = 0.05$).

Las coberturas de *Eusmilia fastigiata*, *Mycetophyllia lamarkiana*, *Diploria labyrinthiformis* e *Isophyllastrea rigida* no fueron transformadas por presentar una distribución normal, mientras que las de *Leptoseris cucullata*, *Porites porites* y *Mycetophyllia ferox* se transformaron con $\ln(x)$ y la de *Favia fragum* con $1/(x)$, ello con el objetivo de comparar en el tiempo dicha variable, para cada una de estas especies, mediante un análisis de varianza a una vía (ANOVA, $p = 0.05$). Las 13 especies restantes de la comunidad coralina no presentaron una distribución normal en cuanto a su cobertura con ninguna transformación, así que su comparación temporal se hizo por medio de Kruskal-Wallis ($p = 0.05$).

Los datos de la variable mortalidad parcial para *Madracis decactis*, *Montastraea cavernosa* y *P. porites* no fueron transformados, mientras que para *Porites astreoides* y *Colpophyllia natans* sí se transformaron por medio de $\ln(x)$ y $1/(x^2)$, respectivamente (Guisande *et al.*, 2006), motivo por el cual la comparación temporal de mortalidad parcial se realizó con un análisis de varianza de una vía (ANOVA, $p = 0.05$). Por su parte, los datos de mortalidad parcial para *Montastraea annularis* y *Agaricia agaricites* no mostraron una distribución normal con ninguna transformación, y para *Montastraea franksi*, *L. cucullata*, *E. fastigiata* y *M. ferox* se presentaron un número bajo de colonias afectadas por mortalidad parcial, razón por la cual para estas seis especies coralinas se comparó la mortalidad parcial en el tiempo con Kruskal-Wallis ($p = 0.05$).

En los casos donde los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en el tiempo para la abundancia, cobertura y mortalidad parcial, a nivel de la comunidad o de las poblaciones coralinas, se aplicaron las pruebas de

comparación múltiple de Mann-Whitney ($p= 0.05$), para las diferencias arrojadas por Kruskal–Wallis, y de Tuckey ($p= 0.05$), para las diferencias halladas por medio de la ANOVA. Adicionalmente, se calculó para cada población coralina de la comunidad el índice de valor de importancia (IVI) en cada año así:

$$\text{IVI} = (\% \text{ Cobertura de cada población} + \% \text{ Densidad de colonias de la población por m}^2)/2$$

Cabe notar que para el cálculo del IVI no se tuvo en cuenta el porcentaje de frecuencia relativa de cada población ya que sólo se muestreó una comunidad coralina. El IVI da una idea de la importancia relativa de las poblaciones en la comunidad. Las poblaciones se categorizaron, de forma arbitraria, según la variación del índice IVI en el tiempo (2004-2006) de la siguiente forma: 1) si aumentaron una unidad o más, ganaron importancia relativa en el tiempo; 2) si disminuyeron una unidad, perdieron importancia en el tiempo; y 3) aumentaron o disminuyeron en menos de una unidad, presentaron una importancia relativa similar en el tiempo.

Basándose en la metodología empleada por Bak y Meesters (1999), se realizó para las especies más importantes de la comunidad (valores más altos de IVI) la distribución de talla (cm^2) de sus colonias, tanto en escala lineal como en escala Log normal. Esta distribución se representó en histogramas comparativos y se calcularon estadígrafos descriptivos para comparar los tres años monitoreados, para ello se siguió la metodología empleada por Bak y Meesters (1998). Por último, con el fin de conocer la existencia de diferencias significativas en la distribución de tallas de las especies coralinas más importantes de la comunidad, se comprobó la normalidad (pruebas de Kolmogorov-Smirnov cuando $n>30$; Shapiro–Wilk cuando $n<30$) y la homogeneidad de varianzas (prueba de Levene); al no cumplirse estos dos supuestos para ninguna de las especies, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p= 0.05$).

RESULTADOS

La comunidad coralina se encontró compuesta por 21 especies de coral en 2004 y 2006 y 22 en 2005 (Tabla 1). La composición de corales escleractíneos varió en un 16.6 % en los tres años debido al ingreso a la comunidad coralina de *Acropora cervicornis* en 2005 y *Scolymia cubensis* en 2006 y la salida de *Diploria clivosa* y *Siderastrea siderea* en 2005 y 2006, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Cambio temporal en abundancia, cobertura (cm²) y mortalidad parcial (cm²) y mortalidad parcial (cm²) de la comunidad coralina en los años 2004, 2005 y 2006. Porcentaje de cambio de las tres variables mencionada entre en 2004 y 2006 para cada especie coralina encontrada en la comunidad (+ = ganancia; - = pérdida; NP = no se pudo calcular el porcentaje de cambio).

Especies	Abundancia				Cobertura				Mortalidad Parcial			
	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio
<i>Montastraea annularis</i>	130	135	150	15	27996	31486	33155	18	3162	135	3429	8
<i>Agaricia agaricites</i>	115	119	132	15	20563	26715	16647	-19	848	4	D	NP
<i>Porites astreoides</i>	18	22	18	0	3372	5387	2949	-13	170	27	233	31
<i>Madracis decactis</i>	17	16	15	-12	924	950	1017	10	86	0	135	57
<i>Colpophyllia natans</i>	11	10	12	9	13829	16830	16975	23	213	3399	4022	1788
<i>Montastraea cavernosa</i>	10	11	7	-30	5225	8216	3261	-38	230	84	D	NP
<i>Montastraea franksi</i>	7	16	17	143	885	5251	1718	94	0	4	0	NP
<i>Leptoseris cucullata</i>	7	7	16	129	816	834	1443	77	0	0	4	NP
<i>Porites porites</i>	7	6	8	14	576	750	621	8	0	87	63	NP
<i>Mycetophyllia lanarckiana</i>	6	7	4	-33	520	534	272	-48	0	0	0	NP
<i>Eusmilia fastigata</i>	5	6	8	60	620	694	551	-11	6	0	24	300
<i>Mycetophyllia ferrox</i>	5	7	4	-20	3092	5036	1574	-49	44	0	D	NP
<i>Diploria clivosa</i>	4	0	0	NP	1769	0	0	NP	2456	0	0	NP
<i>Diploria strigosa</i>	4	3	1	-75	2083	2664	48	-98	0	0	0	NP
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	3	4	2	-33	893	978	430	-52	0	0	0	NP
<i>Isophyllastrea rigida</i>	3	4	1	-67	500	303	28	-94	0	0	0	NP

Continuación Tabla 1

Especies	Abundancia				Cobertura				Mortalidad Parcial			
	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio
<i>Montastraea faveolata</i>	3	2	5	67	3808	1199	1784	-53	0	0	0	NP
<i>Stephanocoenia michellini</i>	2	1	1	-50	178	70	42	-76	0	0	0	NP
<i>Mussa angulosa</i>	2	2	3	50	170	322	163	-4	0	0	0	NP
<i>Siderastrea siderrea</i>	1	1	0	NP	300	428	0	NP	0	0	0	NP
<i>Favia fragum</i>	1	7	3	200	30	232	82	173	0	0	0	NP
<i>Acropora cervicornis</i>	0	1	1	NP	0	176	135	NP	0	0	0	NP
<i>Madracis mirabilis</i>	0	1	0	NP	0	19	0	NP	0	0	0	NP
<i>Scolymia cubensis</i>	0	0	1	NP	0	0	14	NP	0	0	0	NP
TOTAL	361	388	409	13	88149	109068	82909	-6	7215	3740	8040	11

La riqueza, diversidad y equidad de la comunidad coralina monitoreada se mantuvieron relativamente constantes en el tiempo (Tabla 2). La relativa estabilidad de la comunidad se ratificó con: 1) la prueba t de Shannon, pues la diversidad no presentó diferencias significativas entre 2004 y 2005 ($p>0.05$), 2004 y 2006 ($p>0.05$) y 2005 y 2006 ($p>0.05$); y 2) el índice de fluctuación, ya que la abundancia y cobertura total de las especies no fluctuaron en el tiempo (valor cercano a cero; Tabla 2). Sin embargo, la mortalidad parcial total de las especies de la comunidad presentó moderada fluctuación, particularmente en 2004 (Tabla 2).

Tabla 2. Índice ecológico de Riqueza de Margalef, Diversidad de Shannon y Equidad en los años 2004, 2005 y 2006. Así mismo, cálculo del Índice de Fluctuación de la comunidad coralina al comparar, de manera independiente y anual, los valores totales de las variables abundancia, cobertura y mortalidad parcial entre las especies de coral. Ámbito de varianza (σ) = valor máximo – valor mínimo. Valores cercanos a cero indican estabilidad de la comunidad en la variable.

AÑOS	ÍNDICES ECOLÓGICOS					
	Riqueza Margalef	Diversidad Shannon	Equidad	Índice de fluctuación		
				Abundancia	Cobertura	Mortalidad parcial
2004	3.4	1.96	0.64	0.025	0.039	0.890
2005	3.5	2.02	0.65	0.021	0.048	0.748
2006	3.3	1.9	0.62	0.031	0.067	0.303
Ámbito de σ	0.2	0.12	0.03	0.010	0.027	0.59

Ni la comunidad coralina (Kruskal-Wallis; $n= 64$; $p= 0.9$) ni ninguna especie de coral presentaron diferencias significativas en abundancia entre 2004 y 2006; aunque la abundancia total de la comunidad coralina presentó una tendencia al aumento en 13 % (Tabla 1), tendencia dada por la ganancia de colonias de especies como *F. fragum* y *L. cucullata* (Tabla 1). La cobertura total de la comunidad no mostró diferencias significativas entre los años (Kruskal-Wallis; $n= 64$; $p= 0.65$), pero si decreció en un 6 % (Tabla 1), disminución reflejada en la pérdida de área de tejido vivo de especies tales como *D. strigosa*, *I. rigida* y *Stephanocoenia michellini* (Tabla 1). *Agaricia agaricites* fue la única especie de la comunidad coralina que presentó diferencias significativas (Kruskal-Wallis; $n= 366$; $p= 0.0005$) en cobertura, disminuyendo ésta en el tiempo en 19 % (Tabla 1). Estas diferencias significativas fueron entre 2004 y 2006 (Mann-Whitney; $n= 247$; $p= 0.023$) y 2005 y 2006 (Mann-Whitney; $n= 251$; $p<0.05$).

La comunidad como un conjunto no presentó diferencias significativas (ANOVA; $n= 24$; $p= 0.4$) entre los años (2004, 2005 y 2006) con respecto a la mortalidad parcial; sin embargo, se observó una tendencia al aumento de un 11 % (Tabla 1), causada por la pérdida de tejido vivo de *C. natans*, *E. fastigiata*, *M. decactis*, *P. astreoides* y *M. annularis* (Tabla 1). *Montastrea annularis* (Kruskal-Wallis; $n= 60$; $p= 0.03$), *M. decactis* (ANOVA; $n= 5$; $p= 0.01$) y *M. cavernosa* (ANOVA; $n= 8$; $p= 0.005$) presentaron diferencias significativas en el tiempo con respecto a la

mortalidad parcial de sus colonias, aumentando ésta en las dos primeras especies y disminuyendo en la tercera (Tabla 1). Para *M. annularis* estas diferencias significativas fueron dadas entre 2005 y 2006 (Mann-Whitney; n= 29; p= 0.01). En el caso de *M. decactis* y *M. cavernosa* no se pudo aplicar la prueba de Tuckey, ya que en 2005 y 2006 sólo se encontró una colonia con mortalidad parcial para la primera y en 2004 y 2006 se hallaron tres y una colonia respectivamente, con tejido muerto para la segunda especie.

Las especies coralinas de mayor importancia en la comunidad según el IVI en los tres años de estudio fueron *M. annularis*, *A. agaricites*, *C. natans* y *P. astreoides* (Tabla 3). Adicionalmente, de las 24 especies coralinas encontradas en la comunidad, seis ganaron importancia en el tiempo, entre ellas *M. annularis*, *C. natans* y *M. franksi*; cinco la perdieron, encontrándose *A. agaricites*, *M. cavernosa* y *D. strigosa*; 13 permanecieron aproximadamente igual, hallándose *P. astreoides*, *M. decactis* y *M. ferox*; y dos mantuvieron igual su importancia en la comunidad (Tabla 3).

Tabla 3. Índice de valor de importancia (IVI) modificado de las especies de coral encontradas en la comunidad coralinas. + ganancia, - pérdida, ≈ aproximadamente igual, = igual.

Especie	IVI			Cambio temporal
	2004	2005	2006	
<i>Montastraea annularis</i>	27.2	27.8	29.2	+
<i>Agaricia agaricites</i>	22.7	2424.1	21.6	-
<i>Colpophyllia natans</i>	6.1	6.8	7.1	+
<i>Porites astreoides</i>	3.6	4.6	3.2	≈
<i>Montastraea cavernosa</i>	3.1	4.1	1.9	-
<i>Madracis decactis</i>	2.7	2.4	2.2	≈
<i>Mycetophyllia ferox</i>	1.7	2.6	1.0	≈
<i>Montastraea faveolata</i>	1.7	0.7	1.2	≈
<i>Montastraea franksi</i>	1.3	3.8	2.6	+
<i>Diploria strigosa</i>	1.2	1.3	0.1	-
<i>Leptoseris cucullata</i>	1.2	1.2	2.4	+
<i>Porites porites</i>	1.2	1.0	1.2	=
<i>Diploria clivosa</i>	1.1	0.0	0.0	-
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	1.0	1.1	0.6	≈
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.9	1.0	1.2	≈
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.7	0.8	0.4	≈
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.6	0.6	0.1	≈
<i>Stephanocoenia michellini</i>	0.3	0.2	0.1	≈
<i>Mussa angulosa</i>	0.3	0.4	0.4	≈
<i>Siderastrea siderea</i>	0.2	0.3	0.0	-
<i>Favia fragum</i>	0.1	1.0	0.4	≈
<i>Acropora cervicornis</i>	0.0	0.2	0.2	≈
<i>Madracis mirabilis</i>	0.0	0.1	0.0	=
<i>Scolymia cubensis</i>	0.0	0.0	0.1	≈

Los histogramas de la distribución de tallas (área de tejido vivo) de *M. annularis*, *A. agaricites* y *P. astreoides* con y sin transformación, presentaron un sesgo positivo (sesgo a la derecha; Figuras 2, 3, 4) en cada uno de los tres años, lo que significa que la mayoría de sus colonias se encontraron en tamaños pequeños. Los histogramas para comparar la distribución de tallas de *C. natans*, no se pudieron construir por la baja abundancia de colonias.

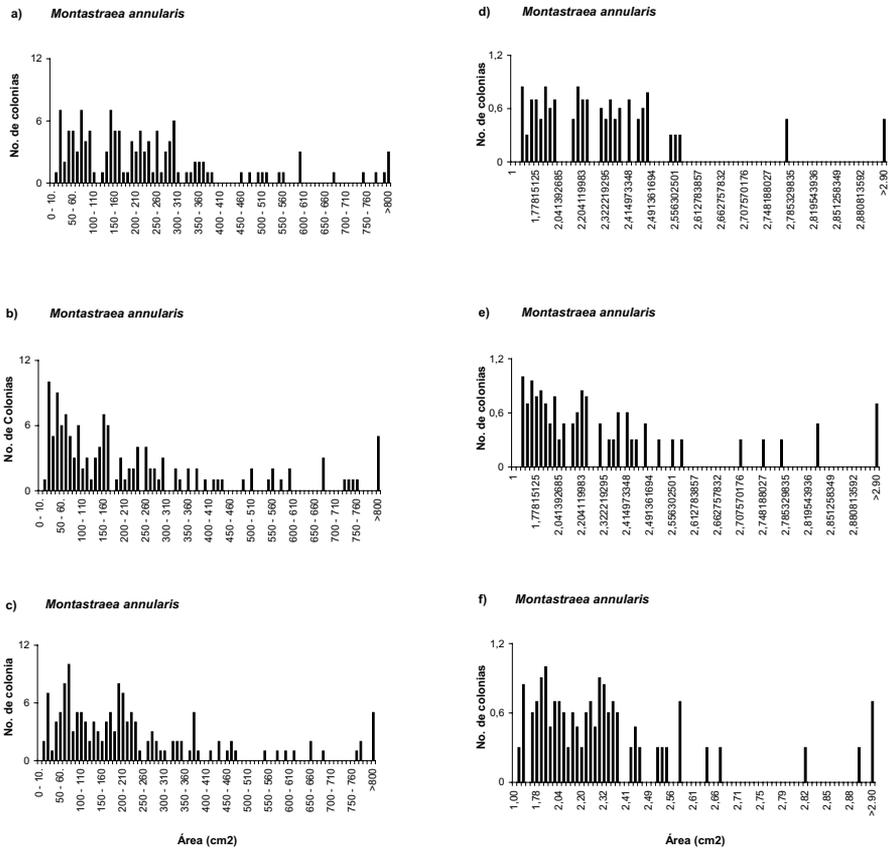
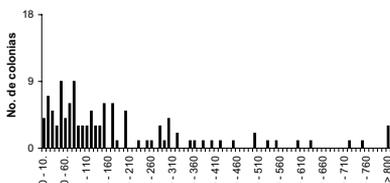
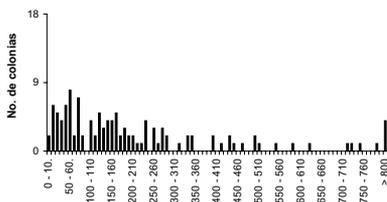


Figura 2. *Montastraea annularis*. Distribución de talla colonial (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n = 130), 2005 (b y e; n = 135) y 2006 (c y f; n = 150).

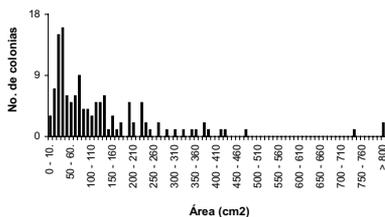
a) *Agaricia agaricites*



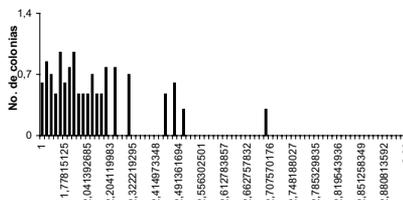
b) *Agaricia agaricites*



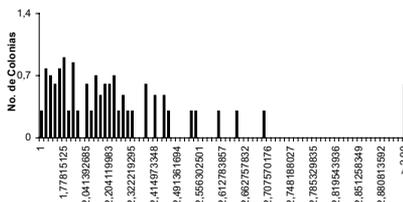
c) *Agaricia agaricites*



d) *Agaricia agaricites*



e) *Agaricia agaricites*



f) *Agaricia agaricites*

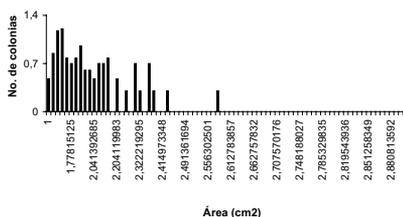


Figura 3. *Agaricia agaricites*. Distribución de talla colonial (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n = 115), 2005 (b y e; n = 119) y 2006 (c y f; n = 132).

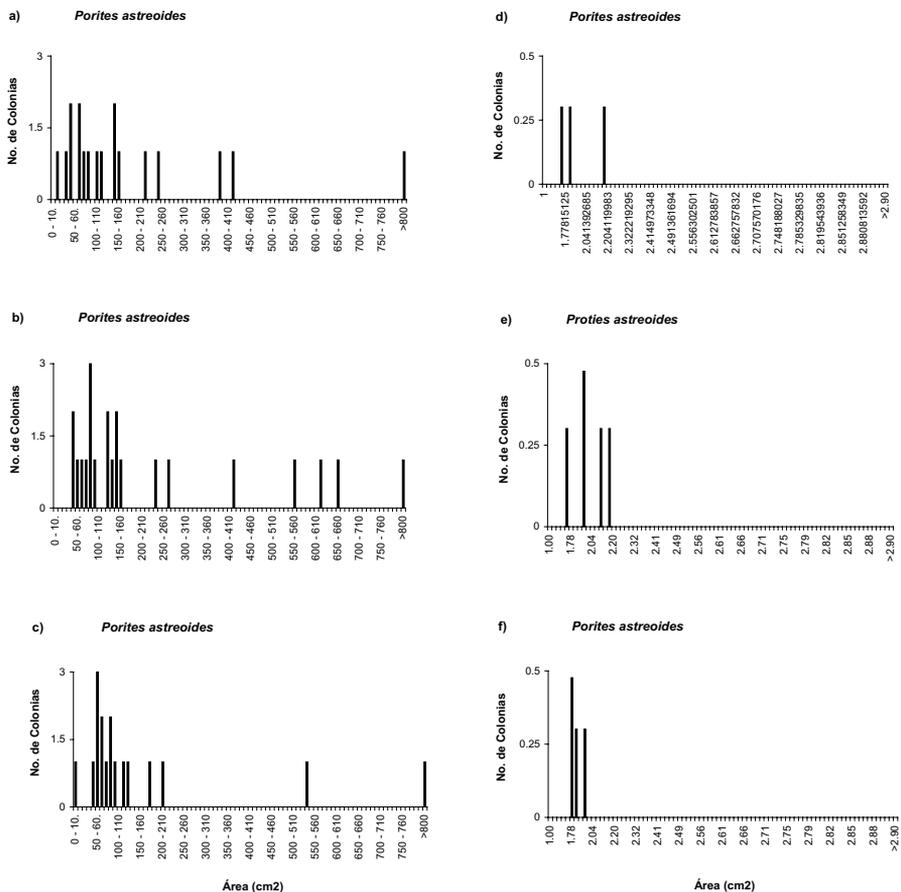


Figura 4. *Porites astreoides*. Distribución de talla colonial (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n = 18), 2005 (b y e; n = 22) y 2006 (c y f; n = 18).

Por último, la distribución de tallas de las especies importantes de la comunidad no presentó diferencias estadísticamente significativas en el tiempo en que fueron monitoreadas (Tabla 4). No obstante, la media de la distribución de *M. annularis* y *A. agaricites* fue mayor en 2006 con respecto a 2004 y 2005, mientras que esta medida fue mayor en 2006 para *P. astreoides*. Por otro lado, la asimetría de la distribución por tallas presentada por *A. agaricites* y *P. astreoides* fue mayor en 2006 con respecto a 2004 y 2005, contrario a la obtenida para *M. annularis*, la cual fue mayor en 2005 con respecto a los otros dos años y la curtosis de estas tres especies fue mayor en 2006, con respecto a 2004 y 2005 (Tabla 4).

Tabla 4. Estadígrafos descriptivos de la distribución por tallas (área de tejido vivo) y prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\sigma = 0.05$; $n = 243$) para *Montastraea annularis*, *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* en los tres años en que fueron monitoreadas.

	<i>Montastraea annularis</i>			<i>Agaricia agaricites</i>			<i>Porites astreoides</i>		
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006
Media	1.6	1.66	1.85	1.42	1.46	1.63	0.22	0.27	0.21
Mediana	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Moda	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SD	1.98	2.23	2.28	2.17	1.89	3.01	0.5	0.59	0.54
Varianza	3.94	5	5.22	4.69	3.55	9.06	0.25	0.35	0.29
Coefficiente de variación	123.7	134.4	123.2	152.8	139.4	184.7	227.3	218.5	257.1
Asimetría	1.25	1.74	1.45	1.8	1.46	2.9	2.23	2.44	3.03
Curtosis	0.54	2.88	1.75	2.83	1.69	10.09	4.32	6.34	10.26
Kruskal-Wallis	p = 0.83			p = 0.55			p = 0.72		

DISCUSIÓN

Aunque no se observó mayor cambio en la riqueza y diversidad de la comunidad en el tiempo, si se presentó una variación de 16.6 % en cuanto a su composición, lo que podría indicar que estos índices ecológicos, usados ampliamente en el estudio de cambios en comunidad (ver Hughes, 1989, 1996; Jokiel *et al.*, 2004; Langmead y Sheppard, 2004), no dan evidencia del cambio temporal de una comunidad (McClanahan *et al.*, 2002). La estabilidad en la riqueza, diversidad y equidad en el tiempo puede atribuirse a que el número de especies que entraron al sistema fue equivalente al número de especies que salieron y a que la abundancia de las especies dominantes no presentó mayor variación en los tres años de estudio, siendo los cambios temporales en composición una variable más sensible.

Teniendo en cuenta que Martínez y Acosta (2005) encontraron que la composición de los arrecifes en franja de Punta Betún, Morro Grande y Granate cambió a nivel de especies coralinas en un 46, 41 y 31 %, respectivamente en un lapso de 13 años, y para Gayraca en un 34 % en 10 años, la variación en la composición de la comunidad coralina aquí estudiada fue relativamente alta para el corto período de tiempo monitoreado. Extrapolando la información a una década, esto indicaría que la comunidad coralina presentó una tasa de recambio mayor a la cuantificada en arrecifes en franja lo cual podría ser causado por la disponibilidad de hábitats

a ser colonizados, como se pone en evidencia con la entrada de *A. cervicornis* y de *S. cubensis* al sistema, y por la posible menor resiliencia del sistema (menor complejidad de interacciones), como ha sido demostrado en bosques (Halpern, 1988) o baja tolerancia de los nuevos colonizadores (salida de especies).

Según Bak y Engel (1979), el ingreso de *A. cervicornis* en un sistema depende más de la reproducción asexual por vía de fragmentación que por reproducción sexual, ya que esta especie presenta una baja tasa de reclutamiento larval (Quinn y Kojis, 2006). Sin embargo, el ingreso de esta especie al sistema monitoreado se debe posiblemente al asentamiento larval, ya que es poco probable que un fragmento de otra colonia de *A. cervicornis* ubicada cerca al sitio de estudio (distancia mínima 5 m) hubiera llegado a la comunidad coralina estudiada.

A su vez, el ingreso al sistema de *S. cubensis* puede ser explicado por el asentamiento de larvas ya que esta especie presenta una alta tasa de reclutamiento (Szmant, 1986). Vidal *et al.* (2005) registraron para la terraza occidental de San Andrés una densidad de 4 individuos/m² en un gradiente de profundidad de 8 a 30 m, ámbito de profundidad en el cual se encuentra la comunidad coralina monitoreada. Esto contradice lo expuesto por Ordóñez (2004), quien encontró que para San Andrés las colonias de esta especie se observan usualmente en las zonas profundas del arrecife debido a su alta resistencia a la sedimentación y a baja intensidad lumínica (Bak, 1975). No obstante, en este estudio *S. cubensis* se encontró en condiciones similares a las que según Bak (1975) esta especie es tolerante, es decir grietas donde la penetración de luz es baja y la tasa de resuspensión de sedimentos es alta.

La variación de la estructura de la comunidad coralina puede explicarse por la mortalidad parcial y total sufrida por las especies de coral, pues ésta variable podría estar incidiendo en: 1) la pérdida paulatina de especies de la comunidad coralina, 2) la disminución en cobertura total coralina, y 3) la distribución de tallas con sesgo positivo de las especies dominantes de la comunidad.

La pérdida de *S. siderea* y *D. clivosa* en el sistema se podría atribuir a la mortalidad causada por factores como sedimentación y resuspensión (fragmentos finos de CaCO₃) y huracanes de gran influencia en el área de estudio (por lo menos uno por década). Según Meesters *et al.* (1997) y Nugues y Roberts (2003), *S. siderea* es una especie altamente vulnerable a sufrir mortalidad en zonas donde hay sedimentación, ya que presenta poca habilidad para remover las partículas de sedimento (Bak y Elgershuizen, 1976) y para regenerar tejido vivo (Meesters *et al.*, 1997). Otra fuente de mortalidad coralina en la isla fue el paso del huracán Beta que, según Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia (2005), causó gran resuspensión de sedimento en el archipiélago, lo que podría haber contribuido a la salida repentina de *S. siderea* del sistema, por estar esta especie cerca del fondo arenoso en contacto con material resuspendido a poca profundidad.

La resuspensión de sedimento podría explicar también la desaparición de *D. clivosa* de la comunidad pues, según lo expuesto por Semon *et al.* (2006), la especie es altamente susceptible a tenses crónicos que conducen a la mortalidad parcial de sus colonias y, como se observó en este estudio, el área de tejido muerto fue mayor que la cobertura viva de esta especie, lo que no permitió la regeneración, aunque se conoce que esta especie presenta alta habilidad de regeneración de tejido (Ginsburg *et al.*, 2001). Sin embargo, no se pueden descartar otras causas de mortalidad coralina en el sistema, las cuales aún permanecen por ser identificadas y cuantificadas.

La tasa de pérdida anual de cobertura coralina fue mayor en el presente estudio (2 %) con respecto a la registrada por el SIMAC (0.68 %; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) para San Andrés, ya que la comunidad estudiada, al no ser un sistema cercano al clímax y no presentar un alto número de especies e interacciones (menor tiempo de colonización), posiblemente no posee alta capacidad de resistencia y/o resiliencia a perturbaciones (Brewer, 1988; Kormondy, 1996), como es el caso de los arrecifes en franja donde se realizó el estudio de Rodríguez-Ramírez *et al.* (2005), cuyas poblaciones han tenido mayor tiempo para adaptarse y/o ser seleccionadas en ese hábitat. Se infiere que la tasa de pérdida anual de cobertura coralina también resulta una variable más sensible en la comunidad coralina que en el arrecife más desarrollado (en franja). Sin embargo, en relación con el tiempo de monitoreo de este estudio (dos lapsos de tiempo, cada uno de un año), la tasa de pérdida anual de cobertura coralina aquí registrada para la comunidad resultó relativamente baja en comparación con registros en arrecifes en franja deteriorados en el Caribe, como es el caso de Jamaica donde se perdió anualmente a nivel somero 4.25 % de cobertura coralina en un lapso de cinco años (Hughes, 1989).

Por otra parte, el aumento en un 11 % de mortalidad parcial de la comunidad coralina en este estudio fue mayor al encontrado por el SIMAC (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) para San Andrés, el cual fue de sólo el 2 % en arrecifes en franja. Este aumento en mortalidad parcial en la comunidad coralina estudiada podría ser consecuencia de menor tolerancia de colonizadores (genotipos no adaptados) a las condiciones ambientales desfavorables producidas por la resuspensión de las partículas finas de sedimento encontradas alrededor de la misma (Nugues y Roberts, 2003; Wielgus *et al.*, 2004; Dikou *et al.*, 2006) o de otros factores no identificados (depredación; efecto antropogénico por buceo); los cuales, según Vermeij y Bak (2003), inciden aumentando el proceso de reproducción asexual vía fisión de las poblaciones de coral. Este mecanismo reproductivo se conoce también como fragmentación, término más apropiado, ya que la ruptura de las colonias generalmente se da por factores físicos (ej. tormentas, corrientes, mareas, entre otros) o biológicos que (ej. enfermedades) que producen la mortalidad parcial de las

colonias sin necesidad de gasto energético para la reproducción por parte del coral (Acosta *et al.*, 2001; Weilgus *et al.*, 2004).

Al igual que lo encontrado en esta investigación, los estudios de Kenyon *et al.* (2006) en Jamaica y Bythell *et al.* (1993) en las Islas Vírgenes estadounidenses hallaron una distribución de tallas con sesgo positivo, es decir, mayor número de colonias de tamaño pequeño. Según Vermeij y Bak (2003), esta distribución podría ser el resultado del reclutamiento de juveniles (principalmente en especies incubadoras de larvas) o fisión y/o fragmentación de colonias grandes debido a la mortalidad parcial (principalmente en especies de larga vida) por alto estrés. En el caso de estudio los dos procesos, al parecer, estarían involucrados como se infiere a continuación, pero aún deben ser cuantificados en detalle.

El aumento de la mortalidad parcial en un 8 y 31 % para *M. annularis* y *P. asteroides*, respectivamente, podría estar contribuyendo a la fragmentación de las colonias. Este tipo de reproducción asexual ocurre cuando lesiones rodean y aíslan porciones de tejido vivo (Meesters *et al.*, 1997) y, según Hughes y Jackson (1980, 1985) y Hughes y Tanner (2000), estas dos especies coralinas emplean dicho tipo de reproducción como defensa para evitar la pérdida completa del tejido vivo, lo cual conllevaría a la pérdida de la colonia. En el caso de *M. annularis*, a mayor tamaño de la colonia aumenta la probabilidad de sufrir mortalidad parcial y por ende a fragmentarse y formar ramets (Hughes y Jackson, 1980, 1985; Hughes, 1984; Meesters *et al.*, 1997), como fue corroborado recientemente para una población de isla Grande e isla Tesoro, Caribe colombiano (Alvarado, 2008). En cuanto a *P. asteroides*, Bythell *et al.* (1993) encontraron que en las islas Vírgenes esta especie se fragmenta, reduciendo la cobertura de la población, similar a lo observado en el presente estudio.

Por otra parte, el elevado número de juveniles y adultos pequeños observado en la distribución de tallas de *A. agaricites*, podría atribuirse a la alta tasa de reclutamiento que esta especie presenta (Bak y Engel, 1979; Hughes y Jackson, 1985). Sin embargo, la aparente alta tasa de juveniles de *A. agaricites* registrada en el presente estudio podría relacionarse con la mortalidad parcial sufrida por sus colonias, ya que Bythell *et al.* (1993) y Meesters *et al.* (1997) indican que el reclutamiento de esta especie podría darse para sobreponerse a la mortalidad sufrida. Por su parte, Rogers *et al.* (1984) dicen que el alto reclutamiento podría también estar relacionado con la disponibilidad de sustrato libre para colonizar, lo cual puede sugerir baja abundancia de colonias adultas en la población.

CONCLUSIONES

Aunque la comunidad coralina se encontró estable, su composición mostró variación en un período corto de tiempo. A nivel poblacional, las especies dominantes, *M. annularis* y *P. astreoides*, aumentaron la mortalidad parcial, particularmente *M. annularis*, mientras que *A. agaricites* disminuyó significativamente su cobertura, como lo demuestra el sesgo en la distribución de tallas hacia colonias pequeñas.

Estos resultados están posiblemente relacionados con potenciales tensores (sedimento y resuspensión) que influyen las poblaciones de coral, afectando su mortalidad parcial y total, proceso determinante de la estructura de las poblaciones. Este proceso explicaría adecuadamente: 1) la salida de especies de la comunidad, 2) la disminución en cobertura de ciertas poblaciones, y 3) los procesos de fragmentación sufridos por *M. annularis* y *P. astreoides*.

Así mismo, los cambios de la estructura de la comunidad coralina son más evidentes a nivel de población que a nivel de comunidad y podrían ser un primer indicio de alteración de esta última, siendo la composición la variable más sensible a corto plazo. Los resultados obtenidos muestran que la comunidad coralina sufre cambios similares, en algunas variables (ej. riqueza, diversidad), a los observados en etapas sucesionales más avanzadas, como es el caso de los arrecifes en franja, pero más acelerados para variables sensibles, como las tasas de recambio de especies y de pérdida anual de cobertura coralina por mortalidad parcial y la distribución de tallas de las poblaciones dominantes.

AGRADECIMIENTOS

A la tienda de buceo Sharky en San Andrés por el apoyo logístico para llevar a cabo este estudio y a los estudiantes de Ecología Marina del 2004 de la Pontificia Universidad Javeriana por la toma de datos.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A. y A. Acevedo. 2006. Population structure and colony condition of *Dendrogyra cylindrus* (Anthozoa: Scleractinia) in Providencia Island, Colombian Caribbean. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, 4: 1605-1610.
- Acosta, A., M. Casas, C. Vargas y J. E. Camacho. 2005. Lista de Zoantharia (Cnidaria: Anthozoa) del Caribe y de Colombia. Biota Colombiana, 6: 147-162.
- Acosta, A., P. W. Sammarco y L. F. Duarte. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: The role of exogenous factors. Bull. Mar. Sci., 68: 363-381.
- Alvarado, E. M. 2008. Efecto de las lesiones naturales sobre la fecundidad: Implicaciones en la estructura de talla de una población del coral *Montastraea annularis* en un arrecife degradado del Caribe colombiano. Tesis de Doctor en Ciencias, Universidad del Valle, Cali. 128 p.



- Arango, G. D. 2002. Estructura de la comunidad coralina en la isla de Providencia, Caribe colombiano: ¿Evidencia de cambio después de siete años? Trabajo de grado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 66 p.
- Bak, R. P. M. 1975. Ecological aspects of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 45: 181-190.
- Bak, R. P. M. y J. H. B. W. Elgershuizen. 1976. Patterns of oil-sediment rejection in corals. *Mar. Biol.*, 37: 105-113.
- Bak, R. P. M. y M. S. Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the important of life history strategies in the parent coral community. *Mar. Biol.*, 54: 341-352.
- Bak, R. P. M. y E. H. Meesters. 1998. Coral population structure: The hidden information of colony-size frequency distribution. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 162: 301-306.
- Bak, R. P. M. y E. H. Meesters. 1999. Population structure as a response of coral community to global change. *Am. Zool.*, 39: 56-65.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. The nature of the community: Patterns in space and time, 469-498. En: Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper (Eds.). *Ecology, from individuals to ecosystems*. Cuarta edición. Blackwell, E.E.U.U. 738 p.
- Berkelmans, R., G. Death, S. Kininmonth y W. J. Skirving. 2004. A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns and predictions. *Coral Reefs*, 23: 74-83.
- Brewer, R. 1988. Community and ecosystem ecology: Community change. 489-531. En: Saunders College (Ed.). *The science of ecology*. Saunders College, Philadelphia. 922 p.
- Bythell, J. C., E. H. Gladfelter y M. Bythell. 1993. Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 12: 143-152.
- Castro, P. y M. E. Huber. 2000. Coral reefs. 276-299. En: Kevin, T. K. (Ed.). *Marine biology*. Tercera edición. McGraw Hill, Boston. 444 p.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Connell, J. H., T. P. Hughes y C. C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.*, 67: 461-488.
- Díaz, J. M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, Colección "Jorge Álvarez Lleras", 7, Bogotá. 150 p.
- Díaz, J. M., G. Díaz-Pulido, J. Geister, J. A. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Tomo I. Complejos arrecifales oceánicos. Serie de Publicaciones Especiales No. 2., Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis"-INVEMAR, Santa Marta. 83 p.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. H. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Serie de Publicaciones Especiales No. 5. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis"-INVEMAR, Santa Marta. 175 p.

- Dikou, A. y R. von Woesik. 2006. Partial colony mortality reflects coral community dynamics: A fringing reef study near a small river in Okinawa, Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, 52: 269-280.
- Gardner, T. A., I. M. Cote, J. A. Gill, A. Grant y A. R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301: 958-960.
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción?. Colombia: Ciencia y Tecnología, 15: 11-19.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y C. Reyes-Nivia. 2002. Estado de arrecifes coralinos en Colombia. 84-113. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2002. Serie Publicaciones Periódicas 5, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis”-INVEMAR, Santa Marta. 275 p.
- Geister, J. y J. M. Díaz. 1997. A field guide to the oceanic barrier reefs and atolls of the southwestern Caribbean (Archipelago of San Andrés and Providencia, Colombia). Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, 1: 235-262.
- Ginsburg, R. N., E. Gischler y W. E. Kiene. 2001. Partial mortality of massive reef-building corals: An index of patch reef condition, Florida Reef Tract. *Bull. Mar. Sci.*, 69: 1149-1173.
- Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, I. Riveiro, A. R. Vergara y A. Vaamonde. 2006. Tratamientos de datos. Díaz de Santos, Madrid. 362 p.
- Halpern, C. B. 1988. Early sucesional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology*, 69: 1703-1715.
- Hughes, T. P. 1984. Population dynamics based on individual size rather than age: A general model with reef coral example. *Am. Nat.*, 123: 778-795.
- Hughes, T. P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs: The role of history. *Ecology*, 70: 275-279.
- Hughes, T. P. 1996. Demographic approaches to community dynamics: A coral reef example. *Ecology*, 77: 2256-2260.
- Hughes T. P. y J. H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 932-940.
- Hughes, T. P. y J. B. C. Jackson. 1980. Do corals lie about their age? Some demographic consequences of partial mortality, fission, and fusion. *Science*, 209: 713-715.
- Hughes, T. P. y J. B. C. Jackson. 1985. Population dynamics and life histories of foliaceous corals. *Ecol. Monogr.*, 55: 141-166.
- Hughes, T. P. y J. E. Tanner. 2000. Recruitment failure, life histories and long-term decline of Caribbean coral. *Ecology*, 81: 2250-2263.
- Huston, M. A. 1985. Patterns of species diversity on corals reefs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 16: 149-177.
- Jokiel, P. L., E. K. Brown, A. Friedlander, K. Rodgers y W. R. Smith. 2004. Hawai'i coral reef assessment and monitoring program: Spatial patterns and temporal dynamics in reef coral communities. *Pac. Sci.*, 58: 159-174.
- Kenyon, J.C, P.S. Vroom, K.N. Page, M.J. Dunlap, C.B. Wilkinson y G.S. Aeby. 2006. Community structure of hermatypic corals at French Frigate Shoals, Norhtwestern Hawaiian Island: Capacity for resistance and resilience to selective stressors. *Pac. Sci.*, 60: 153-175.

- Kormondy, E. J. 1996. Stability and change in communities. 299-335. En: Kormondy, E. J. (Ed.). Concepts of ecology. Cuarta edición, Prentice Hall, New Jersey. 559 p.
- Langmead, O. y C. Sheppard. 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecol. Model.*, 175: 271-290.
- Linton, D. y T. Fisher. 2004. Coral reef communities. 46-54. En: Linton, D. y T. Fisher (Eds.). Report Desing. CARICOMP-Caribbean Coastal Marine Productivity Program: 1993-2003. Kingston, Jamaica. 92 p.
- Magurran, A. E. 1998. Ecological diversity and its measurement. Croom Hell, Londres. 179 p.
- Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 141-167.
- McClanahan, T., N. Polunin y T. Done. 2002. Ecological status and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology*, 6: 18. <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art18>. 15/11/06.
- Meesters, E. H., I. Wesseling y R. P. M. Bak. 1997. Coral colony tissue damage in six species of reef-building corals: partial mortality in relation with depth and surface area. *J. Sea. Res.*, 37: 131-144.
- Meesters, E. H., M. Hilterman, E. Kardinaal, M. Keetman, M. de Vries y R. P. M. Bak. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Progr.*, 209: 43-54.
- Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.*, 29: 215-233.
- Nugues, M. M. y C. M. Roberts. 2003. Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 314-323.
- Ordóñez, M. S. 2004. Variación en la estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles entre arrecifes continentales (isla Fuerte e isla Grande) y oceánicos (San Andrés y Providencia), Caribe colombiano. Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 148 p.
- Pandolfi, J. M. 2002. Coral community dynamics at multiple scales. *Coral Reefs*, 21: 13-23.
- Pinzón, J. H., A. M Perdomo, O. D. Solano y G. R. Navas. 1998. Blanqueamiento coralino de 1995 en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caribb. J. Sci.*, 34: 330-333.
- Prahl, H. 1989. Patrones de diversidad en los corales del Caribe colombiano. *Bulletin del 'Institut de Geologie du Bassin D'Aquitaine*, 45: 63-71.
- Quinn, N. J. y B. L. Kojis. 2006. Invertebrate recruitmen patterns inside and outside Discovery Bay, Jamaica. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*, 1: 83-90.
- Reyes, J. 2000. Lista de los corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. *Biota Col.*, 1: 164-176.
- Rodríguez-Ramírez, A. y M. C. Reyes-Nivia. 2005. Evaluación rápida del impacto del Huracán Beta sobre los ecosistemas marinos y costeros en la isla de Providencia. 87-92. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2005. Serie de Publicaciones Periódicas, No. 8. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”-INVEMAR, Santa Marta. 360 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia, G. Duque, C. Orozco, F. Zapata y O. Herrera. 2005. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. 77-114. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en

- Colombia: Año 2004. Serie de Publicaciones Periódicas, No. 8. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés"-INVEMAR, Santa Marta, 210 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y F. Zapata. 2006. Status of the corals reefs of Colombia in 2003. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, 4: 976-981.
- Rogers, C. S., H. C. Fitz, M. Gilnack, J. Beets y J. Hardin. 1984. Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. Coral Reefs, 3: 69-76.
- Salazar-Vallejo, S. I. 2002. Huracanes y biodiversidad costera tropical. Rev. Biol. Trop., 50: 415-428.
- Semon, K. L., K. Sullivan-Sealey y V. L. Nero. 2006. The influence of habitat selection and diversity on the population dynamics of stony corals species of the Bahamian Archipelago. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, 2: 335-340.
- Szmant, A. M. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. Coral Reefs, 5: 43-54.
- Temperton, V. M., R. J. Hobbs, T. Nuttle y S. Halle. 2004. Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. Island Press, Washington. 439 p.
- Torres, C. 2003. Aspectos demográficos de la especie coralina *Porites astreoides* en la terraza arrecifal de sotavento de la isla de San Andrés (Caribe colombiano). Trabajo de grado, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 66 p.
- Valdivia, A. y E. de la Guardia. 2004. Estructura de la comunidad de corales en el arrecife costero de Boca de Canasi, La Habana, Cuba. Rev. Invest. Mar., 25: 15-22.
- Vermeij, M. J. A y R. P. M. Bak. 2003. Inferring demographic processes from population size structure in corals. Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium, 1: 589-593.
- Veron, J. 2000. Corals and coral reefs. 21-29. En: Stafford-Smith, M. (Ed). Corals of the world. Volume 1. New Litho. Townsville, Australia. 463 p.
- Vidal, A. M., C. M. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés isla, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 211-225.
- Wielgus, J., N. E. Chadwick-Furman y Z. Dubinsky. 2004. Coral cover and partial mortality on anthropogenically impacted coral reefs at Eilat, northern Red Sea. Mar. Pollut. Bull., 48: 248-253.

FECHA DE RECEPCIÓN: 31/07/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 26/08/09



TAXONOMÍA DE LARVAS ZOEA DE CRUSTÁCEOS DECÁPODOS DEL ÁREA NORORIENTAL DEL MAR CARIBE COLOMBIANO*

Johanna Medellín-Mora¹, Néstor H. Campos², Andrés Franco-Herrera³ y Juan C. Jaimes⁴

- 1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro de Punta Betón, Santa Marta, Colombia. A.A. 1016. johanna_medellin@invemar.org.co*
- 2 Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR/ INVEMAR, Cerro de Punta Betón, Santa Marta, Colombia. nhcamposc@bt.unal.edu.co, nhcampos@invemar.org.co*
- 3 Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología Marina, Carrera 2 No. 11-68, Edificio Mundo Marino, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. andres.franco@utadeo.edu.co*
- 4 Universidad Militar “Nueva Granada”, Facultad de Ciencias, Programa de Biología Aplicada, Carrera 100 No. 101-80, Bogotá D. C., Colombia. juan.jaimes@unimilitar.edu.co*

RESUMEN

Se estudió la composición de las larvas zoea de crustáceos decápodos de la región nororiental del Caribe colombiano mediante arrastres oblicuos de zooplancton realizados con un sistema de red bongo durante julio-agosto, noviembre-diciembre de 1997 y marzo-abril de 1998. De las muestras colectadas, se separaron las zoeas y con base en bibliografía especializada se identificaron hasta el nivel taxonómico de familia. Se describieron 30 familias de decápodos con base en caracteres externos como la forma del cuerpo, ojos, antenas, anténulas, caparazón, abdomen, telson, número de apéndices torácicos y segmentos del abdomen, así como la presencia, ausencia y conteo de espinas en cada uno de éstos. De esta forma, se elaboraron claves taxonómicas, con el fin de facilitar la identificación de estadios larvales de Decapoda para el área de estudio.

PALABRAS CLAVE: Zooplancton, Crustáceos decápodos, Composición, Clave taxonómica.

ABSTRACT

Taxonomy of zoea larvae of crustacean decapods at the northeastern area, Colombian Caribbean Sea. The larvae composition of crustacean decapod families at the northeastern region of the Colombian Caribbean was studied based on plankton oblique tows with a bongo net system during July-August, November-December 1997 and March-April 1998. Zoeas were separated and identified to the taxonomic family level from the samples collected. 30 families were described, based on external

* *Contribución No. 1035 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No. 329 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR de la Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.*

characteristics as body shape, eyes, antennae, antennule, shell, abdomen, telson, number of thorax appendages and abdomen segments, as well as presence, absence and spines counting. Taxonomic keys were developed to facilitate the identification of the larval stages of Decapoda from the study area.

KEY WORDS: Zooplankton, Crustaceans decapods, Composition, Taxonomic key.

INTRODUCCIÓN

La determinación taxonómica de las larvas de crustáceos decápodos comienza por la identificación de los estadios larvales nauplio, zoea, mysis y megalopa. En el orden Decapoda, estos estadios no son regulares, los camarones penaeidos y sergéstidos presentan eclosión de huevo en estadio de nauplio y en estado de zoea los camarones carídeos, langostas y cangrejos (Sastry, 1982, Williamson, 1982; Williamson y Rice, 1996). El estado de zoea es común en el ciclo de vida temprano de los decápodos, sus características morfológicas como cefalotórax, espina rostral, ojos compuestos, pereiópodos, abdomen, pleópodos no desarrollados, telson y en algunas ocasiones urópodos, permiten tener una identificación acertada a nivel de familia (Sandifer, 1972; Rice, 1980; Boschi, 1981; Williamson, 1982; Palma y Kaiser, 1993).

Existen más de cien familias de crustáceos decápodos descritas, de la mayoría no se conoce bien su ciclo de vida, debido a que la información concerniente a los estados larvales es muy escasa. Por esta razón, investigaciones sobre la composición de estadios tempranos son necesarias para complementar el estudio biológico de muchas especies, en especial de importancia comercial. Por otra parte, estas larvas, al ser parte importante de la dieta de peces zooplanctófagos, aportan información útil para la interpretación de estudios de ecología trófica, ayudando a mejorar la eficiencia pesquera por medio de estrategias administrativas a largo plazo para los recursos extraíbles de la región.

En el Caribe colombiano son pocos los trabajos realizados sobre la taxonomía de larvas de crustáceos decápodos. Castro (1998) identificó diez familias y analizó la distribución espacio temporal a nivel de infraorden en el Golfo de Salamanca. Criales *et al.* (2002), en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), realizaron un estudio sobre los primeros estados de desarrollo de los crustáceos braquiuros, encontrando larvas zoea de la familia Xanthidae y Portunidae (*Callinectes*). Por otra parte, en el área de estudio son varias las investigaciones de zooplancton en las que se registran larvas de crustáceos decápodos algunas de estas efectuaron una identificación más específica. Del Real (1970) realizó un inventario en el área comprendida entre Galerazamba y Santa Marta registrando larvas zoea de anomuros

y macruros (Palinuridae y Scyllaridae). Posteriormente, Ávila (1978) en la Ciénaga Grande de Santa Marta referenció zoeas de cangrejos portúnidos y porcelánidos. En el noreste de La Guajira, Marino y Merchán (1993) registraron larvas en estado zoea de anomuros y braquiuros. El presente estudio con base en las descripciones biológicas larvales de las familias de crustáceos decápodos encontradas en la región nororiental del Caribe colombiano y con la ayuda de bibliografía especializada, realizó una clave taxonómica con el fin de facilitar la identificación de los estados tempranos de los decápodos de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

A través del Programa Regional de Cooperación Técnica para la pesca INPA-VECEP/UE se tomaron muestras de zooplancton durante los meses de julio-agosto, noviembre-diciembre de 1997 y marzo-abril de 1998 en el área comprendida entre los departamentos de La Guajira y Magdalena a lo largo de 15 transectos perpendiculares a la costa, hasta los 200 m de profundidad (INPA-VECEP/UE, 1999). Las muestras se colectaron con un sistema de red bongo (0.6 m de diámetro de boca, con mallas de 300 y 500 μm y contadores de flujo mecánicos marca Hydro-Bios) y arrastres dobles oblicuos, según la metodología de Smith y Richardson (1979); el material zooplanctónico fue fijado con formalina al 10 % neutralizada con tetraborato de sodio (Manjarrés *et al.*, 1998). En este estudio se analizaron las muestras planctónicas colectadas con la malla de 500 μm .

En el laboratorio, se midió el volumen de la muestra, luego se diluyó al doble de su volumen con agua desionizada; posteriormente se tomaron alícuotas con una pipeta Pasteur de boca ancha y se depositó el contenido en una placa Bogorov, separando en un estereoscopio las larvas en estado zoea del resto de zooplanctones. Luego, se realizó la identificación en un microscopio hasta el nivel de familia, según las claves taxonómicas realizadas por Kurata (1970), Sandifer (1972), Rice (1980), Boschi (1981) y Williamson (1982) y las descripciones taxonómicas y morfológicas registradas por Gurney (1942), Castro (1998) y Olvera y Ordóñez (1998).

La información obtenida de la identificación y descripción de las larvas de decápodos en estado zoea para las familias presentes en el Caribe colombiano se registró en una clave dicotómica que integra en algunos casos caracteres importantes de la familia descritos entre paréntesis y esquemas ilustrativos realizados a partir de registros fotográficos para facilitar su identificación.

RESULTADOS

Clave para los estadios de desarrollo de Decapoda

- 1 a. Ojo mediano simple, tres pares de apéndices cefalotorácicos desarrollados.....**Nauplio.**
- 1 b. Ojos pares compuestos; apéndices torácicos funcionales; abdomen desarrollado..... **2.**
- 2 a. Ausencia de pleópodos o rudimentarios **Zoea.**
- 2 b. Con al menos un par de pleópodos bien desarrollados **3.**
- 3 a. Forma de camarón; pereiópodos con exopoditos bien desarrollados; para los infraórdenes Penaeidea, Stenopodoidea y Caridea **Mysis.**
- 3 b. Forma de cangrejo; pleópodos sin exopoditos bien desarrollados; para los infraórdenes Anomura y Brachyura..... **Megalopa.**

Clave para los subórdenes de larvas en estado zoea de Decapoda

Orden Decapoda

- 1 a. Cuerpo en forma de camarón; antena con escama; urópodos presentes en últimos estadios..... **2.**
- 1 b. Forma del cuerpo diferente a un camarón; caparazón globoso, triangular o en forma de casco, antena con o sin escama; con o sin urópodos **5.**
- 2 a. Pleura del segundo somite abdominal no sobrelapa al primero; cefalotórax liso u ornamentado, en algunos con órgano dorsal, margen anterolateral nunca aserrado; cinco pares de pereiópodos desarrollados, en estados avanzados tres pares queladosa [anténula (A1) segmentada birrámea; antena (A2) con escama] **3.**
- 2 b. Pleura del segundo somite abdominal sobrelapa al primero; caparazón con espina rostral y un par de espinas supraorbitales y/o pterigostomiales, margen anterolateral dentado, papilas dorsales en algunas familias; cinco pares de pereiópodos desarrollados, quinto nunca birrámeo, tercero nunca quelado (ojos sésiles en estados tempranos y pedunculados en estados avanzados; abdomen segmentado; telson subtriangular en estados tempranos y rectangular con urópodos en avanzados) **Caridea (Figura 1).**
- 3 a. Abdomen sin modificaciones; telson bilobulado con largas setas en estados tempranos, rectangular y con urópodos en avanzados **Penaeidea (Figura 2).**
- 3 b. Segundo o tercer somite abdominal modificado en una proyección conspicua dorsal o posterior; telson furcado o subtriangular con espinas de apariencia fuerte, con urópodos presentes en estadios avanzados **4.**
- 4 a. Cefalotórax con espina rostral fuerte y espinas supraorbitales y pterigostomiales;

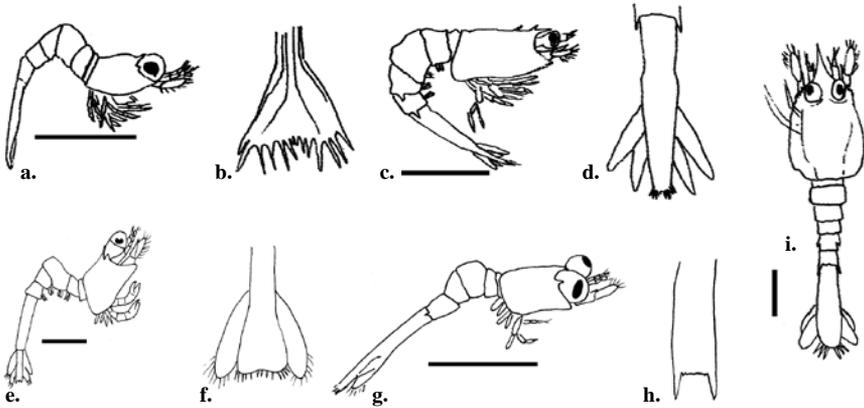


Figura 1. Esquemas de las familias del infraorden Caridea. a. Alpheidae, b. telson, c. Hippolytidae, d. telson, e. Ophlophoridae, f. telson, g. Palaemonidae, h. telson, i. Pasiphaeidae. La línea equivale a 1 mm.

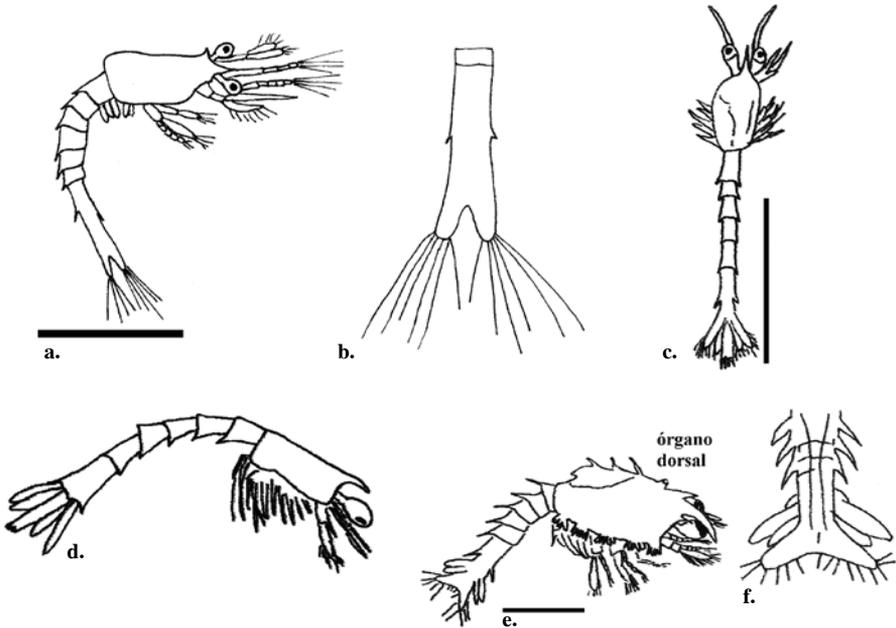


Figura 2. Esquemas de las familias del infraorden Penaeoidea. a. Penaeidae, b. telson, c. Sergestidae (vista dorsal), d. vista lateral, e. Solenoceridae, f. telson. La línea equivale a 1 mm.

anténula (A1) segmentada birrámea; ojos con pedúnculo corto; cinco pares de pereiópodos desarrollados; abdomen segmentado, tercer somito modificado con una proyección dorsal en punta; telson furcado con urópodos en estadios avanzados.....**Stenopodoidea (Figura 3).**

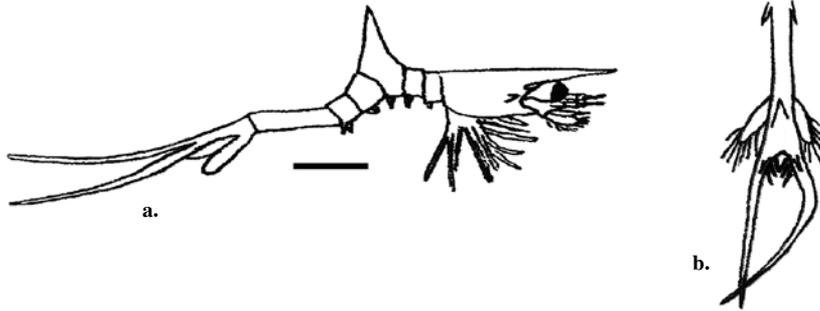


Figura 3. Esquema de las familias del infraorden Stenopodoidea. a. Familia Stenopoidae, b. Telson. La línea equivale a 1 mm.

4 b. Caparazón con el margen anterolateral liso o dentado; espina rostral fuerte y ancha con o sin espinas; anténula (A1) segmentada con setas distales; ojos sésiles; cinco pares de pereiópodos birrámeos; abdomen segmentado, segundo somito con una proyección dorsal dirigida posteriormente, o con espinas prominentes posterolaterales en el quinto somite, o con gancho posteroventral en todos los somitos; telson subtriangular con espinas fuertes **Thalassinoidea (Figura 4).**

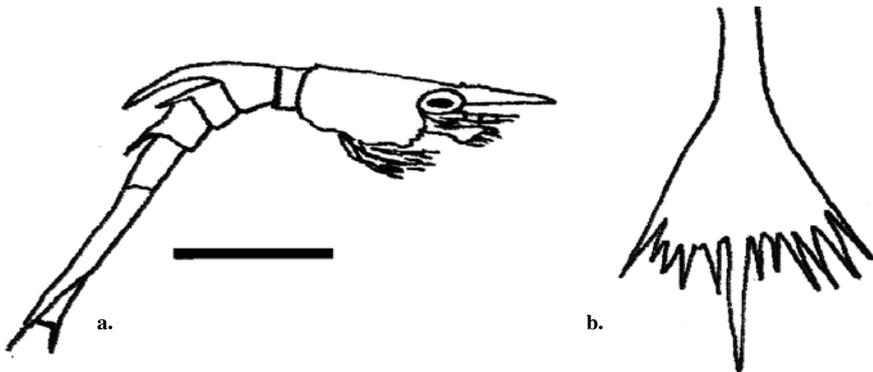


Figura 4. Esquema perteneciente al infraorden Tallassinoidea. a. Familia Callianassidae, b. Telson. La línea equivale a 1 mm.

5 a. Sin caparazón [cuerpo aplanado; cabeza piriforme delgada o ancha; anténula (A1) y antena (A2) no segmentadas, unirrámeas en estados tempranos, sin escama; ojos pedunculados; tórax redondeado; pereiópodos birrámeos largos con espinas coxales en la base; abdomen en desarrollo]..... **Macrura (Filosoma) (Figura 5).**

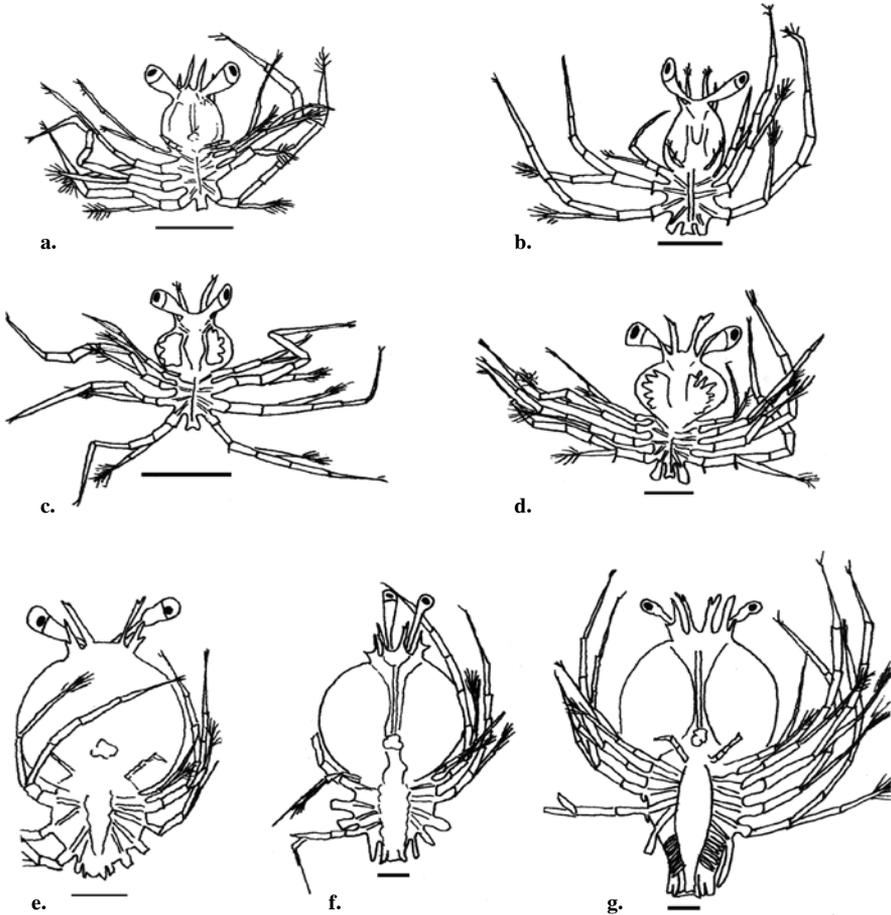


Figura 5. Esquemas de las familias del infraorden Macrura. a. Palinuridae (Estadio I), b. Estadio II. c. Scyllaridae (Estadio I), d. Estadio II, e. Estadio IV, f. Estadio V, g. Estadio VI. La línea equivale a 1 mm.

- 5 b.** Con caparazón..... **6.**
- 6 a.** Caparazón globoso más o menos triangular o rectangular, nunca en forma de casco; sin espina dorsal; anténula (A1) segmentada o entera; antena (A2) con o sin espina en la base; ojos sésiles o con pedúnculo corto; pereiópodos birrámeos; somites abdominales con o sin espinas, algunos con gancho posteroventral; telson variable, bilobulado ocasionalmente, primer proceso del telson liso, segundo con apariencia de pelo, y/o el cuarto proceso largo no articulado, y/o con una espina media no pareada; con o sin urópodos **Anomura (Figura 6).**

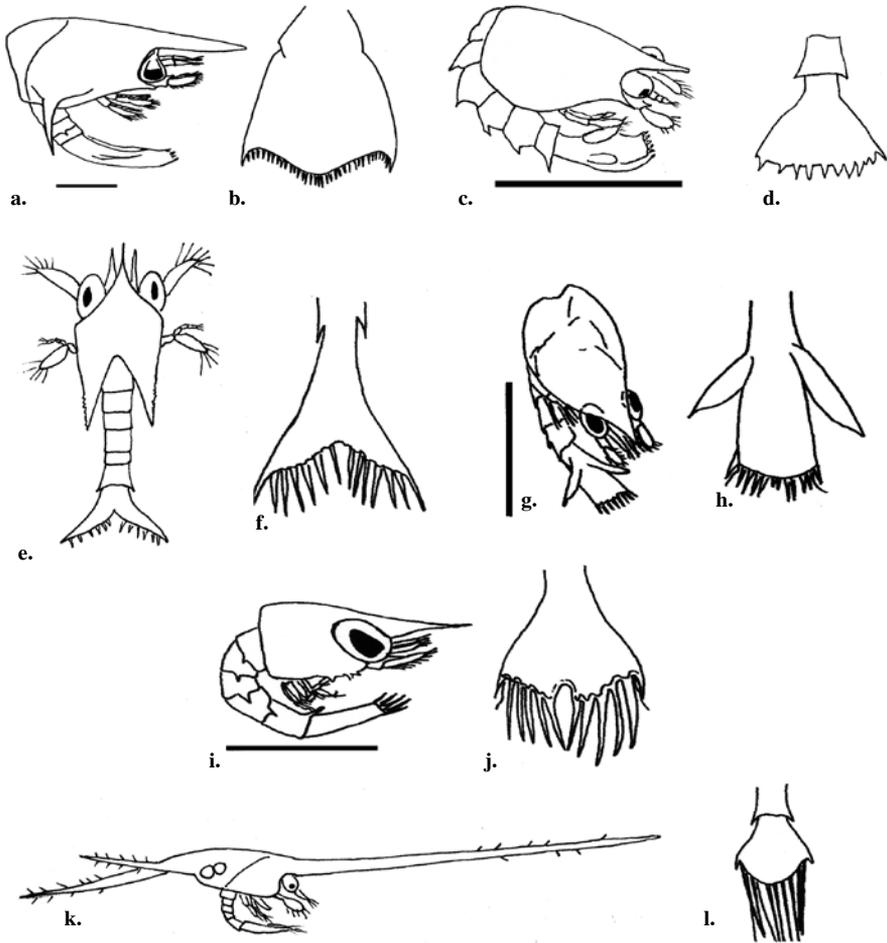


Figura 6. Esquemas de las familias del infraorden Anomura. a. Albuneidae, b. Telson, c. Diogenidae, d. Telson, e. Galatheidae, f. Telson, g. Paguridae, h. Telson, i. Parapaguridae, j. Telson, k. Porcellanidae, l. Telson. La línea equivale a 1 mm.

6 b. Caparazón redondeado en forma de casco, con espina media dorsal, curvada posteriormente o recta, espinas rostral y/o laterales; anténula (A1) entera con setas en la parte apical; antena (A2) sin escama, compuesta por un proceso espinoso, endopodito y exopodito; pereiópodos rudimentarios; abdomen suspendido bajo el caparazón; telson generalmente furcado sin urópodos (ojos sésiles; dos pares de maxilípedos birrámeos) **Brachyura** (Figura 7 y 8).

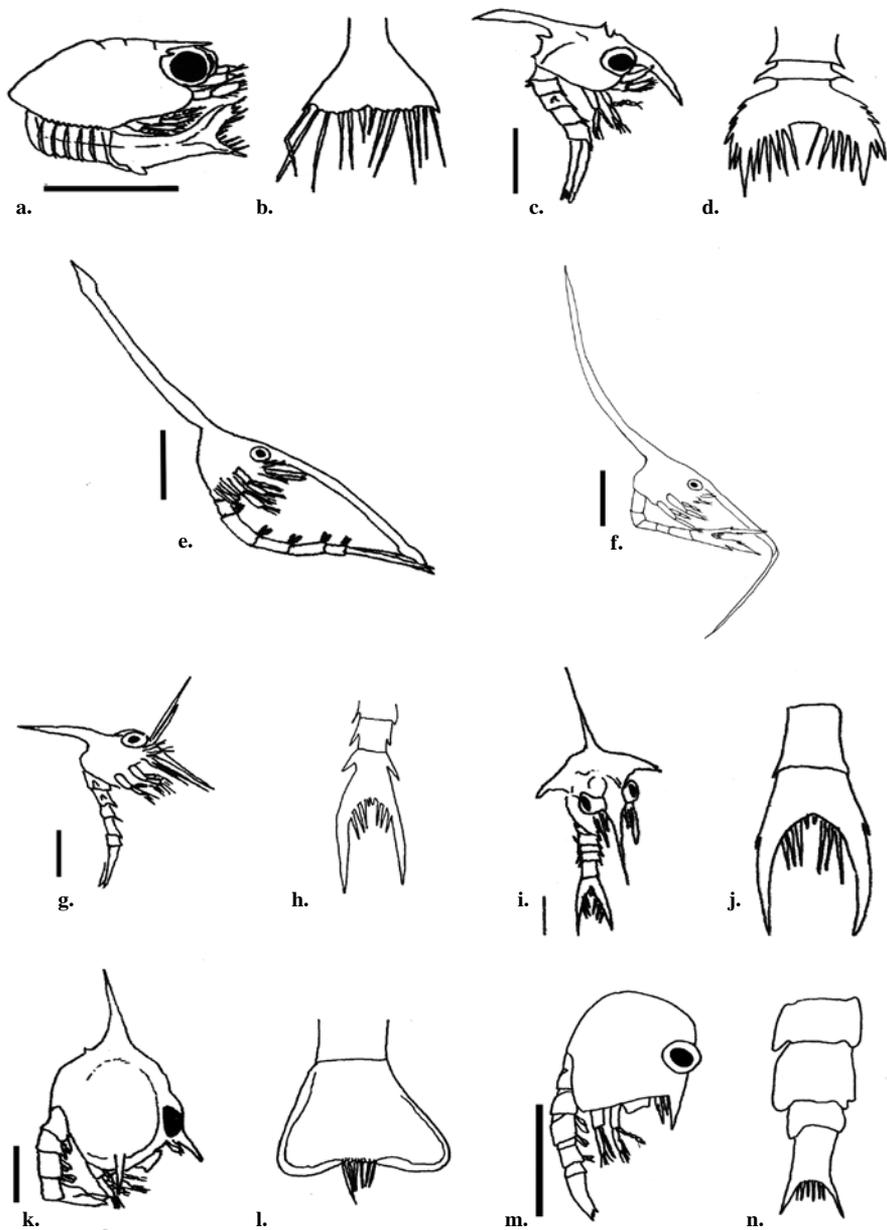


Figura 7. Esquemas de las familias del infraorden Brachyura (Parte I). a. Dromiidae, b. Telson, c. Raninidae, d. Telson, e. Dorippidae, f. Dorippidae (morfortipo II), g. Ateleciidae, h. Telson, i. Cancridae, j. Telson, k. Leucosiidae, l. Telson, m. Inachidae, n. Telson. La línea equivale a 1 mm.

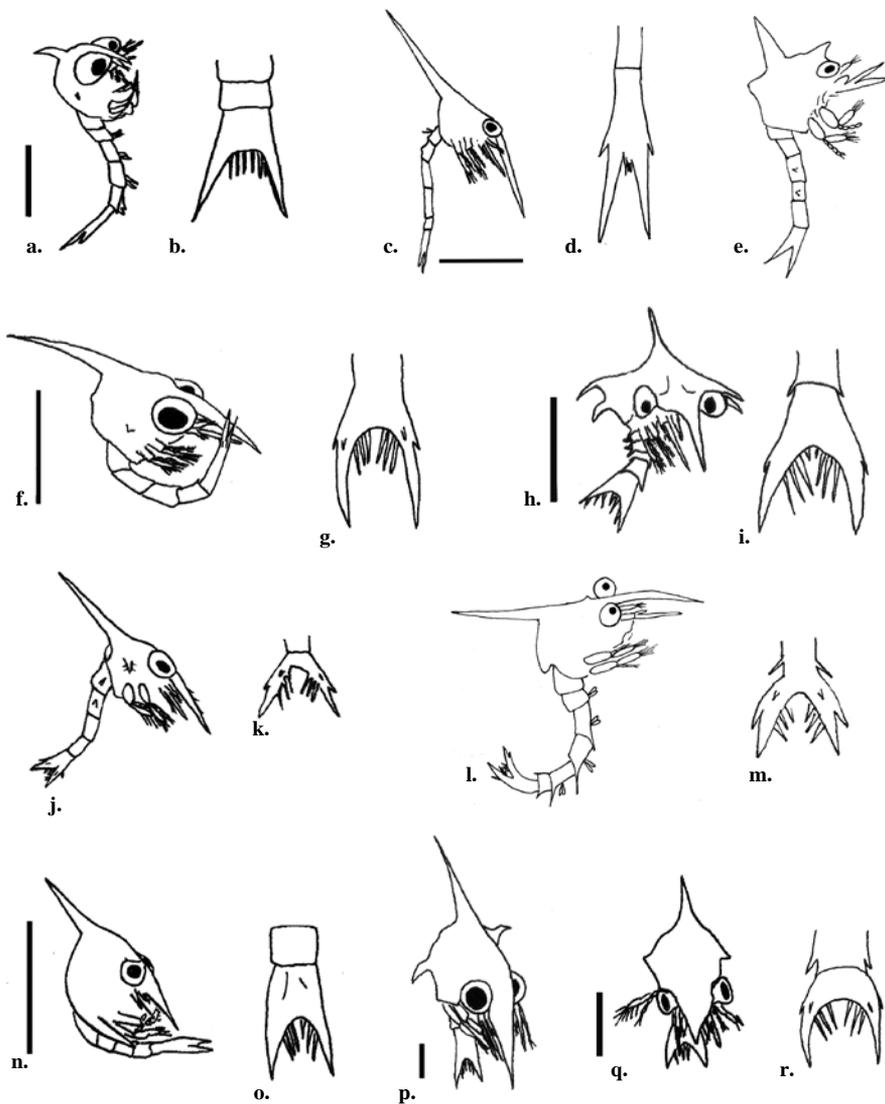


Figura 8. Esquemas de las familias del infraorden Brachyura (Parte II). a. Majidae (Morfortipo I), b. Telson, c. Majidae (Morfortipo II), d. Telson, e. Majidae (*Stenorhynchus* sp.), f. Portunidae, g. Telson, h. Xanthidae, i. Telson, j. Xanthidae (Morfortipo II), k. Telson, l. Xanthidae (Morfortipo III), m. Telson, n. Pinnotheridae, o. Telson, p. Ocypodidae, q. Grapsidae, r. Telson. La línea equivale a 1 mm.

Clave para las familias de larvas en estado zoea de Penaeidea, Caridea, Tallassinioidea, Macrura y Anomura.

- 1 a.** Caparazón globoso o deprimido, de forma más o menos triangular; anténula (A1) segmentada o entera, terminada en punta con setas en la parte apical; antena (A2) sin escama; abdomen segmentado con espinas laterales o dorsales; telson deprimido y ancho, segundo proceso del telson en forma de pelo difícil de apreciar, presencia de urópodos dependiendo del estado de desarrollo **11.**
- 1 b.** Caparazón liso o dentado; anténula (A1) segmentada con setas largas en el extremo; antena (A2) con escama; abdomen segmentado con o sin espinas laterales o dorsales; telson bilobulado en estados tempranos con largas setas, rectangular en estados avanzados con urópodos..... **2.**
- 2 a.** Abdomen segmentado, alargado, con espinas dorsales y/o laterales en la mayoría de los somites; pleura del segundo somito no sobrelapa al primero y tercero **3.**
- 2 b.** Abdomen segmentado dirigido ventralmente, con o sin espinas laterales o dorsales en algún somito; pleura del segundo somito abdominal sobrelapa el primer y tercer somito [anténula (A1) birrámea, rama externa con más segmentos en comparación con la interna, setas largas que parten de cada segmento]..... **5.**
- 3 a.** Caparazón liso (espina rostral seguida de espinas supraorbitales pequeñas; anténulas y antenas segmentadas, birrámeas con setas largas; pereiópodos desarrollados; abdomen compuesto por seis segmentos, los cinco primeros con una espina dorsal y último con dos espinas dorsales)..... **Penaeidae (Figura 2 a y b).**
- 3 b.** Caparazón ornamentado **4.**
- 4 a.** Sin órgano dorsal; anténulas (A1) no segmentadas terminando en punta; abdomen con seis segmentos con un par de espinas laterales internas, último de mayor tamaño con una espina dorsal; telson rectangular con dos espinas pequeñas en la mitad y seis espinas grandes en cada extremo..... **Sergestidae (Figura 2 c y d).**
- 4 b.** Con órgano dorsal; anténulas (A1) segmentadas con setas largas distalmente; abdomen con espinas dorsales y laterales en cada segmento; telson ancho en forma de corazón con cuatro setas largas en cada extremo **Solenoceridae (Figura 2 e y f).**
- 5 a.** Espina rostral aguda, en algunas familias muy pronunciada, con o sin espinas supraorbitales [parte anterior del caparazón aserrada (excepto Oplophoridae)]..... **6.**
- 5 b.** Espina rostral corta ancha en su base, pronunciada en medio de los ojos, en algunos casos espinas supraorbitales **7.**

- 6 a.** Algún segmento del abdomen ornamentado con espinas laterales o ventrales, en ciertos casos una joroba **8.**
- 6 b.** Segundo o tercer segmento del abdomen modificado en una proyección aguda dirigida dorsal o posteriormente. **10.**
- 7 a.** Penúltimo segmento abdominal sin espina lateral (en estadios tempranos telson triangular, ligeramente cóncavo distalmente, con 12 espinas largas y dos pequeñas en el centro, sin urópodos) **Alpheidae (Figura 1 a y b).**
- 7 b.** Penúltimo segmento abdominal con espinas laterales (Telson rectangular con ocho espinas y urópodos setosos) **Palaemonidae (Figura 1 g y h).**
- 8 a.** Margen anterolateral del caparazón liso (tercer segmento del abdomen en forma de joroba; telson de forma trapezoidal con diez espinas)
..... **Oplophoridae (Figura 1 e y f).**
- 8 b.** Margen anterolateral del caparazón aserrado. **9.**
- 9 a.** Abdomen compuesto por seis segmentos, quinto con un par de espinas dorsales; telson alargado de forma rectangular, con diez espinas, dos pequeñas en el centro (caparazón con dos protuberancias en la parte dorsal, espinas pterigiostomiales presentes)..... **Hippolytidae (Figura 1 c y d).**
- 9 b.** Abdomen con cinco segmentos, cuarto con espinas laterales dirigidas ventralmente, quinto con dos pequeñas espinas dorsales y dos ventrales; telson ancho, convexo en la parte posterior, con 12 espinas **Pasiphaeidae (Figura 1 i).**
- 10 a.** Espina rostral fuerte y ancha, parte anterior lateral aserrada; abdomen con cinco segmentos; segundo con una proyección dirigida posteriormente, al igual que el resto de segmentos, disminuyendo en tamaño en orden descendente (pequeñas en estadios tempranos); telson acorazonado con 15 espinas; la del medio bien pronunciada..... **Callianassidae (Figura 4).**
- 10 b.** Espina rostral fuerte sobre los ojos, abdomen compuesto por seis segmentos, tercero modificado con una proyección dorsal, en punta; quinto segmento con un par de espinas laterales dirigidas ventralmente; telson a manera de furca, con un par de espinas dorsales y tres pares de setas en la parte central... **Stenopodidae (Figura 3).**
- 11 a.** Ojos pedunculados cortos en los primeros estadios..... **12.**
- 11 b.** Ojos sésiles, redondos u ovalados ubicados debajo de la espina rostral..... **14.**
- 12 a.** Cuerpo no aplanado (ojos con pedúnculo corto; anténula segmentada con setas en la parte apical; cuarto segmento abdominal con un par de espinas laterales pequeñas; telson deprimido y ancho; el borde posterior es convexo, subtriangular, con procesos espinosos anchos en los extremos y numerosas espinas intercaladas en tamaño diferente..... **Albuneidae (Figura 7 a y b).**
- 12 b** Cuerpo aplanado (cabeza piriforme delgada, pereiópodos largos con endopodito) **13.**

- 13 a.** Anténulas el doble de la longitud de las antenas, pero un cuarto más cortas que los ojos; antenas terminadas en punta; exopodito del tercer maxilípodo con pocas setas.....**Palinuridae (Figura 6 a y b).**
- 13 b.** Anténulas largas con setas en la parte apical; antenas un cuarto la longitud de la anténula, con dos o tres setas distales; segundo maxilípodo con cinco segmentos, tercer maxilípodo largo**Scyllaridae (Figura 5 c - g).**
- 14 a.** Anténula segmentada; los procesos del telson como espinas y/o setas largas.....**15.**
- 14 b.** Anténula no segmentada; proceso exterior del telson es una espina corta y el segundo un pelo fino **17.**
- 15 a.** Caparazón con espina rostral, larga, gruesa, de apariencia cilíndrica, con espinas; parte posterior del caparazón con dos espinas equivalentes a un cuarto de la longitud de la espina rostral, también con espinas (abdomen con cuatro segmentos, último segmento con espinas laterales dirigidas ligeramente hacia la parte ventral; telson ancho de forma romboidal con setas largas)..... **Porcellanidae (Figura 6 k y l).**
- 15 b.** Caparazón con espinas rostral y/o posteriores cortas; parte posterior con la apariencia de estar dividido en dos porciones **16.**
- 16 a.** Tres primeros segmentos abdominales con espinas dorsales disminuyendo de tamaño en cada segmento, quinto segmento largo con un par de espinas laterales; telson deprimido, ancho y ligeramente cóncavo, con 15 espinas, las de los extremos de menor longitud (urópodos presentes).....
..... **Diogenidae (Figura 6 c y d).**
- 16 b.** Quinto segmento abdominal con un par de espinas laterales, último con una espina dorsal; telson deprimido, bilobulado con siete espinas en cada lóbulo (caparazón terminando en dos espinas posteriores con aserraciones)
..... **Galatheidae (Figura 6 e y f).**
- 17 a.** Caparazón de forma triangular, con un par de espinas posteriores; espina rostral entre los ojos muy aguda; segmentos abdominales con espinas laterales; último con una espina dorsal; telson de forma trapezoidal, con 14 espinas, dos pequeñas en la parte media **Paguridae (Figura 6 g y h).**
- 17 b.** Caparazón con aspecto globoso en la parte posterior; espina rostral aguda; cuarto somite abdominal con espinas laterales; telson ancho ligeramente bilobulado, con seis espinas en cada lóbulo **Parapaguridae (Figura 6 i y j).**

Clave para las familias de Brachyura basada en los caracteres de zoea

- 1 a.** Antena (A2) con escama; telson bilobulado con seis espinas en cada lóbulo**2.**
- 1 b.** Antena (A2) con proceso espinoso; telson a manera de furca (excepto Leucosiidae)..... **3.**
- 2 a.** Caparazón aserrado en la parte posterior, con espina rostral y supraorbitales;

- anténula (A1) divide en dos segmentos, termina en punta con setas; abdomen con seis somitos sobrelapados, último de mayor longitud; telson con espinas plumosas **Dromiidae (Figura 7 a y b).**
- 2 b.** Caparazón globoso, espinoso y piloso, espina rostral y dorsal con espinas y pelos; espinas supraorbitales; anténula (A1) a manera de bastón con setas distales; abdomen compuesto por cinco somitos, cada uno con espinas laterales; telson con espinas fuertes, seis en cada lado del borde interno **Raninidae (Figura 7 c y d).**
- 3 a.** Espina dorsal y rostral largas, de longitud similar a la del abdomen **4.**
- 3 b.** Espina dorsal y rostral medianas o cortas, más cortas que el abdomen **6.**
- 4 a.** Espina rostral y dorsal terminando en forma de hoja (proceso espinoso de la antena un cuarto la longitud de la espina rostral, endopodito de igual longitud o un cuarto menor que el proceso espinoso, exopodito un cuarto de los dos; abdomen dirigido anteriormente, de cinco a seis somitos, algunos con una con una espina dorsal en el cuarto somito; telson con espinas laterales) **Dorippidae (Figura 7 e - h).**
- 4 b.** Espina dorsal y rostral terminadas en punta **5.**
- 5 a.** Proceso antenal largo, igual a la espina rostral; abdomen con cinco somitos; procesos dorsolaterales en el primero y segundo somito; segundo, tercer y cuarto con un par de espinas laterales; telson con espinas dorsales y laterales..... **Atelecyclidae (Figura 7 i y j).**
- 5 b.** Antena con proceso espinoso, la mitad de la longitud de la espina rostral; abdomen con seis somitos, primero con setas dorsales, segundo con proceso dorsal a manera de joroba; telson largo, furca con un par de espinas laterales fuertes..... **Majidae (Morfotipo II) (Figura 8 c y d).**
- 6 a.** Telson ancho con o sin espinas laterales o dorsales, con tres pares de setas internas **7.**
- 6 b.** Telson estrecho con espinas dorsales y laterales y con seis setas internas muy juntas **8.**
- 7 a.** Caparazón con protuberancia antes y/o después de la espina dorsal **10.**
- 7 b.** Caparazón sin protuberancia antes y después de la espina dorsal **11.**
- 8 a.** Caparazón con espina rostral y/o espinas dorsal y laterales **Inachidae (Figura 7 o y p), Stenorhynchus sp. (Figura 9 e).**
- 8 b.** Caparazón con espina rostral, dorsal y laterales **9.**
- 9 a.** Caparazón con espinas rostral, dorsal y laterales cortas **Majide (Morfotipo I) (Figura 8 a y b).**
- 9 b.** Caparazón con espina rostral y dorsal equivalentes en tamaño y laterales cortas (quinto somito del abdomen expandido) **Ocypodidae (Figura 8 r).**

- 10 a.** Antena con proceso espinoso un cuarto más largo que la longitud de la espina rostral, con una protuberancia en la base; abdomen con cuatro somitos, con espinas laterales internas, procesos abdominales en el primer y segundo somito; telson con furca fuerte, con espinas dorsales y laterales y tres espinas en la parte interna de la furca..... **Portunidae (Figura 8 h y i).**
- 10 b.** Antena con proceso espinoso, exopodito y endopodito; abdomen con cinco somitos, tres últimos con espinas laterales, procesos abdominales en el segundo y tercer somitos; telson ancho, lunado, con espinas dorsales y tres pares de setas internas **Parthenopidae (Figura 8 f y g).**
- 11 a.** Caparazón con espinas laterales cortas, curvas dirigidas hacia la parte anterior; telson con espinas laterales **12.**
- 11 b.** Caparazón con espinas laterales dirigidas ventralmente; telson sin espinas laterales **14.**
- 12 a.** Proceso antenal la mitad de la longitud de la espina rostral (endopodito antenal un cuarto de la longitud del proceso espinoso; abdomen en ángulo de 90° respecto al cefalotórax, con cinco somitos, cada uno con un par de espinas laterales; proceso dorsal en el primer y segundo somito)
..... **Cancriidae (Figura 7 k y l).**
- 12 b.** Proceso antenal más de la mitad de la longitud de la espina rostral **13.**
- 13 a.** Antena con proceso espinoso largo, de la misma longitud de la rostral, longitud del exopodito un cuarto menor que el proceso espinoso, longitud del endopodito un cuarto menor que el exopodito; el abdomen con proceso espinoso dorsolateral en el segundo y tercer somitos; telson con espinas laterales y dorsales con tres pares de setas en la parte interna de la furca y dos pequeñas en el medio.....
..... **Xanthidae (Figura 8 j - o).**
- 13 b.** Antena con proceso espinoso más largo que la espina rostral, endopodito un medio la longitud del proceso; el abdomen con proceso dorsal en el primer y segundo somito; telson ancho con espinas laterales dorsales y tres pares de setas internas **Grapsidae (Figura 8 s).**
- 14 a.** Caparazón globoso con pelos posteriores, espinas dorsal y rostral anchas y de apariencia fuerte; anténula (A1) con una pequeña protuberancia al lado; abdomen con cuatro somitos, cada uno con espinas laterales internas cortas, primer y segundo segmentos con espinas laterales; telson ancho a manera de furca no tan pronunciada, con tres pares de setas internas [antena (A2) entera birrámea, con una rama más delgada] **Pinnotheridae (Figura 8 p y q).**
- 14 b.** Caparazón y espinas de apariencia rígida, espinas dorsal, rostral y laterales cortas; pequeña protuberancia antes y después de la espina dorsal; anténulas (A1) enteras con setas en la parte apical; abdomen con cuatro somitos,

primero y segundo con espinas laterales; telson en forma de abanico plano y cóncavo, con seis setas internas (pleópodos rudimentarios)
.....**Leucosiidae (Figura 7 m y n).**

DISCUSIÓN

En la región costera del Caribe colombiano se encuentran registradas 67 familias de crustáceos decápodos (Campos *et al.*, 2003), y en la franja superior del talud continental entre los 300 y 500 m de profundidad se registran 41 de estas familias (Campos *et al.*, 2005). El presente estudio registró en muestras de zooplancton los estadios larvales de 30 familias, realizando así un aporte al conocimiento del ciclo de desarrollo larval de los decápodos.

Teniendo en cuenta que en el área de muestreo no existen claves taxonómicas específicas para larvas de decápodos, en este estudio se examinaron claves a nivel de familia de larvas pertenecientes al Atlántico norte, Atlántico suroccidental y mar Mediterráneo. En el área de estudio, de las 56 familias incluidas en esas claves, seis son foráneas (Bellidae, Campylonotidae, Cryptochiridae, Hymenosomatidae, Laomeliidae y Lithodidae), 50 han sido registradas en el Caribe colombiano y durante este estudio, 17 familias no fueron colectadas en las muestras de zooplancton, así como la familia Luciferidae, que incluye decápodos holoplanctónicos juveniles o adultos abundantes en muestras de plancton (Samper, 1970; Rentería, 1977; Ávila, 1978; Larrahondo y Serrano, 1981; Giraldo y Villalobos, 1983; Lozano, 1986; Marino y Merchán, 1993; Bernal, 1994, 2000; Uribe y Calero, 2006) y escasos en estado larval. La ausencia de los estadios larvales de algunas familias puede ser debida a la época de desove, los patrones de dispersión, el reclutamiento larval y la migración vertical.

En la información taxonómica de larvas de decápodos se encontraron registros de 27 familias en el Atlántico norte y 50 en el Atlántico suroccidental. El infraorden Brachyura presentó el mayor número de familias descritas (26): 11 en el Atlántico norte, 24 en el Atlántico suroccidental, 16 en el Mar Mediterráneo y 14 en el Caribe colombiano. Según Abele (1985), los crustáceos decápodos presentan un fuerte gradiente latitudinal con una alta riqueza al norte del Ecuador y en las regiones tropicales del Atlántico este, Atlántico oeste, Pacífico este e Indo-Pacífico, en estas zonas el número estimado de especies de decápodos es de 1000, 1300, 1500 y 5000, respectivamente. Además, estos organismos presentan una tendencia a acortar el período de vida larvario dependiendo de la temperatura del agua y la profundidad, siendo menor en las regiones tropicales (Boschi, 1981; Barnes y Ruppert, 1996).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero y logístico de la Fundación Sila Kangama en el Proyecto “Variabilidad del asentamiento postlarval e implementación de refugios artificiales para el manejo de langosta espinosa (*Panulirus argus* Latreille, 1804) en la región de Santa Marta, Caribe colombiano”. A Ángela López por su colaboración con el material bibliográfico. A Luis Manjarrés, María Isabel Críales y Jairo Altamar por su colaboración en el préstamo de los datos del programa INPA/VECEP/UE. A Carlos Alberto Trujillo, Guerly Ávila de Tabares, Paulo Tigreros, Adolfo Sanjuan, Luis Alfonso Vidal, la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano y al Acuario Mundo Marino y finalmente al Museo de Historia Natural Marina de Colombia – INVEMAR por su colaboración en el préstamo de las muestras biológicas y registro fotográfico.

BIBLIOGRAFÍA

- Abele, L. 1985. Biogeografía. 245-291. En: Bliss, D. (Ed.) The biology of crustacean. Academic Press Inc, Nueva York. 319 p.
- Ávila, G. 1978. Variación del zooplancton presente en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Divulg. Pesq., 12 (1): 1-27.
- Barnes, R. D. y E. Ruppert. 1996. Zoología de los invertebrados. Sexta Edición, Mc Graw Hill Interamericana, México D.F. 730 p.
- Bernal, A. 1994. Aspectos ecológicos de la comunidad de zooplancton nerítico en el departamento del Magdalena, mar Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 90 p.
- Bernal, A. 2000. Die struktur der zooplanktongemeinschaft im neritischen Bereich des Kolumbianischen karibischen meeres. Tesis de Doctorado. Justus-Liebig-Universitat Giessen, Giessen, Alemania. 142 p.
- Boschi, E. 1981. Larvas de crustáceos decápodos. 699-718. En: Boltovskoy, D. (Ed.). Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Publicación especial. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero - INIDEP, Mar de Plata, Argentina. 936 p.
- Campos, N., R. Lemaitre y G. Navas. 2003. La fauna de crustáceos decápodos de la costa Caribe colombiana: Un aporte al conocimiento de la biodiversidad en Colombia. 174-184. En: Montañés, G. (Ed.). El mundo marino de Colombia: Investigación y desarrollo de territorios olvidados. Unibiblos, Bogotá. 372 p.
- Campos, N., G. Navas, A. Bermúdez y N. Cruz. 2005. Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 272 p.
- Castro, P. 1998. Contribución al conocimiento de larvas de crustáceos decápodos del golfo de Salamanca, Caribe colombiano, Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 45 p.



- Criales, M., C. Yeung, F. Amaya, A. López, D. Jones y W. Richards. 2002. Larval supply of fishes, shrimps, and crabs into the nursery ground of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Caribb. J. Scien.*, 38 (1-2): 52-65.
- Del Real, M. 1970. Contribución al conocimiento y estudio del zooplancton del Caribe colombiano Parte III. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 75 p.
- Giraldo, R. y S. Villalobos. 1983. Anotaciones sobre la distribución de zooplancton superficial de San Andrés y Providencia. *Bol. Fac. Biol. Mar.*, 1: 6.
- Gurney, R. 1942. Larvae of decapod Crustacea. The Ray Society, Londres. 299 p.
- INPA/VECEP/UE. 1999. Resultados del programa de pesca. Unión Europea - Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura – Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú - UE-INPA-VECEPALA 92/43:1994-1999, 1 CD-Rom bajo Windows, Bogotá.
- Kurata, H. 1970. Studies on the life histories of decapod Crustacea of Georgia, The University of Georgia. Marine Institute, Georgia. 600 p.
- Larrahondo, M. y R. Serrano. 1981. Composición planctónica de la bahía de Cartagena y algunas consideraciones ecológicas e hidrográficas. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 71 p.
- Lozano, F. 1986. Determinación de biomasa y su variación espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica nerítica de la bahía de Santa Marta; Caribe colombiano y contribución a la situación del zooplancton en las instituciones socioeducativas colombianas. Tesis Biol., Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 89 p.
- Manjarrés, L., G. Rodríguez, A. Vergara, J. Viaña, E. Arteaga, J. C. Arévalo, R. Galvis, F. Rodríguez-Amaya, D. García, J. Páramo y G. de León. 1998. Crucero de evaluación de peces pelágicos pequeños en el Caribe colombiano. Informe final, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura - Venezuela, Colombia, Perú y Ecuador - Pelágicos (INPA-VECEP/UE/PELAG), No. RA-018, Santa Marta. 48 p.
- Marino, S. y J. Merchán. 1993. Estimación cuantitativa y descripción cualitativa del zooplancton del noreste de La Guajira (Puerto Estrella-Punta Espada) y su relación con parámetros fisicoquímicos del área. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 157 p.
- Olvera, M. R. y L. Ordóñez. 1998. Distribución, abundancia relativa y desarrollo larvario de langostas *Panulirus argus* y *Scyllarus americanus* en la Z. E. E. del Golfo de México y mar Caribe. *Cien. Pesq.*, (6): 7-31.
- Palma, S. y K. Kaiser. 1993. Plancton marino de aguas chilenas. Escuela de Ciencias del Mar, Ediciones Universitarias de Valparaíso, Valparaíso, Chile. 149 p.
- Rentería, B. 1977. Dinámica zooplanctónica e hidrografía de la bahía de Cartagena. *Divulg. Pesq.*, 10 (4-5), 14 p.
- Rice, A. L. 1980. Crab zoeal morphology and its bearing on the classification of the Brachyura. *Transactions of the Zoological Society of London*, 35: 271-424.
- Samper, A. 1970. Contribución al conocimiento del zooplancton del mar Caribe colombiano de las estaciones 87 a 118, según la operación Océano I. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 82 p.
- Sandifer, P. 1972. Morphology and ecology the Chesapeake bay decapod crustacean larvae. Tesis, University of Virginia, Charleston, EE. UU. 38 p.

- Sastry, A. 1982. Pelagic larval development. 214-263. En: Bliss, D. (Ed.). The biology of Crustacea. Academic Press Inc., Nueva York. 364 p.
- Smith, P. y S. Richardson. 1979. Técnicas modelo para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. Documento Técnico de Pesca 175. FAO, Roma. 107 p.
- Uribe, C. y M. Calero. 2006. Evaluación de la composición zooplanctónica y variables fisicoquímicas en el agua de lastre de buques internacionales que arriban al puerto de Santa Marta. Caribe colombiano. Tesis Biol. Universidad del Magdalena, Santa Marta. 90 p.
- Williamson, D. 1982. Larval morphology and diversity. 43-111. En: Bliss, D. (Ed.). The biology of crustacean. Academic Press Inc., Nueva York. 286 p.
- Williamson, D. y A. Rice. 1996. Larval evolution in the Crustacea. Crustaceana, 69 (3): 267-287.

FECHA DE RECEPCIÓN: 17/09/07

FECHA DE ACEPTACIÓN: 31/08/09



BACTERIOPLANCTON EN BAHÍA GAIRA, MAR CARIBE (COLOMBIA): COMPARACIÓN DE LA VARIABILIDAD EN ABUNDANCIA Y BIOMASA BACTERIANA DURANTE DIFERENTES PERÍODOS

Rafael G. Barragán G.¹, Amparo Canosa¹ y Juan P. Niño²

1 Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Programa de Biología Marina, Grupo de Microbiología Acuática, Carrera 4 No. 22-61, Bogotá, Colombia. rafael.barragan@utadeo.edu.co (R.G.B.G), amparo.canosa@utadeo.edu.co (A.C.)

2 Universidad de Antioquia, Escuela de Microbiología, Calle 67 No. 53-108, Medellín, Colombia. mjuanp@udea.edu.co

RESUMEN

Se estimaron abundancia, biomasa, biovolumen y forma del bacterioplancton en tres estaciones de la bahía de Gaira (costa Caribe colombiana) en los períodos definidos para este estudio como: “lluvioso” (julio, agosto; 2003), “transición” (abril, octubre; 2004) y “seco” (febrero, marzo; 2004). Las muestras del bacterioplancton fueron tomadas a 0.5 y 42 m de profundidad, filtradas sobre filtros de policarbonato de 0.22 μm y cuantificadas utilizando microscopía de epifluorescencia con naranja de acridina y análisis de imagen. La abundancia bacteriana varió entre 1.3×10^5 - 2.9×10^6 células mL^{-1} en el período lluvioso, 8.8×10^4 - 2.2×10^6 células mL^{-1} en el período de transición y 6.7×10^4 - 3.9×10^5 células mL^{-1} en el período seco, la abundancia promedio fue de 4.4×10^5 células mL^{-1} . Las diferencias en abundancia fueron estadísticamente significativas entre períodos, estaciones y profundidades, las diferencias en biovolumen fueron significativas entre períodos y estaciones, finalmente, las diferencias en biomasa fueron significativas entre estaciones y profundidades (ANOVA, $p < 0.05$). Predominaron las células cocoides y de biovolumen pequeño (0.01 - $0.08 \mu\text{m}^3$ célula⁻¹). Durante el muestreo la biomasa bacteriana promedio varió entre 0.88 y 32.1 $\mu\text{g C L}^{-1}$, el valor máximo se observó durante el período lluvioso. Los resultados sugieren que los valores de abundancia y biomasa bacterianas se incrementan en el período lluvioso, probablemente como consecuencia del incremento en la descarga del río Gaira y de la Ciénaga Grande de Santa Marta. La hipótesis planteada señala que la dinámica de la comunidad bacteriana en la bahía está siendo afectada por la disponibilidad de nutrientes orgánicos (COD).

PALABRAS CLAVE: Bacterioplancton, Biomasa, Biovolumen, Estacionalidad, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Bacterioplankton in Gaira Bay, Caribbean Sea (Colombia): Comparison of abundance and biomass variability during different periods. Marine bacterioplankton abundance, biomass, biovolume and shape were quantified in three stations within Gaira Bay at the Colombian Caribbean coast over three periods defined for this study as: "rainy" (July, August, 2003), "transition" (April, October 2004) and "dry" (February, March, 2004). Bacterioplankton samples were collected from 0.5 and 42 m depths, filtered onto 0.22 μm polycarbonate filters and quantified using epifluorescence microscopy with Acridine Orange staining and image analysis. Average bacterial abundance ranged between 1.3×10^5 - 2.9×10^6 cells mL^{-1} during the rainy period, 8.8×10^4 - 2.2×10^6 cells mL^{-1} during the transition period and 6.7×10^4 - 3.9×10^5 cell mL^{-1} at the dry period, with a mean abundance of 4.4×10^5 cells mL^{-1} . The differences in abundance were statistically significant between sampling periods, stations and depths, the differences in biovolume were statistically significant between sampling periods and stations, finally, the differences in biomass were statistically significant between stations and water depths (ANOVA, $p < 0.05$). Most of the cells had a coccoid shape and a small biovolume (0.01 - $0.08 \mu\text{m}^3$ cell $^{-1}$). Over the sampling period, the mean bacterial biomass ranged between 0.88 and $32.1 \mu\text{g C L}^{-1}$, with the maximum observed during the rainy period. The results suggest that bacterial biomass increases during the rainy period, probably as a consequence of increased water discharge originating from the Gaira River and the Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon. We hypothesize that the temporal dynamics of bacterial communities in Gaira Bay are being driven by the availability of organic nutrients (DOC).

KEY WORDS: Bacterioplankton, Biomass, Biovolume, Seasonality, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos procariotas desempeñan un papel importante como mediadores y recicladores de nutrientes en el medio marino a través de la asimilación del carbono orgánico disuelto (COD) principalmente el sintetizado por los productores primarios ya que entre el 20 y el 50 % del carbono fijado mediante fotosíntesis es movilizado a través de microorganismos heterótrofos (Azam *et al.*, 1983; Shiah y Ducklow, 1994; Wommack *et al.*, 1999; Choi *et al.*, 2001; Valencia *et al.*, 2003). En los sistemas costeros y lénticos la reserva de carbono orgánico autóctono del sistema se puede subsidiar con el ingreso de compuestos orgánicos por escorrentía. Una vez asimilado por las bacterias, el carbono orgánico disuelto se convierte en particulado y pasa a constituir la comunidad bacteriana. Al ser incorporado permanece disponible y puede ser transferido por consumo a los bacterívoros y a partir de ellos ser exportado del sistema (Thingstad *et al.*, 1993; Bratbak *et al.*, 1998; Thingstad, 2000).

El estudio del bacterioplancton y la utilización de COD requieren la medición y observación de diferentes parámetros en el contexto trófico. Algunos parámetros comúnmente empleados incluyen el número de células presentes y la determinación de la cantidad de materia orgánica que representan. En general, la mayoría de los trabajos publicados sobre redes tróficas acuáticas proviene en gran parte de la investigación realizada en sistemas de latitudes altas y es poco lo que se conoce al respecto para sistemas tropicales. En Colombia son escasos los estudios

en los que se integre a los microorganismos como parte del ecosistema marino, no obstante, se ha registrado una activa participación de las bacterias en la degradación de materia orgánica en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Steubing, 1971; Hoppe *et al.*, 1983; Gocke *et al.*, 2003, 2004). El presente trabajo es el primer acercamiento desde el punto de vista ecológico al bacterioplancton en la bahía de Gaira, ofrece información sobre la abundancia y la biomasa de esta comunidad en las aguas de la bahía durante un año de muestreo.

ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Gaira, ubicada al sur de la ciudad de Santa Marta (Magdalena) en la costa Caribe colombiana a $11^{\circ}12'00''\text{N}$ - $74^{\circ}14'30''\text{W}$ (Figura 1), presenta el efecto de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta al tener el perfil batimétrico característico con ensenadas profundas, una corta plataforma continental y una disposición geográfica que periódicamente favorece la surgencia de aguas sub-superficiales (Blanco, 1988; Ramírez, 1990; Díaz *et al.*, 1991; INVEMAR, 2003). El continuo relevo de los períodos climáticos determina escenarios diferentes y establece las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua en la zona de la bahía. Durante los meses de mayo a noviembre predominan corrientes con dirección sur-norte enriquecidas con la carga de la escorrentía continental, mientras que en los meses de diciembre a marzo predomina el efecto de la surgencia local debida a la dirección del viento, las corrientes superficiales y a la orientación de la costa (Blanco, 1988; Ramírez, 1990; Díaz *et al.*, 1991; INVEMAR, 2003; Franco, 2005).

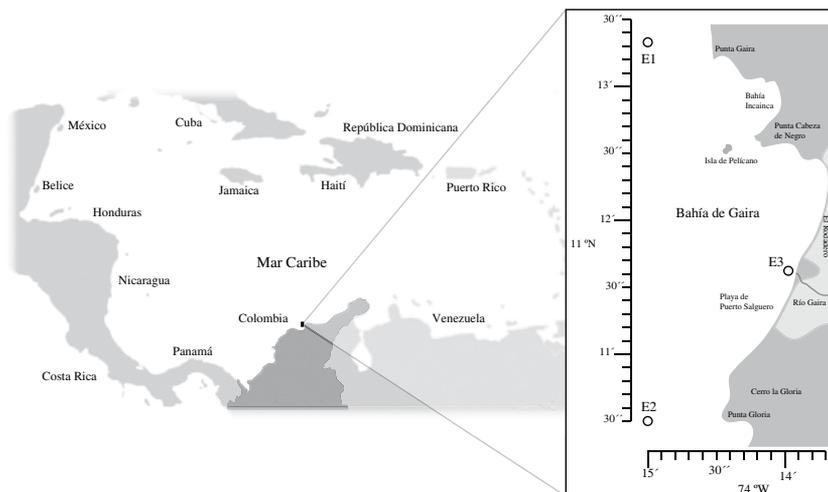


Figura 1. Bahía de Gaira. Los círculos indican la posición de las estaciones de muestreo. Tomado y modificado de Plancha COL244, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas Agustín Codazzi-CIOH.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Se realizaron seis muestreos entre julio de 2003 y octubre de 2004 agrupados en tres períodos definidos para este estudio en consideración a los resultados de coeficiente de extinción de luz y temperatura (Figura 2), período lluvioso (julio, agosto; 2003), período de transición (abril, octubre; 2004) y período seco (febrero, marzo; 2004), en tres estaciones sobre la bahía, desde punta Gloria hasta punta Gaira (Figura 1). La estación 1 (E1) y la estación 2 (E2) se localizaron sobre una línea paralela a la línea de costa que coincidió con el meridiano 74° 15' W después de la isobata de 50 m, la estación 3 (E3) se localizó frente a la desembocadura del río Gaira.

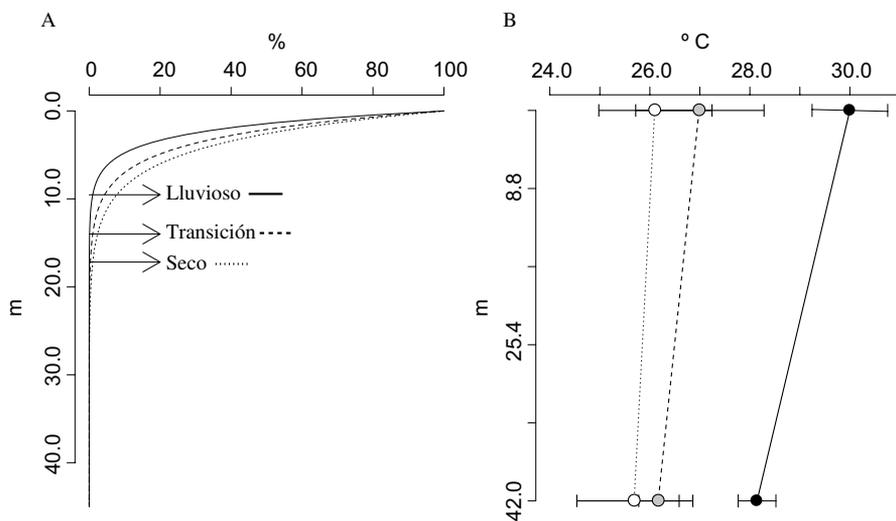


Figura 2. Perfil de extinción de luz (A) y perfil de temperatura en la columna de agua (B). Período lluvioso (julio, agosto); período de transición (abril, octubre); período seco (febrero, marzo). Las flechas indican la profundidad de la capa euphotica en cada período.

En cada estación se midió la temperatura con un termómetro de campo y la profundidad Secchi. A partir de esta última se calculó el coeficiente de extinción de luz (k) con la ecuación: $k = 1.45/d$, en donde “ d ” es la máxima profundidad Secchi (Tait, 1987) (Figura 2A). En todas las estaciones seleccionadas se tomaron por duplicado muestras de agua superficial a 0.5 m de profundidad (200 mL directamente con frasco estéril). Además en las estaciones 1 y 2 se recolectaron

por duplicado muestras a 42 m con botella Van Dorn de 6 L de capacidad. Las muestras se transportaron en frascos estériles de 200 mL protegidos de la luz y fueron mantenidas bajo refrigeración hasta ser preparadas en el laboratorio para su análisis máximo tres horas después de haber sido tomadas. 12 mL de muestra fueron fijadas con gluteraldehído (concentración final 2.5 % V/V) en tampón fosfato y se guardaron en oscuridad a 4 °C hasta su análisis.

Parámetros del bacterioplancton

Para el conteo de bacterias se utilizó el método de recuento directo por epifluorescencia, las muestras se tiñeron con naranja de acridina a una concentración final de 100 µg mL⁻¹ durante un tiempo de exposición de cinco minutos (Hobbie *et al.*, 1977; Kepner y Pratt, 1994; Canosa y Pinilla, 2001). Después de realizar las diluciones necesarias se filtraron mínimo 3 mL de cada muestra sobre un filtro Nucleopore negro de policarbonato de 0.2 µm de diámetro de poro. Se contaron mínimo 20 campos por filtro. Los filtros con células teñidas se colocaron en láminas portaobjetos con aceite de inmersión de baja fluorescencia y se almacenaron congelados a -20 °C hasta el momento del análisis. Se usó un microscopio Olympus B Max 60 con filtro de excitación azul (BP 450-480), filtro barrera (BA515) y espejo dicróico (DM500) y un sistema de análisis de imágenes Leica QWin para el procesamiento de las imágenes obtenidas a través de una cámara monocromática CCD de Cohu, adaptada al microscopio.

Para la obtención de datos de biovolumen se digitalizaron campos microscópicos tomados al azar hasta registrar mínimo 200 células por filtro, se evitaron las imágenes con grumos de materia orgánica que pudieran afectar la detección de la fluorescencia de las células teñidas. Se creó una rutina de trabajo semiautomática para editar las imágenes hasta retirar el ruido de fondo procurando no modificar la morfología celular. Además de los datos de la abundancia bacteriana se incluyeron en él variables morfométricas por célula como el largo, el ancho y la redondez [$r = (\text{perímetro}^2) / (4\pi \text{área} * C)$, C: factor de corrección del efecto de las esquinas debido a la digitalización de la imagen]. Para el cálculo del biovolumen bacteriano se utilizó la fórmula propuesta por Lee (1993) en la cual se asume que las células bacterianas son cilindros con extremos redondeados [$v = \pi ((3L-w)/3) (w/2)^2$, v: biovolumen, L: longitud y w: ancho]. Para la estimación de la biomasa celular se usaron los datos del biovolumen y un factor de conversión alométrico en el cual el contenido de carbono en fg carbono célula⁻¹ está dado por la ecuación: $m = 120(v)^{0.72}$, en donde v es el volumen celular en µm³ (Posch *et al.*, 2001). La biomasa bacteriana

($\mu\text{g C L}^{-1}$) fue estimada al multiplicar la abundancia de células (células ml^{-1}) por la biomasa celular (fg C célula^{-1}).

Se realizaron comparaciones mediante análisis de varianza (ANOVA, $n= 66$) para los factores período, estación y profundidad después de utilizar las transformaciones necesarias, verificar los supuestos y evaluar los efectos de los modelos con interacción y sin interacción entre los factores. Los datos de biomasa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) y biovolumen ($\mu\text{m}^3 \text{ célula}^{-1}$) fueron transformados utilizando raíz cuadrada. Para los datos de abundancia bacteriana se utilizó el logaritmo natural (R Development Core Team, 2008).

RESULTADOS

Temperatura y coeficiente de extinción de la luz

Los valores promedio de temperatura y el valor del coeficiente de extinción de la luz variaron entre períodos y profundidades. La temperatura osciló en un ámbito de 23 a 30 °C, con aguas significativamente más cálidas en el período lluvioso (ANOVA, $p<0.05$), en el cual se detectaron diferencias entre las temperaturas superficial y profunda (ANOVA, $p<0.1$), que sugirieron una leve estratificación térmica (Figura 2B). Las temperaturas fueron similares a lo largo del perfil vertical durante el período seco señalando unas condiciones relativamente homogéneas. La temperatura promedio más alta se encontró en la desembocadura del río Gaira. Los valores del coeficiente de extinción de luz (k) oscilaron entre 0.16 y 0.48 m^{-1} , se registraron los menores valores durante el período seco, el perfil vertical mostró una zona eufótica de 9.5 m en el período lluvioso, 13.9 m en el período de transición y 17.2 m en la período seco (Figura 2A). Particularmente, la estación de Punta Gaira presentó siempre los valores de coeficiente de extinción de luz más bajos que se traducen en una zona eufótica más profunda.

Biovolumen bacteriano y morfometría celular

El biovolumen celular promedio osciló entre 0.01 μm^3 y 0.08 μm^3 , sin embargo se registraron células de morfología filamentosa que alcanzaron los 48.6 μm^3 . En general las células más voluminosas se encontraron en las muestras tomadas en la estación 2 (Punta Gloria), a 42 m de profundidad y en el período lluvioso (Figura 3B). Las diferencias en términos de biovolumen celular entre estaciones y períodos fueron significativas (ANOVA, $p<0.05$), pero no entre profundidades.

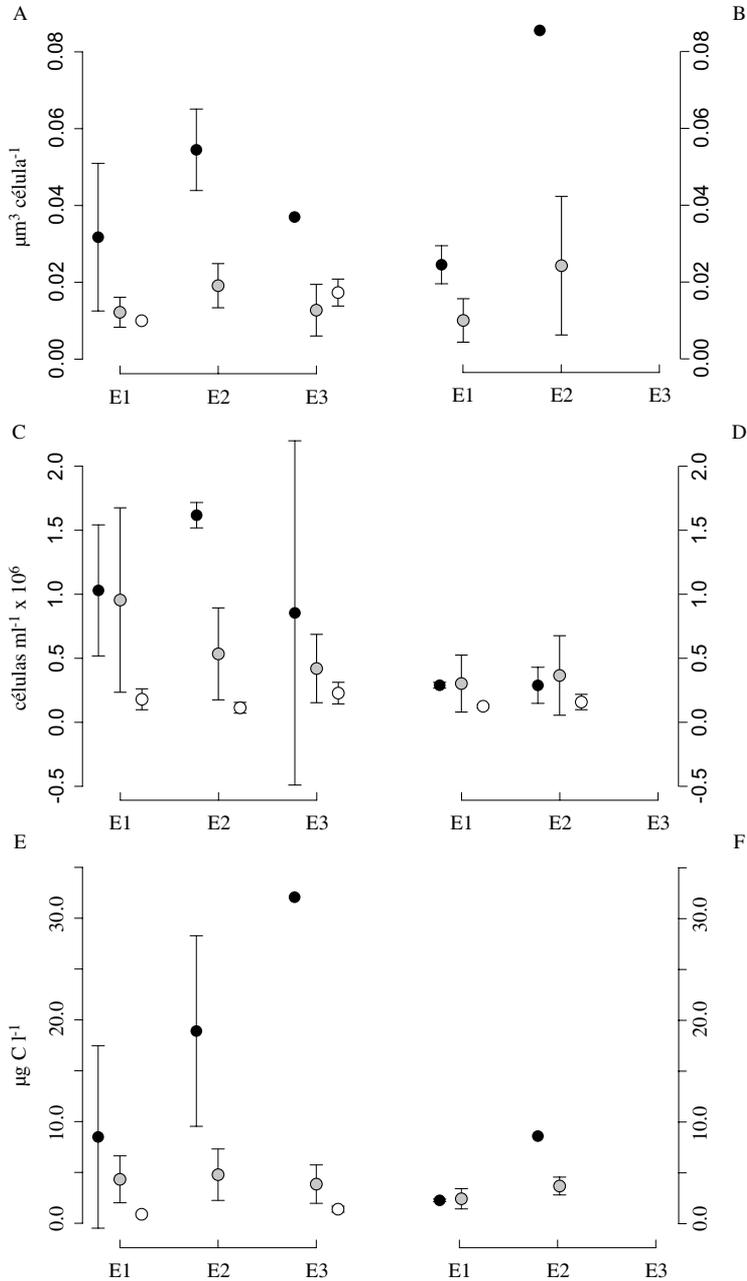


Figura 3. Valores promedio y desviación estándar a 0.5 metros (A, C, E) y 42 metros de profundidad (B, D, F) para biovolumen (A, B), abundancia (C, D) y biomasa (E, F). Con círculos de color negro el período lluvioso (julio, agosto); de color gris el período de transición (abril, octubre); de color blanco el período seco (febrero, marzo). E1: Punta Gloria; E2: Punta Gaira; E3: Desembocadura del río Gaira.

Se encontraron pocas variaciones en la estructura morfológica del bacterioplancton (Figura 4), aproximadamente el 60 % de las células tuvieron una redondez menor a 1.5; lo cual permite considerarlas esféricas (Psenner y Sommaruga 1992). No obstante, esta propiedad celular se utilizó para explorar los cambios en la comunidad bacteriana en los tres períodos, mostrando un aumento en el número de células de mayor volumen y alargadas durante el período lluvioso (Figura 4A), lo que muestra un efecto climático sobre la diversidad morfológica que tiende a disminuir durante el período seco (Figura 4B).

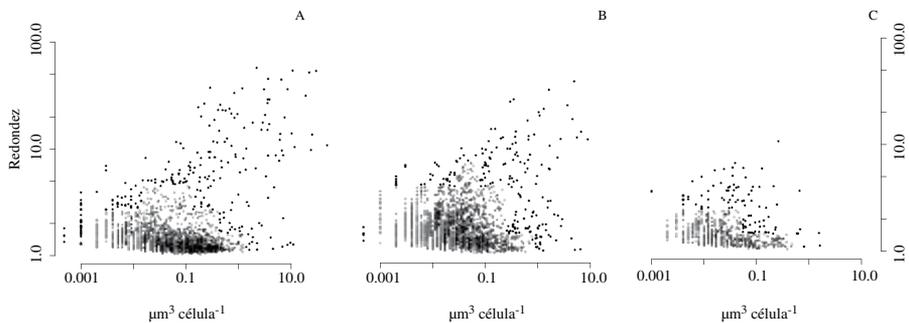


Figura 4. Gráficos de dispersión en escala logarítmica de los valores de redondez y biovolumen celular en (A) el período lluvioso (julio, agosto), (B) el período de transición (abril, octubre), (C) el período seco (febrero, marzo).

Abundancia bacteriana

Se encontró aproximadamente cuatro veces más abundancia bacteriana en la superficie que en el fondo de las aguas de la bahía de Gaira, (Figura 3B). El ámbito total de variación para la abundancia de células procariotas fue de 1.3×10^5 y 2.9×10^6 células mL⁻¹ en el período lluvioso, 8.8×10^4 y 2.2×10^6 células mL⁻¹ en el período de transición y 6.7×10^4 y 3.9×10^5 células mL⁻¹ en el período seco. En el período lluvioso se registraron abundancias mayores y una mayor variación (Figura 3B), las diferencias debidas a períodos, profundidades y a los efectos de la interacción período:profundidad fueron significativas (ANOVA, $p < 0.05$).

Biomasa bacteriana

La cantidad promedio de carbono por célula varió entre 4.2 y 20.4 fg C célula⁻¹ sin que las diferencias registradas fueran significativas entre sitios de muestreo, períodos o profundidades ($p > 0.05$). Sin embargo, la biomasa de la comunidad bacteriana promedio de 18.4 μg C L⁻¹ fue mayor en el período lluvioso que en el de transición (4.9 μg C L⁻¹) o el seco (1.2 μg C L⁻¹) (Figura 3C).

La exploración de los datos de biomasa en escala temporal permitió asociar el incremento observado con el período lluvioso entre julio-agosto (Figura 3E,

Figura 3F). Durante este período fue registrada una coloración verde en las aguas de la bahía como consecuencia de la pluma del río Gaira específicamente en el mes de agosto. El análisis de varianza señaló que las diferencias debidas al período y la profundidad fueron significativas (ANOVA, $p < 0.05$), es decir que estos dos factores también fueron determinantes en la distribución de la biomasa bacteriana en la bahía, como ocurrió en términos de abundancia celular.

DISCUSIÓN

Los valores de abundancia bacteriana registrados en este trabajo fueron comparados con los de diferentes sistemas alrededor del mundo desde oligotróficos, como el mar de los Sargazos (Ducklow, 1999), hasta hipereutróficos como la Ciénaga Grande de Santa Marta (Gocke *et al.*, 2004). Se encontró que los valores fueron similares a los de otros sistemas marinos en diferentes latitudes, incluso los ubicados en las zonas templadas (Shia y Ducklow, 1994; Fukuda *et al.*, 1998). La abundancia de bacterioplancton en las aguas de la bahía de Gaira, es similar a la de zonas costeras, más alta que la de sistemas oligotróficos y más baja que la de estuarios muy productivos, es decir, los datos de la bahía de Gaira son muy parecidos a los registrados para sistemas mesotróficos (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de abundancia de células bacterianas registradas para diferentes sistemas indicando valor mínimo (Mín) y máximo (Máx).

Sistema	Células ml ⁻¹ x 10 ⁴		Fuente
	Min	Max	
Plataforma continental del Atlántico	7	22	
Corriente del Golfo	2	15	
Costa de Georgia	20	110	
Estuario Delawer, EU	10	80	
Estuario Parker, EU	90	146	
Golfo de Aden, Mar Rojo	5	9	
Limfjord, Dinamarca	50	152	
Mar de los Sargazos	2	9	Sanders <i>et al.</i> , (1992)
Mar del Norte	1	27	
Pluma del Chesapeake, EU	11	91	
Bahía Chesapeake	13	34	
	30	171	
	27	113	
Pluma del río Mississippi	22	68	
	21	101	
	10	205	
Golfo de México	90	135	Jochem, (2001)
Ciénaga Grande de Santa Marta	65	905	Gocke <i>et al.</i> , (2004)
Bahía Gaira, Colombia	7	287	Presente estudio

Por otra parte, el promedio de los valores de biomasa celular fue bajo en comparación a los registrados en diferentes sistemas alrededor del mundo, fueron similares a los que se presentan en las situaciones de oligotrofia, lo que podría indicar una limitación para la biosíntesis de biomasa procariota (fg C célula^{-1}) en las aguas de la bahía (Tabla 2). La alternancia de los períodos climáticos principales de la región podría generar diferencias en las fuentes y en la concentración de nutrientes, ya sea como consecuencia de la escorrentía en el período lluvioso o de la surgencia en el período seco. En el período lluvioso la mayor turbidez del agua se registró como un cambio en el coeficiente de extinción de la luz y se acompañó de un aumento en la abundancia y la biomasa bacteriana. Un comportamiento similar fue registrado por Gocke *et al.* (2004) en la Ciénaga Grande de Santa Marta y por Jochem (2001) en el Golfo de México. La variación temporal en abundancia de células y en consecuencia en la biomasa bacterioplanctónica ($\mu\text{g C l}^{-1}$) sugiere un efecto importante de este ciclo sobre la dinámica de la comunidad bacteriana en la zona. El clima como modelador clave del ecosistema, a través de la variación hidro-climática, podría afectar los aportes de nutrientes al cambiar su cantidad, su disponibilidad y la capacidad de las células para asimilarlos, una situación que finalmente generaría cambios en la producción bacteriana (Psenner, 1993; Koch, 1996; Church *et al.*, 2000; La Ferla *et al.*, 2004), el efecto es determinante en los sistemas costeros como la bahía de Gaira, ya que en los meses de lluvias reciben periódicamente aportes de ríos que han lavado una cuenca considerable y transportan altas cargas de materiales en suspensión, situación que fue evidente en la bahía al observar directamente cuando las aguas del río Gaira generaron la pluma al mezclarse con las aguas costeras y en los valores del coeficiente de extinción de luz en la columna de agua (Figura 2).

Tabla 2. Valores de cantidad de carbono celular registrados para diferentes sistemas acuáticos, indicando valor promedio, máximo (Máx) y mínimo (Mín). R-X: Microanálisis con rayos X; CHN: Análisis del contenido de nitrógeno y carbono; CP: conteo de partículas; MEF: Microscopía de epifluorescencia; HTCO: Oxidación catalítica a alta temperatura; LPS: Determinación de lipopolisacáridos.

Sistema	Metodología	fg C célula ⁻¹			Fuente
		Min	Max	Promedio	
Raunefjorden	R-X	-	-	9 -19	
Bahía Otsuchi	CHN, CP	-	-	17.3 - 53.3	
Golfo de México	CHN, MEF	-	-	150	Fukuda <i>et al.</i> , (1998)
Bahía Otsuchi	HTCO, MEF	-	-	15.7 - 33.1	
Bahía de Tokio	HTCO, MEF	-	-	47.9	
Mar Mediterráneo	MEF	1.4	240.3	19.19	La Ferla <i>et al.</i> , (2004)
	LPS	6.4	63	23.24	
Bahía Gaira	MEF	0.8	1967	8.7	Presente estudio

Durante el desarrollo de este trabajo se registró un cambio en la coloración del agua con la llegada de las lluvias que coincide con un aumento en la cantidad de clorofila *a*, no obstante en las aguas de la bahía la biomasa del fitoplancton puede mantenerse alta, bien sea por los aportes continentales o gracias a la surgencia, según la época del año (Franco, 2005). Es razonable pensar que el aporte continental tanto de sustratos orgánicos como inorgánicos sumado al incremento en la producción del fitoplancton durante el período lluvioso, conducirían un incremento en la abundancia de células y de biomasa bacteriana. La comunidad bacteriana heterotrófica depende de la disponibilidad de sustratos orgánicos, siendo un factor limitante y uno de los mecanismos de control más importantes de la producción bacteriana (Cole *et al.*, 1982; Psenner y Sommaruga, 1992; Bratbak *et al.*, 1998; Eiler *et al.*, 2003). La comunidad bacteriana puede aprovechar los pulsos productivos, compitiendo con el fitoplancton en términos de cantidad de carbono total, como en algunos sistemas oligotróficos (Fuhrman *et al.*, 1989)

La dinámica registrada sugiere que podría existir un acople entre fitoplancton y bacterioplancton durante el período de lluvias en la bahía de Gaira en la zona eufótica, que abarca entre el 25 % y el 50% de la columna de agua dependiendo de la época climática. Este posible acoplamiento podría ocurrir como consecuencia de la entrada de nutrientes provenientes del río Gaira y la Ciénaga Grande de Santa Marta que favorecería el desarrollo de la comunidad planctónica autotrófica, de esta forma el bacterioplancton podría no estar limitado por las fuentes de carbono disponibles pero habría limitación por nutrientes inorgánicos consecuencia de la competencia por estos con el fitoplancton, una situación que ha sido estudiada en otros sistemas (Vrede *et al.*, 1999; Joint *et al.*, 2002). Se esperaría que en este sistema las células bacterianas asimilaran rápidamente los sustratos orgánicos cuando estén disponibles (período de lluvias), su actividad favorecería el reciclaje de materia orgánica en la columna de agua a través del anillo microbiano y mantendría la materia orgánica disponible para niveles tróficos superiores.

La dominancia de células bacterianas pequeñas en la bahía de Gaira, especialmente durante el período seco, puede ser consecuencia de la limitación por nutrientes orgánicos (COD), argumento que se apoya en la observación muy frecuente de células de forma esférica durante todo el período de muestreo (Figura 4). Cuando los procariotas crecen en ambientes sin limitación por nutrientes orgánicos, aparecen células de mayor volumen y si están limitadas por nutrientes inorgánicos aparecen formas alargadas, pero cuando están limitadas por carbono, se presentan tamaños más pequeños (Morita, 1993; Fukuda *et al.*, 1998; Vrede *et al.* 2002). No obstante, la bacteriovoría es otro factor que afecta la distribución de tamaños y biomasa de la comunidad bacteriana, cuando el control por depredación es más importante que la

disponibilidad del sustrato, la comunidad bacteriana puede favorecer la presencia de una mayor abundancia de células más pequeñas y activas (Psenner y Sommaruga, 1992).

Sin embargo, el control por disponibilidad de sustratos y depredación actúa en forma conjunta modelando la estructura de la comunidad bacteriana, lo que hace difícil concluir satisfactoriamente sin tener estimaciones de estas variables (Choi *et al.*, 2001). Por lo tanto, una aproximación que permita ver el efecto de la depredación sobre la producción bacteriana, teniendo en cuenta no solamente tamaño y forma, sino también otras propiedades de los procariotas planctónicos que los hacen ser consumidos por los depredadores es indispensable para proponer una hipótesis sobre la importancia del bacterioplancton en la bahía de Gaira (Pernthaler *et al.*, 1997; Šimek *et al.*, 1997, Matz y Jurgens, 2001). Además, los cambios en abundancia y tamaño de las células reflejan la variación de la biomasa, dependiendo si se logra establecer un balance entre la producción bacteriana y las tasas de depredación y lisis viral (Thingstad *et al.*, 1993; Bratbak y Heldal, 1995; Malits *et al.*, 2004). Cualquiera que sea el caso, la interacción entre la disponibilidad de sustratos, la lisis viral y la bacteriovoría tienen un efecto sobre la abundancia, el tamaño y la forma de las células y finalmente sobre la composición taxonómica de la comunidad bacteriana (Psenner y Sommaruga, 1992; Šimek *et al.* 1997; Šimek *et al.*, 2001; Makino y Cotner, 2004) lo cual constituye otro interrogante en la caracterización del bacterioplancton marino en Colombia.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo revelaron que los procariotas planctónicos presentes en la bahía de Gaira constituyen hasta $32 \mu\text{g C L}^{-1}$ con abundancias de hasta 2.9×10^6 células mL^{-1} y varían influenciados por la dinámica hidrológica de la zona. De acuerdo con el tamaño que exhibió la mayoría de las células del bacterioplancton (menos de $0.08 \mu\text{m}^3$), parecería que esta comunidad, al interactuar con los demás componentes del plancton, cumple en la bahía de Gaira un rol fundamental en la red trófica pelágica. Además, presenta una base para asumir que la biomasa de los procariotas planctónicos presentes en la bahía Gaira podría representar un reservorio importante de carbono. No obstante, la necesidad latente de información sobre la participación del bacterioplancton en las redes tróficas marinas en Colombia y la importancia de entender el rol de las comunidades procariotas en cuanto a las tasas de productividad y reciclaje del carbono es una invitación para que los grupos y las nuevas generaciones de investigadores dirijan sus esfuerzos y recursos al estudio de esta problemática.

CONCLUSIONES

Los valores de abundancia de células y biomasa total se vieron afectados por la dinámica hidro-climática en la bahía de Gaira. Las mayores abundancias registradas en el período lluvioso (julio y agosto) sugieren que se presentó un aporte de nutrientes a la bahía seguramente a través de las descargas del río Gaira y de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Los resultados sugieren que el bacterioplancton (Bacteria y Archaea) presente en la bahía de Gaira se encuentra limitado por nutrientes orgánicos ya que los valores de abundancia de células y cantidad de carbono celular registrados coinciden con los registrados en la bibliografía para zonas mesotróficas y oligotróficas, respectivamente.

La diversidad morfológica y el predominio de células bacterianas esféricas de tamaños menores a $0.05 \mu\text{m}^3$ registrados en la bahía respaldan la idea de que la comunidad bacteriana está limitada por la disponibilidad de nutrientes principalmente orgánicos.

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo del proyecto fue posible gracias al patrocinio que el Grupo de Microbiología Acuática de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano (UJTL) brindó con fondos, materiales y reactivos remanentes de otros proyectos, con la intención de abordar el estudio del componente microbiano marino. Igualmente se contó con el apoyo del Decano del Programa de Biología Marina, Dr. Iván Rey y con el soporte en campo del Dr. Andrés Franco. El tema del proyecto estuvo adscrito a la línea de Participación de Microorganismos en Cadenas Tróficas. Finalmente gracias a los profesores y personal de Laboratorios de la UJTL.

BIBLIOGRAFÍA

- Azam, F., T. Fenchel, J. Field, S. Gray, A. Meyer-Reil y F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 257-263.
- Blanco, J. 1988. Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 50 p.
- Bratbak, G. y M. Heldal. 1995. Viruses – the new players in the game; their ecological role and could they mediate genetic exchange by transduction?. 249-264. En: Joint, I. (Ed.). *Molecular ecology of aquatic microbes*. NATO ASI Series. Vol. G38. Springer-Verlag, Berlín.
- Bratbak, G., A. Jacobsen y M. Heldal. 1998. Viral lysis of *Phaeocystis pouchetii* and bacterial secondary



- production. *Aquat. Microb. Ecol.*, 16: 11–16.
- Canosa, A. y G. Pinilla. 2001. Total bacterial populations in three lentic water bodies of the Colombian Andes using the epifluorescence technique. *Lakes Reserv. Res. Manage.*, 6: 169-174.
- Choi, K., F. Dobbs y R. Cowen. 2001. Short-term temporal and spatial dynamics of bacterioplankton near Barbados in the Caribbean Sea. *Aquat. Microb. Ecol.*, 25: 43-53.
- Church, M., D. Hutchins y H. Ducklow. 2000. Limitation of bacterial growth by dissolved organic matter and iron in the Southern Ocean. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 (2): 455-466.
- Cole, J., G. Likens y D. Strayer. 1982. Photosynthetically produced dissolved organic carbon: An important carbon source for planktonic bacteria. *Limnol. Oceanogr.*, 27 (6): 1080-1090.
- Díaz, J. M., J. Blanco y G. Guillot. 1991. Síntesis ecológico ambiental del sector costero. 1-6. En: CORPES Perfil ambiental del Caribe colombiano. Documento de Trabajo número 9, Santa Marta.
- Ducklow, H. W. 1999. The bacterial component of the oceanic euphotic zone. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 30: 1-10.
- Eiler, A., S. Langenheder, S. Bertilsson y L. Tranvik. 2003. Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 (7): 3701-3709.
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira – El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 58 p.
- Fuhrman, J. A., T. D. Thomas, C. A. Carlson y L. M. Proctor. 1989. Dominance of bacterial biomass in the Sargasso Sea and its ecological implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 57: 207-217
- Fukuda, R., H. Ogawa, T. Nagata y I. Koike. 1998. Direct determination of carbon and nitrogen contents of natural bacterial assemblages in marine environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 (9): 3352–3358.
- Gocke, K., J. Mancera y A. Vallejo. 2003. Heterotrophic microbial activity and organic matter degradation in coastal lagoons of Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 51 (1): 85-98.
- Gocke, K., C. Hernández, H. Giesenhagen y H. Hoppe. 2004. Seasonal variations of bacterial abundance and their relation to phytoplankton in the hypertrophic tropical lagoon Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *J. Plankton Res.*, 26 (12): 1429-1439.
- Hobbie, J., R. Daley y S. Jasper. 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33: 1225-1228.
- Hoppe, H., K. Gocke, D. Zamorano y R. Zimmermann. 1983. Degradation of macromolecular organic compounds in a Tropical lagoon (Ciénaga Grande, Colombia) and its ecological significance. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 68: 811-824.
- INVEMAR. 2003. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. <http://www.invemar.org.co>. 01/12/03
- Jochem, F. J. 2001. Morphology and DNA content of bacterioplankton in the northern Gulf of Mexico: Analysis by epifluorescence microscopy and flow cytometry. *Aquat. Microb. Ecol.*, 25: 179-194.
- Joint, I., P. Henriksen, G. A. Fonnes, D. Bourne, T. F. Thingstad y B. Riemann. 2002. Competition of inorganic nutrients between phytoplankton and bacterioplankton in nutrient manipulated mesocosms. *Aquat. Microb. Ecol.*, 29 (2): 145-159
- Kepner, R. y J. Pratt. 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental

- samples: past and present. *Microbiol. Rev.*, 58 (4): 603-615.
- Koch, A. L. 1996. What size should a bacterium be? A question of scale. *Annu. Rev. Microbiol.*, 50: 317-348.
- La Ferla, R., A. Giudice y G. Maimone. 2004. Morphology and LPS content for the estimation of marine bacterioplankton biomass in the Ionian Sea. *Sci. Mar.*, 68 (1): 23-31.
- Lee, S. 1993. Measurement of carbon and nitrogen biomass and biovolume from naturally derived marine bacterioplankton. 319-325. En: Kemp, P., B. Sherr, E. Sherr y J. Cole (Eds.). *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, EE. UU. 777 p.
- Makino, W. y J. Cotner. 2004. Elemental stoichiometry of a heterotrophic bacterial community in a freshwater lake: implications for growth - and resource - dependent variations. *Aquat. Microb. Ecol.*, 34: 33-41.
- Malits, A., F. Peters, M. Bayer-Giraldi, C. Marrasé, A. Zoppini, O. Guadayol y M. Alcaraz. 2004. Effects of small scale turbulence on bacteria: a matter of size. *Microb. Ecol.*, 48: 287-299.
- Matz, C. y K. Jürgens. 2001. Effects of hydrophobic and electrostatic cell surface properties of bacteria on feeding rates of heterotrophic nanoflagellates. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67 (2): 814-820.
- Morita, R. 1993. Starvation-survival strategies in bacteria. 441-445. En: Kemp, P., B. Sherr, E. Sherr y J. Cole (Eds.). *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, EE.UU. 777 p.
- Pernthaler, J., T. Posch, K. Šimek, J. Vrba, R. Amann y R. Psenner. 1997. Contrasting bacterial strategies to coexist with a flagellate predator in an experimental microbial assemblage. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63 (2): 596-601.
- Posch, T., M. Loferer-Kröbacher, G. Gao, A. Alfreider, J. Pernthaler y R. Psenner. 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. *Aquat. Microb. Ecol.*, 25: 55-63.
- Psenner, R. 1993. Determination of size and morphology of aquatic bacteria by atomated image analysis. 339-346. En: Kemp, P., B. Sherr, E. Sherr y J. Cole (Eds.). *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, EE. UU. 777 p.
- Psenner, R. y R. Sommaruga. 1992. Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from top-down to bottom-up control? *Limnol. Oceanogr.*, 37 (5): 1092-1100
- Ramírez, G. 1990. Variación de los parámetros hidrográficos y su relación con el proceso de surgencia en la Bahía de Santa Marta. 11-23. En: INVEMAR (Ed.). *Estudio del macrozoobentos de la bahía de Santa Marta*. Informe final, Instituto de Investigacione Marinas y Costeras, Santa Marta.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>. 01/07/08.
- Sanders, R., D. Caron y U. Berninger. 1992. Relationships between bacteria and heterotrophic nanoplankton in marine and fresh waters: an inter-ecosystem comparison. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 86: 1-14.
- Shiah, F. y H. Ducklow. 1994. Temperature and substrate regulation of bacterial abundance, production and specific growth rate in Chesapeake Bay, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 103: 297-308.
- Šimek, K., J. Vrba, J. Pernthaler, T. Posch, P. Hartman, J. Nedoma y R. Psenner. 1997. Morphological and compositional shifts in an experimental bacterial community influenced by protists with contrasting

- feeding modes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63 (2): 587-595.
- Šimek, K., J. Pernthaler, M. Weinbauer, K. Hornák, J. Dolan, J. Nedoma, M. Mašín y R. Amann. 2001. Changes in bacterial community composition and dynamics and viral mortality rates associated with enhanced flagellate grazing in a mesoeutrophic reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67 (6): 2723-2733.
- Steubing, L. 1971. Contribución a la mineralización de materiales orgánicos en la isla de Salamanca. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.* 5: 11-18.
- Tait, R. V. 1987. Elementos de ecología marina. Acribia. Zaragoza, España. 44p.
- Thingstad, T. 2000. Control of bacterial growth in idealized food webs. 229-260. En: Kirchman, D. (Ed.). *Microbial ecology of the oceans*. Wiley-Liss, EE. UU. 542 p.
- Thingstad, T. F., M. Haldal, G. Bratbak y I. Dunas. 1993. Are viruses important partners in pelagic food webs? *Trends Ecol. Evol.*, 8 (6): 209–213
- Valencia, J., J. Abalde, A. Bode, A. Cid, E. Fernández, N. González, J. Lorenzo, E. Teira y M. Varela. 2003. Variations in planktonic bacterial biomass and production, and phytoplankton blooms off a Coruña (NW Spain). *Sci. Mar.*, 67 (2): 143-157.
- Vrede, K., T. Vrede, A. Isaksson y A. Karlson. 1999. Effects of nutrients (phosphorus, nitrogen and carbon) and zooplankton on bacterioplankton and phytoplankton – a seasonal study. *Limnol. Oceanogr.*, 44 (7): 1616–1624.
- Vrede, K., M. Haldal, S. Norland y G. Bratbak. 2002. Elemental composition (C,N,P) and cell volume of exponentially growing and nutrient-limited bacterioplankton. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 (6): 2965-2971.
- Wommack, E., J. Ravel, R. Hill, J. Chun y R. Colwell. 1999. Population dynamics of Chesapeake Bay virioplankton: total community analysis by pulsed gel electrophoresis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65 (1): 231-240.

FECHA DE RECEPCIÓN: 07/11/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 01/09/09

FERTILIDAD Y FECUNDIDAD DE *MONTASTRAEA ANNULARIS* EN UN ARRECIFE DEGRADADO

Elvira Alvarado Ch.¹ y Alberto Acosta²

1 Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. elvira.alvarado@utadeo.edu.co

2 Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Biología, Bogotá, Colombia. laacosta@javeriana.edu.co

RESUMEN

Este estudio determinó el ciclo gametogénico, fecundidad y fertilidad de *Montastraea annularis* en el arrecife de isla Grande, archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, uno de los arrecifes más degradados del Caribe colombiano. La población de estudio se caracteriza por poseer colonias medianas (alrededor de 3379 cm²), con mortalidad parcial en 27 % de los ramets y total en el 10 % de los mismos. Las colonias presentan un alto número de ramets pequeños producto de la fisión (76 % menores a 50 cm²). Basado en las características de la estructura de tallas de la población mencionada, el objetivo de esta investigación fue explicar el bajo reclutamiento registrado en la zona, a través de la respuesta reproductiva de una población con dominancia de ramets pequeños. Entre septiembre de 2003 y septiembre de 2004, se tomaron muestras de tejido y se elaboraron placas histológicas para detallar el desarrollo gamético de oocitos y espermarios y cuantificar la fecundidad. Adicionalmente, durante septiembre de 2003 y 2004, se recolectaron huevos liberados *in situ*. Los resultados indicaron que la oogénesis ocurre entre mayo y septiembre y la espermatogénesis entre julio y septiembre. La fertilidad fue baja (35 % y 40 %, *in situ* e histología, respectivamente), así como la fecundidad (20 y 11 huevos/cm²/año⁻¹, *in situ* e histología, respectivamente). De un 33 % de ramets que mostraron presencia de espermarios, sólo un 3 % de los mesenterios presentaron gametos masculinos y dentro de éstos, la presencia de los paquetes espermáticos también fue escasa (4 espermarios/gónada). Aunque la talla de los ramets no mostró una relación significativa con la fertilidad o la fecundidad, sí se observó que ramets entre 50 y 100 cm² eran más fecundos que los de tallas muy pequeñas (< 50 cm²) o muy grandes (> 200 cm²). El pobre esfuerzo reproductivo observado puede, en parte, explicar, el bajo número de colonias pequeñas que exhibe la población estudiada, lo cual es esperado tanto para sitios degradados, como para poblaciones con alta tasa de fisión. Los resultados sugieren que la viabilidad de la población de *M. annularis* en isla Grande, está determinada por el bajo número de ramets fértiles y la baja fecundidad, pero especialmente por la escasa producción de gametos masculinos.

PALABRAS CLAVE: Degradación, Fecundidad, Fertilidad, Gametogénesis, *Montastraea annularis*.

ABSTRACT

Fertility and fecundity of *Montastraea annularis* in a degraded reef. This study determined the gametogenic cycle, fecundity and fertility of *Montastraea annularis*, in the Isla Grande coral reef, Archipelago of Nuestra Señora del Rosario, one of the most degraded reefs in the Colombian Caribbean. The surveyed population is currently characterized by medium size colonies (ca. 3379 cm²), with 27 % of the ramets showing partial mortality and 10 % with total mortality. Colonies present high number of small sized ramets formed by fission (76 %, smaller than 50 cm²). Based on the above mentioned population structure characteristics, the aim of this research was to explain the low recruitment rate reported for this reef through the reproductive response of a population dominated by small ramets. Between September 2003-2004, tissue fragments were collected and histological slides were made to detail the development of oocytes and spermaries and to estimate fecundity. Additionally during September of 2003 and 2004, *in situ* spawned eggs were collected to quantify fecundity. Results showed that oogenesis occurred between May and September and the spermatogenesis between July and September. Fertility was low (35 % and 40 %, *in situ* and histology, respectively) as well as fecundity (20 and 11 eggs/cm²/year⁻¹, *in situ* and histology, respectively). Of the 33 % of ramets that showed spermaries, only 3 % of the mesenteries presented male gametes and in these, the presence of sperm cysts was also scarce (4 espermaries/gonad). Although the size of the ramets did not show a statistical relationship with fertility or fecundity, ramets between 50 and 100 cm² were found more fecund than smaller (<50 cm²) or larger ramets (>200 cm²). The poor reproductive effort found can, in part, explain the low number of small colonies in the studied population, which in turn is expected in degraded sites and in populations with high fission rates. The results suggest that the viability of the population of *M. annularis* at Isla Grande is defined by the low number of fertile ramets and the low fecundity, but especially by low production of male gametes.

KEY WORDS: Degradation, Fecundity, Fertility, Gametogenesis, *Montastraea annularis*.

INTRODUCCIÓN

En general, las especies que liberan gametos una vez al año son especies longevas, de crecimiento lento, reproducción retardada, con alta inversión anual en gametos pero baja tasa de reclutamiento. No obstante, si bien muchas de estas características se conservan en las especies, las perturbaciones naturales u originadas por el hombre pueden determinar cambios en las respuestas reproductivas como, por ejemplo, la disminución en fecundidad (Harrison y Wallace, 1990) o en fertilidad (Sakai, 1998). La baja fertilidad, fecundidad, fertilización o reclutamiento inciden directamente en la estructura de una población, ya que pueden determinar la ausencia de juveniles, los cuales eventualmente reemplazan a las colonias grandes y por lo tanto su declinamiento tiene consecuencias deletéreas en la persistencia de la población (Hughes y Tanner, 2000).

Montastraea annularis (Ellis y Solander, 1786) es un coral hermatípico dominante desde hace millones de años (Pandolfi *et al.*, 2002). Se ha reconocido como una de las más importantes y abundantes especies de coral del Caribe (Weil y Knowlton, 1994; Barrios, 2000; Hughes y Tanner, 2000). Los estudios de la biología reproductiva realizados en el Caribe indican que esta especie es hermafrodita, liberadora de gametos y que presenta un ciclo gametogénico anual, cuya duración

oscila entre cinco y seis meses (mayo-septiembre/octubre; Szmant, 1986; Soong, 1991; Van Veghel y Kahman, 1994). Los gametos maduros son liberados entre agosto y octubre, seis y siete días después de luna llena entre las 20:40- 21:40 (Szmant, 1986; 1991; Soong, 1991; Wyers *et al.*, 1991; Gittings *et al.*, 1992; Van Veghel, 1994; Steiner, 1995; Sánchez *et al.*, 1999). Si bien, autores como Szmant (1991), Soong (1991) y Van Veghel y Kahman (1994) demuestran que en colonias de mayor tamaño hay mayor fecundidad, los juveniles son raros en los estudios de campo, registrándose 0.02 +/- 0.14 (STD) a 0.92 +/- 0.99 individuos por metro cuadrado (Chiappone y Sullivan, 1996). Se argumenta entonces que dado el gran esfuerzo reproductivo, la baja abundancia de larvas recientemente asentadas es atribuible a factores como pobre viabilidad de embriones, alta mortalidad en el plancton o bajo éxito de asentamiento y reclutamiento (Szmant, 1991; Pizarro, 2006).

Estudios sugieren que en especies de larga vida, tallas grandes y masivas como los corales, se espera bajo reclutamiento, ya que las probabilidades de mortalidad total de una colonia (genet) es baja (Hughes, 1984). Por tal motivo, tradicionalmente se ha aceptado que especies como *M. annularis*, con infrecuente tasa de reclutamiento, utilizan la estrategia de la apuesta compensatoria (Roff, 2002) o de efecto de almacenamiento (Warner y Chesson, 1985) para reproducirse cuando las condiciones son favorables (Edmunds, 2002). No obstante, dada la disminución del tamaño de las poblaciones de *M. annularis* en el Caribe (Gardner *et al.*, 2003), la pérdida de cobertura de tejido vivo (entre el 30 y 50 % del tejido vivo de más del 50 % de las colonias cuantificadas está muerto, Garzón-Ferreira *et al.*, 2001) y su consecuente cambio en la estructura de talla causada por enfermedades (Ginsburg *et al.*, 2001; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001, 2005; Foley *et al.*, 2005), depredación (Bythell *et al.*, 1993), sobrecrecimiento algal (Mumby *et al.*, 2005), blanqueamiento (Weil, 2004) y la intensificación que se predice de estos eventos anteriormente mencionados (Aronson y Pretch, 2000; Edmunds y Elahi, 2007), se espera que la estructura de talla y la fecundidad asociada a ésta, se traduzca en menor reclutamiento. Lo anterior implica por lo tanto, reclutamiento de origen local (autoabastecimiento), que en la actualidad parece ser la tendencia (Hughes y Tanner, 2000; Hughes *et al.*, 2000; Mumby y Dytham, 2006; Pizarro, 2006).

Las características reproductivas de las especies de coral tienen patrones básicos; no obstante, éstas pueden variar en ambientes cada vez menos predecibles o con altas tasas de deterioro. Por ello es necesario entender cómo es la respuesta de los individuos a estos factores, para evaluar la capacidad de recuperación natural de las poblaciones. Debido a que en la zona de estudio (isla Grande) la estructura de tallas coloniales es caracterizada por ausencia de colonias jóvenes, dominio de ramets por debajo de la talla reproductiva (Alvarado y Acosta, 2009) y bajo reclutamiento (Cárdenas, 2005; López, 2007), este estudio tuvo como objetivo evaluar la respuesta

reproductiva de ramets sanos de la población, en un arrecife deteriorado del Área Marina Protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, usando como parámetros el desarrollo gamético, fertilidad y fecundidad.

ÁREA DE ESTUDIO

El archipiélago de Nuestra Señora del Rosario (10°7'-10°14' N; 75°37'-75°52' W), se encuentra al sur-oeste de la ciudad de Cartagena y en inmediaciones del Canal del Dique que vierte aguas del río Magdalena. Durante la estación lluviosa (septiembre a noviembre), las aguas turbias provenientes del Canal llegan al parque (Restrepo y Kjerfve, 2000) como resultado de la disminución de los vientos alisios y de la entrada de la contracorriente de Panamá en dirección norte (Leblé y Cuignon, 1987). El trabajo de campo se realizó en el arrecife franjeante al norte de isla Grande, entre 3 y 10 m de profundidad, dentro de la unidad *Montastraea* sp., donde la cobertura de coral vivo representa el 40 %, el sustrato muerto 25 % y la cobertura algal 23 % (Zapata, 2005). La comunidad coralina en el arrecife de isla Grande, detrás de la cresta arrecifal (hasta 12 m de profundidad) se caracteriza por una riqueza de 20 especies de coral, dentro de las cuales *Porites astreoides* presenta la mayor cobertura (12.7 %), seguida de *P. porites* (6.8 %) y *M. annularis* (4.0 %). Las algas filamentosas son el componente biótico más abundante en la comunidad (19.9 %), seguida por algas del género *Halimeda* (14.7 %). Las colonias de *Montastraea* se encuentran rodeadas de arena y esqueletos de *Acropora cervicornis* (Díaz *et al.*, 2000; Zapata, 2005; López, 2007).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar el ciclo gametogénico y la fecundidad de *Montastraea annularis*, mensualmente de septiembre 2003 a septiembre 2004 tres días después de cada luna llena, se tomó una muestra de tejido del centro de 15 ramets completamente sanos (sin lesiones) provenientes de cinco o seis colonias diferentes (dos o tres ramets por colonia). Los tejidos se extrajeron con un corazonador de 5 cm de diámetro y se fijaron inmediatamente en solución Zenker (Carson, 1996) por 24 horas. Posteriormente se lavaron en agua corriente durante 24 horas y se fijaron en alcohol etílico al 70 %. Las muestras se decalcificaron en ácido nítrico al 4 % (con recambio cada seis horas) y el tejido resultante fue embebido en parafina a 58 °C para obtener cortes transversales y longitudinales. Los cortes se realizaron con un micrótopo cada 5 µm, y las secciones de tejido utilizados se escogieron cada 250 µm y luego se fijaron en láminas (15 cortes por muestra). La tinción se efectuó con azul de Heidenhain y Naranja G (Peters, 2001). En cada sección se examinaron entre seis y nueve pólipos para determinar fertilidad (presencia de huevos y/o espermarios

en los pólipos de los ramets) y fecundidad (número de gametos/gónada/pólipo/cm²). Los cortes transversales de septiembre, con oocitos y espermatos maduros (n = 18 muestras histológicas) se utilizaron para estimar la fecundidad, el número de gónadas por pólipo, el número de gametos femeninos y masculinos por mesenterio, gónada y pólipo. Para describir el desarrollo gametogénico se escogieron todas aquellas placas que tenían gametos y de éstas la que mayor tejido reproductivo presentaba. Cada sección transversal con gametos fue analizada a 40, 100, 400 y 1000 aumentos para detallar las características del estadio de desarrollo en el que se encontraban los huevos y los espermatos. El ciclo gamético fue establecido con los cortes transversales de acuerdo a los criterios de Szmant *et al.* (1997), Glynn *et al.* (2000), Alvarado *et al.* (2004) y Vargas-Ángel *et al.* (2006). El tamaño medio de los gametos femeninos y masculinos en todos los estadios de maduración fue obtenido de los cortes longitudinales, para lo cual se utilizó un micrómetro ocular calibrado (Olympus OSM-4 10X/13) adaptado a un microscopio de luz.

Adicionalmente, para determinar la fecundidad y la fertilidad de ramets *in situ*, los días 5, 6 y 7 después de luna llena, en septiembre de 2003 y 2004, se recolectaron los gametos. En septiembre de 2003 se recogieron los gametos liberados por 87 ramets, pertenecientes a 22 colonias seleccionadas en agosto de 2003 por tener más del 95 % del tejido vivo sano. En 2004 se recolectaron nuevamente los gametos de 81 de estos mismos ramets (un clon no se pudo relocalizar en 2004 y cinco perdieron la bolsa recolectora de huevos durante la primer noche). A las 16:00 de cada día mencionado, se colocaron bolsas plásticas a los ramets (codificadas), las cuales se amarraron con alambre dulce a su base (esqueleto desnudo). Al día siguiente, 07:00, se recogieron las bolsas con gametos. Una vez en superficie a cada bolsa se le agregó formalina al 10 % para preservar los huevos. En el laboratorio, sobre placas Bogorov y usando un estereoscopio, se hizo el conteo total de huevos por ramet. A cada ramet codificado se le midió el diámetro mayor y menor y mediante la fórmula de una elipse se determinó su talla (cm²). Las tallas se clasificaron en cinco clases teniendo en cuenta como intervalo, la talla mínima reproductiva (50 cm², Szmant, 1986; Van Veghel y Kahman, 1994).

Análisis estadístico

Para determinar si existía relación entre el número total de huevos liberados (log x+2) y la talla del ramet se realizó un análisis de varianza a una vía (ANOVA) previa verificación del supuesto de normalidad (chi cuadrado) y homogeneidad de varianzas (Levene). El análisis de correlación de Spearman se utilizó para conocer la relación entre la presencia-ausencia de huevos en muestras histológicas y la talla del ramet.

RESULTADOS

Ciclo gametogénico

El ciclo gametogénico de *Montastraea annularis* en el arrecife de isla Grande es anual y dura cinco meses. Inicia en mayo y termina en septiembre con la liberación de los huevos y espermatozoides maduros. La ovogénesis antecede a la espermatogénesis aunque la liberación es sincrónica. A partir de agosto se observaron huevos maduros, pero no espermatozoides. Gametos femeninos y masculinos se encontraban entremezclados dentro del mismo mesenterio.

Oogénesis

Estadio I (Fig. 1A). Oocitos en desarrollo observados como células engolfadas dentro de mesoglea teñida de azul claro. Célula con muy poco citoplasma transparente o gris azulado. El núcleo, cuando se observó, estaba en posición central. Diámetro mayor en corte transversal $21.6 \pm 12 \mu\text{m}$ (STD, $n = 5$). Este estadio se evidenció sólo en muestras de mayo.

Estadio II (Fig. 1B). Oocitos rodeados por mesoglea. La membrana no es definida pero algunas veces aparecen gránulos corticales azul oscuro bordeando la célula. En el citoplasma hay inicio de vitelogénesis. Las vesículas transparentes no están bien delineadas y algunas están rodeadas por glicógeno. El núcleo de color gris, con nucleolo rojo, se encuentra en posición central. Diámetro mayor en corte transversal de $57.9 \pm 25.2 \mu\text{m}$ (STD, $n = 13$). Este estadio se presentó entre junio (92 %) y julio (8 %).

Estadio III (Fig. 1C). Oocitos con membrana azul definida y bordeando internamente gránulos corticales; algunas veces se observan microvelocidades en el borde exterior ($\times 1000$). Citoplasma con abundantes vesículas definidas y rodeadas por gránulos de glicógeno teñidos de color naranja. El núcleo gris en posición ventral o migrando hacia los lados. Diámetro mayor en corte transversal de $121.5 \pm 46.3 \mu\text{m}$ (STD, $n = 23$). Este estadio se presentó en julio (22 %), agosto (61 %) y septiembre (17 %).

Estadio IV (Fig. 1D). Huevos maduros, con membrana vitelina separada de la mesoglea y rodeada internamente por gránulos corticales azules oscuros y claros. El citoplasma compuesto por glicógeno, naranja o magenta, alrededor de vesículas transparentes. Núcleo gris de aspecto granular con membrana nuclear, en posición lateral. Hacia el exterior de estos huevos, se observan microvelocidades ($\times 1000$). Diámetro mayor en corte transversal de $164.6 \pm 68 \mu\text{m}$ (STD, $n = 69$). En corte longitudinal la talla promedio fue de $181 \pm 62 \mu\text{m}$ (STD, $n = 221$). Este estadio se presentó en muestras de agosto (12 %) y septiembre (88 %).

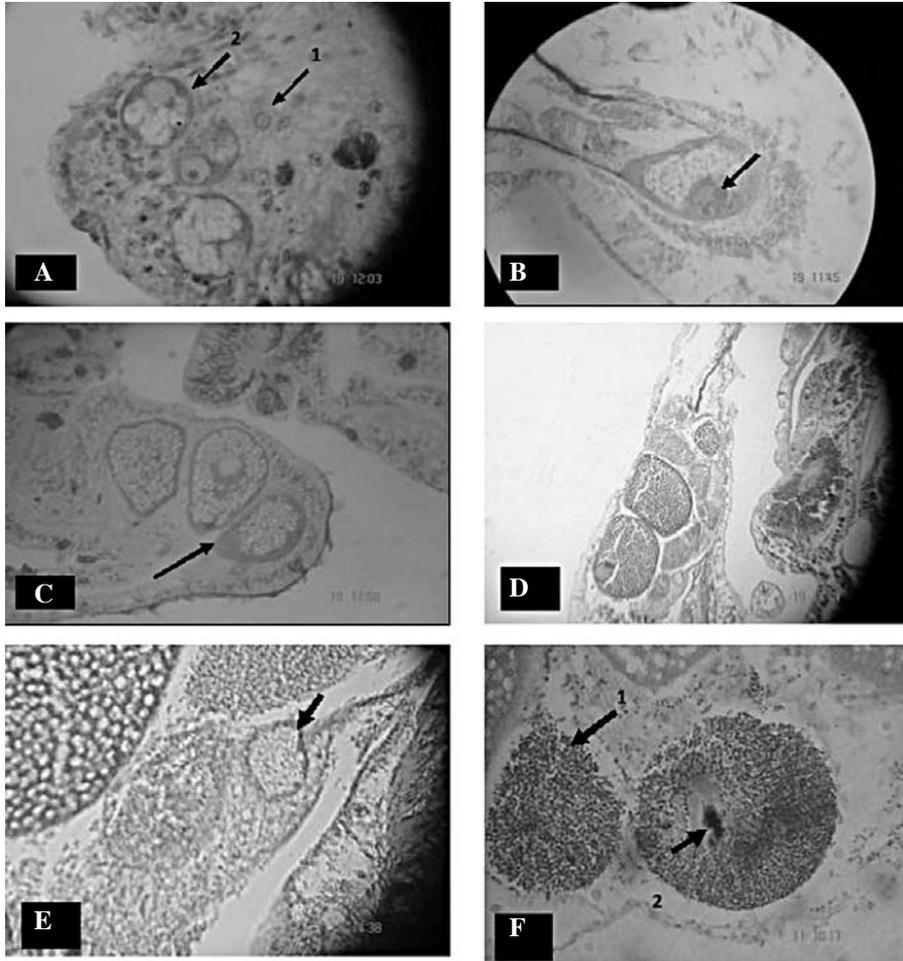


Figura 1. Microfotografías de gametogénesis de *M. annularis*. Oogénesis: A) Estadio I y II temprano. La flecha 1 muestra célula intersticial diferenciándose en oocito con muy poco citoplasma. La flecha 2 muestra oocitos con inicio de vitelogénesis. B) Estadio II: Oocitos con membrana poco definida y citoplasma con vitelogénesis. La flecha muestra el núcleo y nucleolo. C) Estadio III: Oocitos con membrana definida y citoplasma con vitelogénesis. La flecha señala gránulos corticales. El núcleo en posición central. D) Estadio IV: Huevos maduros. La flecha indica la membrana vitelina definida separada de la mesoglea y rodeada de gránulos corticales oscuros y claros. Núcleo lateral. Espermatogénesis: E) Estadio II. Espermatario con membrana gruesa. F) Estadio III (1) y IV (2) Espermatarios con numerosos espermatoцитos. En el estadio IV se observa el bouquet formado por las colas de los espermatozoides.

En las muestras de los demás meses (octubre 2003 a abril 2004) no se encontró tejido reproductivo.

Espermatogénesis

Estadio I. Dado que no se vieron células germinales iniciales migrando hacia la mesoglea, este estadio no se pudo describir.

Estadio II. Agregación de varios espermatogonios teñidos de azul oscuro formando espermarios azules, definidos por una membrana gruesa, engolfada en la mesoglea. Varios espermarios por gónada. El diámetro mayor promedio de cada espermario, en corte longitudinal, fue de $60.7 \pm 13.3 \mu\text{m}$ (STD, $n = 19$). Este estadio se encontró en julio y agosto.

Estadio III (Fig. 1E). Espermarios con poco citoplasma y muchos espermaticitos en desarrollo ubicados generalmente hacia la periferia. La pared de los espermarios es definida, delgada, teñida de rojo y con microvelocidades en el exterior. El diámetro de espermario promedio fue de $108 \pm 33 \mu\text{m}$ (STD, $n = 9$). Este estadio se presentó en agosto y septiembre.

Estadio IV (Fig. 1F). Espermario con membrana definida, de apariencia fibrosa, con numerosos espermatozoides de cabezas rojas con colas negras, amarillas o verdes-café, dirigidas hacia el centro, formando canales y en forma de bouquet. El diámetro de espermario promedio en corte longitudinal fue de $143.3 \pm 31 \mu\text{m}$ (STD, $n = 39$). Este estadio solo se observó en septiembre.

Fertilidad y fecundidad

El porcentaje de ramets con gónadas femeninas encontrados a través de cortes histológicos fue de 40 %. En un cm^2 se encontraron aproximadamente 10 ± 1 pólipos. De éstos, 1.1 pólipos eran reproductivos y presentaban en promedio cinco gónadas femeninas. En cada gónada había en promedio 2 ± 1.8 huevos (STD). De acuerdo a lo anterior se determinó que para *M. annularis* la fecundidad de ramets fue en promedio de 11 huevos/ cm^2 en un ciclo reproductivo anual (dos huevos por gónada, cinco gónadas por pólipo, 1.1 pólipo reproductivo por cm^2). Además, el porcentaje de ramets con gónadas masculinas fue de 36 %, con un promedio de 4 ± 2.2 (STD) espermarios por gónada (rango entre 1 y 12). Los pocos espermarios observados se presentaron consistentemente en sólo dos mesenterios de los pólipos reproductivos. En general la presencia de espermarios fue rara en las muestras, lo cual se resalta por el hecho de que solamente el 3.1 % de los mesenterios tenía gónadas masculinas ($n = 95$).

Por otra parte, de los ramets escogidos para determinar fecundidad *in situ*, alrededor de un 35 % liberó gametos, 6-7 días después de luna llena en septiembre del

2003 (33/87) y 2004 (29/81), entre las 21:20 y 22:05. Los ramets liberaron sólo en uno de los dos días mencionados, pero no en los dos. No obstante, hubo mayor porcentaje de ramets liberados el día seis (84 %) que en el día siete (16 %). Al comparar la fertilidad (presencia-ausencia de gametos) entre años se observó que el 21 % de los ramets (n = 17) liberaron en los dos años, 35 % (n = 28) liberaron en cualquiera de los dos años y 44 % (n = 36) no se reprodujeron en ninguno de los dos años. Considerando que el ramet que más huevos liberó (18959), tenía un área de 64.07 cm² y teniendo presente que se encontró un promedio de 10 pólipos/cm², se estimó que la máxima fecundidad de un ramet era de 30 huevos/cm²/año. Sin embargo, tomando el total de huevos liberados por 29 ramets en el 2004 (n = 48719) y el área total ocupada por éstos (2313.2 cm²; n = 29) y considerando que en un cm² había 1.1 pólipos, se infiere que el número de huevos liberados por cm² al año es de 20.

No se encontró una relación significativa entre el número de huevos cuantificado a través de histología y la talla de los ramets (p= 0.284: ANOVA). No obstante, la mayoría de los ramets que presentaron gametos estaban en las clases de talla 2 a 4 (entre 50–200 cm²). De igual forma, la relación entre la talla de los ramets y el número de huevos que liberaron *in situ*, no fue significativa (p= 0.15, correlación de Spearman); sin embargo, la clase entre 50-100 cm² fue la que mayor número de huevos liberó (Tabla 1).

Tabla 1. Número de ramets en cada clase de talla que liberaron huevos en isla Grande durante 2003 y 2004. En la última columna se destaca la media geométrica (subrayada) y el rango (entre paréntesis) para el número de huevos liberados por ramets.

Ramets clases de talla cm ² / año	Número ramets			Media geométrica	
	2003	2004	Comunes 03/04	2003	2004
<50	9	8	5	25 (1 – 358)	46 (1 – 3888)
51 – 100	14	14	8	49 (1 – 1035)	522 (28 – 18959)
101 – 150	5	2	2	74 (1 – 597)	50 (2 – 1266)
151 - 200	3	4	2	36 (9 – 100)	38 (24 – 2177)
>200	2	1	0	39 (1 – 1175)	22

DISCUSIÓN

Las características reproductivas de *Montastraea annularis* en cuanto se refiere a la gametogénesis son similares a las descritas por otros autores (e.g. Szmant 1991, Van Veghel 1994). La periodicidad anual, la duración del ciclo (cinco meses) y los estadios de maduración (cinco estadios para gametos femeninos y cuatro para gametos masculinos) fueron coincidentes con lo descrito en la literatura. La oogénesis inicia en mayo y termina en septiembre, mientras que la espermatogénesis inicia en julio y termina en septiembre coincidiendo con los registros de Szmant (1991) y Van Veghel (1994). A partir de agosto se encuentran gametos femeninos maduros, pero sólo hasta septiembre maduran los gametos masculinos. De acuerdo con estudios anteriores, oocitos y espermarios maduros se encuentran a partir de agosto y desde este mes hay liberación de gametos (Szmant, 1991; Van Veghel, 1994, Mendes y Woodley 2002). En el presente estudio no se observó liberación de gametos en agosto ni en octubre, lo cual difiere de otros estudios en la región del Gran Caribe tales como los de Soong (1991; Panamá), Szmant (1991; Puerto Rico), Gittings *et al.* (1992; Texas), Van Veghel (1994; Curazao), Szmant *et al.* (1997; Florida), Sánchez *et al.* (1999; Islas del Rosario), Mendes y Woodley (2002; Jamaica) y Pizarro (2006; San Andrés). No obstante, todos los autores coinciden en que septiembre es el mes pico en la liberación de productos sexuales. Dado que la liberación *in situ* sólo se presentó en septiembre (para 2003 y 2004), en mayor abundancia el día seis que el día siete después de luna llena y que en las muestras histológicas no se encontraron espermarios maduros en agosto o productos sexuales en octubre, se sugiere que esta población de *M. annularis* tendería a una liberación masiva de gametos en un lapso corto de tiempo, lo cual implica alta sincronía en el ciclo gamético.

Se ha sugerido que la alta sincronía puede ser un mecanismo para aumentar la probabilidad de fertilización ya que individuos que liberan en noches diferentes o en diferentes tiempos (meses) están en desventaja por una clara reducción sustancial en la probabilidad de fertilización exitosa de sus gametos (Oliver y Babcock, 1992). De acuerdo con Harrison y Wallace (1990) y Babcock (1995), el evento de liberación masiva se presenta en una gran variedad de corales a lo largo de la franja tropical en un período del año en el cual la temperatura superficial del agua es más cálida. En la Gran Barrera Australiana la liberación se da en un solo evento (Harrison y Wallace, 1990) mientras que en el Caribe se da en varios (Szmant, 1986). En el arrecife estudiado la liberación se presentó en un solo evento (septiembre), lo cual contrasta con otros estudios en latitudes similares como en Panamá y Curazao (Soong, 1991; Van Veghel, 1994), donde se registra liberación durante varios meses (septiembre-octubre) y varios días. Para autores como Mendes y Woodley (2002), la

liberación de gametos de *M. annularis* en estos meses puede ser una adaptación para evitar las lluvias y disminuir el riesgo de falla reproductiva y de mortalidad larval, debido a la reducción de la salinidad en el agua superficial (Harrison y Wallace, 1990). En Colombia, los meses más lluviosos se presentan en octubre y noviembre, llegando la salinidad del agua a bajar de 35 a 30 (Alvarado y Corchuelo, 1992). Por otra parte, dada la cercanía del Canal del Dique y su influencia en la zona de estudio, la llegada de aguas más dulces en época de lluvias implica también la llegada de nutrientes y en especial de sedimentos de origen continental (Corchuelo y Alvarado, 1990; Alvarado y Corchuelo, 1992; Restrepo *et al.*, 2006), lo cual puede afectar la sobrevivencia de gametos. Otra causa de la liberación simultánea y masiva, un día en un mes particular, podría ser para maximizar la fertilización en aguas quietas, tal como ocurrió durante la liberación observada en campo. Coma y Lasker (1997) encontraron que, aunque a través de los años la fertilización *in situ* de una especie de octocoral fue similar (55 %), las tasas de fertilización variaron entre meses y días de liberación, pero que los mayores eventos de liberación coincidían con los de mayor fertilización. Sin embargo, no se puede descartar que sea causado por el azar y que las colonias monitoreadas *in situ* y por histología, no representen el patrón real de liberación en la población.

La poca abundancia de espermatozoides (3 % de los pólipos cuantificados poseían espermarios maduros), aún en ramets sanos (mejor escenario), podrían explicar, en parte, el bajo reclutamiento registrado para el arrecife de isla Grande (Cárdenas, 2005; López, 2007). Omori *et al.* (2001) indican que especies hermafroditas que liberan gametos y que tienen fertilización externa, requieren una alta concentración de esperma en las primeras horas después de la liberación. Por lo tanto, la limitación de esperma y el efecto de dilución en la columna de agua es una causa indiscutible de una baja producción de plánulas que posteriormente se convertirán en juveniles. Lasker *et al.* (1996) sugieren que la limitación en esperma podría causar bajo éxito de fertilización en especies gonocóricas en las cuales hay un número reducido de colonias masculinas. Si bien este no es el caso de las colonias de *M. annularis* puesto que es una especie hermafrodita, la desproporción que se encontró entre la producción de huevos versus espermarios sí es parecida, por lo cual también se podría pensar en que la ausencia de juveniles podría ser causada no sólo por la baja fertilidad, baja fecundidad y menor número de eventos de desove encontrada, sino también por la baja producción de esperma. Van Veghel (1994) encontró que sólo un 32 % de las colonias de *M. annularis* tenían gametos masculinos, con lo cual sugiere baja producción de esperma también en arrecifes de Curazao. A pesar de que la alta sincronía minimizaría en parte la baja producción de esperma, ésta no sería suficiente para compensar el déficit, siendo así un factor

limitante que debe ser investigado más a fondo. Se descarta que el resultado del bajo número de gametos se deba a la desintegración de los mismos a partir de la cuarta hora después de la liberación como ha sido descrito por Oliver y Babcock (1992) ya que, por una parte, varios ramets mostraron una gran cantidad de huevos al día siguiente durante la recolección (hasta 19000 huevos) y, por otra parte, porque en las muestras histológicas, la baja fecundidad fue evidente a lo largo del ciclo gametogénico, especialmente en referencia a los espermatarios.

La fecundidad promedio de 11 huevos $\text{cm}^2/\text{año}$ (histología) y 20 $\text{cm}^2/\text{año}$ (conteo total de huevos liberados por 29 ramets en el 2004) con un máximo de 30 huevos $\text{cm}^2/\text{año}$, es uno y dos órdenes de magnitud menor que la registrada por Van Veghel y Kahman (1994) en Curazao (102 huevos $\text{cm}^2/\text{año}$) y por Szmant (1991) de 1200 $\text{cm}^2/\text{año}$. Las diferencias no sólo están dadas por el número de huevos promedio encontrado en los tejidos de ramets reproductivos (fecundidad), sino también por el número de gónadas presentes en los pólipos (fertilidad). La pobre fecundidad encontrada en pocos ramets fértiles, muestra una población vulnerable. Es probable que además de los factores mencionados anteriormente, la baja fecundidad en isla Grande se deba al estado de deterioro ambiental del arrecife (alta turbidez y sedimentación ocasionada por el río Magdalena, Restrepo y Kjerfve, 2000), lo cual concuerda con lo encontrado por Kojis y Quinn (1984) y Guzmán y Holst (1993) quienes registraron una correlación negativa entre la fecundidad y la turbidez y sedimentación encontrada en áreas cercanas a áreas urbanas e industriales.

Se ha afirmado que las colonias no se reproducen todos los años y que, además, la proporción de colonias fértiles varía entre años y entre arrecifes (Harrison y Wallace, 1990; Hughes *et al.*, 2000), lo cual también se observó, ya que menos de la mitad de los ramets liberaron en cualquiera de los dos años. También se ha afirmado que un 50 a 58 % del tejido de cada ramet es reproductivo (Pizarro, 2006; Van Veghel y Kahman 1994, respectivamente) y que los productos reproductivos están concentrados en los pólipos del centro (Pizarro, 2006). Debido a que el tejido analizado fue tomado del centro de los ramets, se descarta que este factor haya incidido en los bajos valores registrados. Por otra parte, se ha sugerido que ramets de *M. annularis* que han sufrido lesiones, no sólo muestran disminución en la fecundidad de los pólipos alrededor de las lesiones, sino que además no presentan gónadas en pólipos que han regenerado recientemente (Van Veghel y Bak, 1994; Alvarado, obs. pers). En isla Grande hay mayor número de lesiones sobre *M. annularis* entre julio y septiembre tanto por depredación (Sánchez *et al.*, 2004, Chasqui *et al.*, 2007, Alvarado y Acosta, 2009) como por interacción con algas y esponjas (Alvarado y Acosta, 2009), lo cual también ayudaría a explicar la baja fecundidad.

De acuerdo con Tsounis *et al.* (2006), las tallas coloniales tienen una relación directa con la fecundidad ya que colonias pequeñas pueden ser fecundas pero aún no haber alcanzado tallas que representen 100 % de fertilidad de sus pólipos (i.e., todos los pólipos fértiles). Lo anterior podría explicar el bajo número de huevos en los ramets pequeños, especialmente en aquellos menores a 50 cm², que son los más abundantes de la población (57 %, Alvarado y Acosta, 2009). En concordancia, Szmant (1991) y Pizarro (2006) registraron que algunos pocos ramets por debajo de la talla reproductiva liberaron huevos. No obstante, Van Veghel y Kahman (1994) registraron ausencia de fecundidad en ramets menores a la talla reproductiva (< 50 cm²).

El bajo porcentaje de ramets que liberaron (35 %), la baja fecundidad presentada en los pólipos estudiados y el bajo número de huevos contados por liberación (promedio 2 y máximo 30 huevos/cm²/año) podrían estar explicando la ausencia de juveniles en el medio tal como se registró para la población en el área de estudio (Cárdenas, 2005; López, 2007). Si se tiene en cuenta que esta población se encuentra en un arrecife degradado con más del 60 % de cobertura coralina muerta (Alvarado *et al.*, 1989; Zapata, 2005), que el mayor aporte de gametos lo realizan ramets de tallas pequeñas entre 50 y 100 cm² (19 % de la población, Alvarado y Acosta, 2009) y que hay escaso número de gametos, particularmente espermatozoides (este estudio), se podría sugerir que los individuos de esta población tienen un bajo éxito reproductivo. En la mayoría de los trabajos sobre reclutamiento en el Caribe se afirma que los juveniles de *M. annularis* en campo son relativamente raros (Szmant, 1986; Hughes, 1989; Chiaponne y Sullivan, 1996). Sin embargo, tanto Szmant (1986) en Puerto Rico, como Pizarro (2006) en la isla oceánica de San Andrés, sugieren que, dada la alta producción de huevos, la razón para encontrar pocos juveniles es la pobre viabilidad de los embriones, la alta mortalidad de gametos y larvas en el plancton y el pobre éxito de reclutamiento. Contrario a lo anterior, los resultados muestran que la producción de huevos en *M. annularis* no es alta en la zona de estudio y por lo tanto que la ausencia de juveniles en la población puede ser consecuencia de la baja fertilidad y fecundidad actual. Una explicación tradicional a la baja tasa de reclutamiento en especies como *M. annularis* es que la vida larga y la alta fecundidad, son los elementos claves para que se presente en la naturaleza la estrategia de la apuesta compensatoria. Esta estrategia implica que cuando el ambiente para los adultos es predecible en el tiempo y el espacio pero la sobrevivencia de los juveniles es baja y fluctuante, el esfuerzo reproductivo debe ser bajo y por lo tanto, el esfuerzo de reproducción se debería repartir en varios años, dentro de los cuales unos pocos serían favorables permitiendo la sobrevivencia de un número suficiente de juveniles que reemplacen a los adultos que perecen (Roff, 2002).

Según Warner y Chesson (1985), en un ambiente cambiante se crea una situación en la cual el reclutamiento varía considerablemente de una estación reproductiva a la siguiente y, si los adultos sobreviven bien, un evento favorable de reclutamiento puede sostener la población por largos períodos de tiempo. Pero si hay un 50 % o más de probabilidad de períodos no favorables en la vida de un individuo, entonces se esperan fluctuaciones en el número de adultos de la población. Este no es el caso de la población estudiada ya que el ambiente en el que se encuentra parece no ser predecible para los adultos. Por una parte porque las colonias adultas están expuestas a perturbaciones de origen natural y antropogénico, crónicas y agudas, que causan alta mortalidad parcial y fisión (Hughes y Tanner, 2000; Gardner *et al.*, 2003; Alvarado, obs. pers.). Por otra parte, la alta tasa de reclutamiento que se requeriría para compensar la mortalidad adulta está limitada por la baja fecundidad que se encontró. Por lo tanto, ante un escenario de aumento de temperatura y de precipitación por el cambio climático global (Hoegh-Gulberg, 1999), con consecuente aumento en la sedimentación y turbidez y disminución de la salinidad y teniendo en cuenta la baja fertilidad y fecundidad y la constante pérdida de cobertura de tejido vivo, es probable que la población no se mantenga, ya que ésta no se estaría reemplazando por medio de juveniles. Dadas las condiciones anteriores, para que la población persista, el reclutamiento debe ser más frecuente e intenso, pero éste depende de una alta fertilidad y fecundidad, la cual, según los resultados obtenidos, está seriamente disminuida.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a E. González, A. Rojas, R. M. González, y D. Morales por la elaboración de placas histológicas y la medición de los gametos. A B. Vargas-Ángel y E. C. Peters por la orientación en la descripción de los estadios gametogénicos. A D. L. Duque por su colaboración en toda la fase de campo, C. Barreto y M. A. Rodríguez por su asesoría en la parte estadística. Al personal del Parque Nacional Corales del Rosario por las facilidades logísticas y su interés en que el proyecto se pudiera realizar. Al personal de la biblioteca de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano por su invaluable apoyo en la consecución de la literatura. A J. A. Sánchez, F. A. Zapata, S. Zea y A. Canosa por su permanente acompañamiento en el proceso de la investigación. A V. Pizarro porque con su conocimiento colaboró grandemente en la discusión de los resultados y a los evaluadores anónimos porque con su revisión minuciosa mejoraron este manuscrito. Este documento forma parte de la tesis doctoral del primer autor. Permiso de Investigación DTCA023-UAESPNN.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado, E. M. y A. Acosta. 2009. Lesiones naturales y regeneración de tejido en ramets del coral *Montastraea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en un arrecife degradado del Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 57 (4): 939-954.
- Alvarado, E. M. y A. Acosta. (En prensa). Lesiones naturales y regeneración de tejido en ramets del coral *Montastraea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en un arrecife degradado del Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 57 (4). Diciembre.
- Alvarado, E. M, L. A. Acosta y R. García. 2004. Sexual reproduction in the reef-building coral *Diploria labyrinthiformis* (Scleractinia: Faviidae), Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.* 52 (4): 859-868.
- Alvarado, E. M. y M. C. Corchuelo. 1992. Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. 277-287. En: CCO (Ed.). *Memorias del VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*, Santa Marta. 1147 p.
- Alvarado, E. M, G. Pinilla y T. León. 1989. Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Plan de manejo volumen I. Documento Técnico. Sistema de Parques Nacionales, Ministerio del Medio Ambiente, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Centro de Investigaciones Científicas, Bogotá. 325 p.
- Aronson, R. B. y W. F. Precht. 2000. Herbivory and algal dynamics on the coral reef at discovery Bay, Jamaica. *Limnol. Oceanogr.*, 45: 251-255.
- Babcock, R. 1995. Synchronous multispecific spawning on coral reefs: potential for hybridization and roles of gamete recognition. *Reprod. Fertil. Dev.*, 7: 943-950.
- Barrios, L. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 166 p.
- Bythell, J. C., E. H. Gladfelter y M. Bythell. 1993. Chronic and catastrophic natural mortality of 3 common Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 12: 143-152.
- Cárdenas, F. 2005. Distribución vertical, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en isla Grande, Caribe colombiano. Trabajo de pregrado. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 77 p.
- Carson, F. L. 1996. *Histotechnology. A self-instructional text*. Segunda Edición. Chicago-ASCP Press, Chicago. 304 p.
- Chasqui, L. H., E. M. Alvarado. A. Acero P. y F. Zapata. 2007. Efecto de la herbivoría y coralivoría por peces en la supervivencia de corales transplantados en el Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 55 (3-4): 825-837.
- Chiappone, M. y K. M. Sullivan. 1996. Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida reef tract. *Bull. Mar. Sci.*, 58 (2): 555-569.
- Coma, R. y H. Lasker. 1997. Small-scale heterogeneity of fertilization success in a broadcast spawning octocoral. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 214: 107-120.
- Corchuelo, M. C. y E. M. Alvarado. 1990. Factores físico-químicos imperantes en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. 337-342. En: *Memorias VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*, Cali. 792 p.

- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzon, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Areas coralinas de Colombia. Serie de Publicaciones Especiales. No 5. INVEEMAR, Santa Marta. 176 p.
- Edmunds, P. 2002. Long-term dynamics of coral reefs in St. John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 21: 357-367.
- Edmunds, P. y R. Elahi. 2007. The demographics of a 15- year decline in cover of the Caribbean reef coral *Montastraea annularis*. *Ecol. Monogr.*, 77 (1): 3-18.
- Foley, J. E., S. H. Sokolow, E. Girvetz, C. W. Foley y P. Foley. 2005. Spatial epidemiology of Caribbean yellow band syndrome in *Montastrea* spp. coral in the eastern Yucatán, México. *Hydrobiología*, 548: 33-40.
- Gardner, T. A., I. M. Côté, J. A. GilL, A. Grant y A. R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301: 958- 960.
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil-Agudelo, L. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean Reefs. *Hydrobiología*, 469: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J., S. Zea y J. M. Díaz. 2005. Incidence of partial mortality and other health indicators in hard-coral communities of four southwestern Caribbean atolls. *Bull. Mar. Sci.*, 76 (1): 105-122.
- Ginsburg, R., E. Gischeler y W. Kiene. 2001. Partial mortality of massive reef-building corals. An index of patch reef conditions, Florida Reef tract. *Bull. Mar. Sci.*, 69 (3): 1149-1173.
- Gittings, S., G. Gregory, K. Kenneth, C. Combs, B. Holland y T. Bright. 1992. Mass spawning and reproductive viability of reef corals at the east flower garden bank, Northwest Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.*, 51 (3): 420-428.
- Glynn, P. W., S. B. Colley, J. H. Ting, J. L. Maté y H. M. Guzmán. 2000. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and Galápagos Islands (Ecuador). IV. Agariciidae, recruitment and recovery of *Pavona varians* and *Pavona* sp.a. *Mar. Biol.*, 136: 785-805.
- Guzmán, H. M. y I. Holst. 1993. Effects of chronic oil-sediment pollution on the reproduction of the Caribbean reef coral *Siderastrea siderea*. *Mar. Poll. Bull.*, 26 (5): 276-282.
- Harrison, P. y C. Wallace. 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. 133-207. En: Dubzinsky, Z. (Ed.). *Ecosystems of the world 25. Coral Reefs*. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 550 p.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.*, 50: 839-866.
- Hughes, T. P. 1984. Population dynamics based on individual size rather than age: a general model with a reef coral example. *Am. Nat.*, 123 (6): 277-293.
- Hughes, T. P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*, 70: 275-279.
- Hughes, T. P. y J. E. Tanner. 2000. Recruitment failure, life histories and long term decline of Caribbean corals. *Ecology*, 81 (8): 2250-2263.
- Hughes, T. P., A. H. Baird, E. A. Dinsdale, N. A. Moltschaniwskyj, M. S. Pratchett, J. E. Tanner y B. L. Willis. 2000. Supply-side ecology works both ways: the link between benthic adults, fecundity, and larval recruits. *Ecology*, 81 (8): 2241-2249.

- Kojis, B. L. y N. J. Quinn. 1984. Seasonal and depth variation of *Acropora palifera* at two reefs in Papua New Guinea. *Coral Reefs*, 3 (3):165-172
- Lasker, H., D. Brazeau, J. Calderón, M. Coffroth, R. Coma y K. Kim. 1996. *In situ* rates of fertilization among broadcast spawning gorgonian corals. *Biol. Bull.*, 190: 45-55.
- Leblé, S. y R. Cuignon. 1987. El archipiélago de las Islas del Rosario. Estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. *Bol. Cient. Cent. Invest. Oceanogr. Hidrogr. CIOH*, 7: 37-52.
- López, T. 2007. Abundancia, distribución y composición taxonómica de corales escleractínios juveniles en formaciones coralinas del archipiélago de las islas del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo de pregrado, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 109 p.
- Mendes, J. y J. Woodley. 2002. Timing of reproduction in *Montastraea annularis*: relationship to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog., Ser.* 227: 241-251.
- Mumby, P. J. y C. Dytham. 2006. Metapopulation dynamics of hard corals. 157-202. En: Kritzer, J. P. y P. F. Sale (Eds.). *Marine metapopulations*. Elsevier Academic Press, Burlington, EE. UU. 529 p
- Mumby, P. J., N. L. Foster y E. A. Glynn. 2005. Patch dynamics of coral reef macroalgae under chronic and acute disturbance. *Coral Reefs*, 24: 681-692.
- Oliver, J. y R. Babcock. 1992. Aspects of the fertilization ecology of broadcast spawning corals: sperm dilution effects and *in situ* measurements of fertilization. *Biol. Bull.*, 183: 409-417.
- Omori, M., H. Fukami, H. Kobinata y M. Hatta. 2001. Significant drop of fertilization of *Acropora* corals in 1999: An after-effect of heavy coral bleaching?. *Limnol. Oceanogr.*, 46 (3): 704-706.
- Pandolfi, J., C. Lovelock y A. Budd. 2002. Character release following extinction in a Caribbean reef coral species complex. *Evolution*, 56 (3): 479-501.
- Peters, E. 2001. Coral tissue slide reading workshop. Mote Marine Laboratory. Tropical Research Laboratory. Summerland Key, EE. UU. 14 p.
- Pizarro, V. 2006. The importance of connectivity between coral populations for the management of the Seaflower Biosphere Reserve. Tesis doctoral, University of New Castle, New Castle. 172 p.
- Restrepo, J. y B. Kjerfve. 2000. Magdalena River: interannual variability (1975–1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *J. Hydrol.*, 235: 137-149.
- Restrepo, J., P. Zapata, J. Díaz, J. Garzón-Ferreira y C. García. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global Planet. Change*, 50: 33-49.
- Roff, D. 2002. Life history evolution. Sinauer Associates, Inc. Sutherland. 527 p.
- Sakai, K. 1998. Effect of colony size, polyp size, and budding mode on egg production in a colonial coral. *Biol. Bull.*, 195: 319-325.
- Sánchez, J., E. M. Alvarado, M. Gil, H. Charry, O. Arenas, L. Chasqui y R. García. 1999. Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) and *Montastraea faveolata* (Ellis & Solander) (Faviidae: Scleractinia) at Rosario Islands, Caribbean coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 65 (3): 873-879.
- Sánchez, J., M. Gil, L. H. Chasquí y E. M. Alvarado. 2004. Grazing dynamics on a Caribbean reef-building coral. *Coral Reefs*, 23: 578-583.
- Soong, K. 1991. Sexual reproduction patterns of shallow-water reef corals in Panamá. *Bull. Mar. Sci.*, 49 (3): 832-846.

- Steiner, S. 1995. Spawning in scleractinian corals from SW Puerto Rico (West Indies). *Bull. Mar. Sci.*, 56 (3): 899-902.
- Szmant, A. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 5: 43-54.
- Szmant, A. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastrea annularis* and *M. cavernosa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 74: 13-25.
- Szmant, A. M., E. Weil, M. E. W. Miller y D. E. Colon. 1997. Hybridization within the species complex of the scleractinian coral *Montastraea annularis*. *Mar. Biol.*, 129: 561-572.
- Tsounis, G., S. Rossi., M. Aranguren, J. Gili y W. Arntz. 2006. Effects of spatial variability and colony size on the reproductive output and gonadal development cycle of the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.*, 148: 513-527.
- Van Veghel, M. L. J. 1994. Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastraea annularis*. I. Gametogenesis and spawning behavior. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109: 209-219.
- Van Veghel, M. L. J. y M. Kahman. 1994. Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastraea annularis*. II. Fecundity and colony structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109: 221-227.
- Vargas-Ángel, B., S. Colley, S. Hoke y J. Thomas. 2006. The reproductive seasonality and gametogenic cycle of *Acropora cervicornis* off Broward County, Florida, USA. *Coral Reefs*, 25: 110-122.
- Warner, R. y P. Chesson. 1985. Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. *Am. Nat.*, 125: 769-787.
- Weil, E. 2004. Coral reef disease in the wider Caribbean: status and prognosis. 35-64. En: Rosenberg, E. y Y. Loya (Eds.). *Coral disease and health*. Springer, Berlín. 488 p.
- Weil E. y N. Knowlton. 1994. A multi-character analysis of the Caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis & Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (Ellis & Solander, 1786) and *M. franksi* (Gregory, 1895). *Bull. Mar. Sci.*, 55 (1): 151-175.
- Wyers, S., S. Barnes y S. Smith. 1991. Spawning of hermatypic corals in Bermuda: a pilot study. *Hydrobiología*, 216/217: 109-116.
- Zapata, P. 2005. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. Trabajo de grado, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 84 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 21/05/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 03/09/09

OBTENCIÓN DE UNA FRACCIÓN ANTIMITÓTICA DEL EXTRACTO ETANÓLICO DE LA MACROALGA *DIGENIA SIMPLEX*

Hernán Valle-Zapata¹, Sandra Ospina-Guerrero¹, Elkin Galeano-Jaramillo², Alejandro Martínez-Martínez², María Márquez-Fernández¹ y Juan López-Ortiz¹

- 1 Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Grupo de Investigación Biotecnología Animal, Calle 59A 63-20, Autopista Norte, Medellín, Colombia. havallez@gmail.com (H.V.Z.), spospina@unalmed.edu.co (S.O.G.), memarque@unalmed.edu.co (M.M.F.), jblopez@unalmed.edu.co (J.L.O.)
2 Universidad de Antioquia, Grupo de Investigación Productos Naturales Marinos, Calle 67 53-108, Laboratorio 2-131, Medellín, Colombia. elgaja@farmacia.udea.edu.co (E.G.J.), amart@farmacia.udea.edu.co (A.M.M.)

RESUMEN

Las algas marinas han sido ampliamente estudiadas por investigadores del área de los productos naturales con el fin de encontrar agentes antitumorales y desarrollar nuevos agentes terapéuticos contra el cáncer. Los extractos crudos del alga roja marina *Digenia simplex* presentan un potente efecto antimitótico en líneas celulares cancerosas, por lo tanto es de suma importancia determinar las sustancias responsables de esta actividad. Para lograr este objetivo, se realizó un fraccionamiento cromatográfico del extracto etanólico de *Digenia simplex* guiado por evaluaciones de actividad antimitótica sobre la línea celular Jurkat (linfoma mielóide humano). Adicionalmente, se efectuó un ensayo de citotoxicidad de la fracción más activa obtenida. Para el fraccionamiento del extracto se utilizó cromatografía en columna con fase normal y cromatografía en capa delgada preparativa. Para el ensayo de citotoxicidad se utilizó el método de viabilidad celular por exclusión de colorante vital azul de tripano. Se obtuvo una fracción de naturaleza polar, que mostró actividad antimitótica y citotóxica. Esta fracción se comportó en forma similar al fármaco antineoplásico Colcemid.

PALABRAS CLAVE: *Digenia simplex*, Alga roja, Compuestos antitumorales, Línea celular Jurkat (linfoma mielóide humano), Cromatografía.

ABSTRACT

Obtention of an antimitotic fraction upon the crude ethanol extract of the alga *Digenia simplex*. Marine algae have been widely studied by natural products chemists in the search of antitumor agents and the development of new therapeutic agents against cancer. Extracts of the red alga *Digenia simplex* display a powerful antimitotic effect in cancer cell lines. Therefore, it is of extreme importance to determine what substances are responsible of this activity. In order to achieve this objective, the ethanol extract of *Digenia simplex* was subject to chromatographic fractionation guided by evaluation of antimitotic activity on the Jurkat cell line (human myeloid lymphoma). Additionally, the most active fraction obtained was tested for cytotoxicity. Normal phase column chromatography and preparatory thin layer chromatography were used for extract fractionation. Cytotoxicity was assessed by cellular viability methods, determining cellular viability by the exclusion of the vital dye trypan blue. A cytotoxic

and antimetabolic fraction of polar nature was obtained. This fraction behaved in a similar way to the antineoplastic drug Colcemid.

KEY WORDS: *Digenia simplex*, Red algae, Anti-tumor compounds, Jurkat cancer cell line (Human myeloid lymphoma), Chromatography.

INTRODUCCIÓN

La búsqueda de moléculas con potenciales usos farmacéuticos a partir de organismos marinos, contribuiría a la solución de problemas de salud pública mundial y al desarrollo económico de nuestro país, en caso de descubrirse sustancias efectivas contra patologías humanas. Entre los organismos marinos más estudiados, desde el punto de vista químico y de actividad biológica, se encuentran las macroalgas, las cuales producen inusuales e interesantes sustancias químicas para disuadir a sus consumidores (Fenical, 1983); con base en las evidencias de disuasión química, se cree que la evolución de diversos organismos marinos implicó el desarrollo de sistemas de defensa químicos en lugar de los sistemas inmunológicos conocidos en el reino animal. Por estas razones, se infiere que tales organismos son una rica fuente de compuestos potencialmente útiles para el control de varias causas de enfermedades humanas (Jaspars, 1999). Algunos registros demuestran la supresión del crecimiento de tumores por extractos de algas marinas; por ejemplo el wakame y el mekabu, que reducen el crecimiento de tumores de pulmón en ratas (Huang *et al.*, 2005). Adicionalmente, el extracto metanólico del alga roja *Digenia simplex* muestra un fuerte efecto citotóxico en la línea celular de leucemia murina L1210, pero es inocuo en células normales NIH-3T3 de ratón (Harada *et al.*, 1997), lo que indica su selectividad para eliminar células tumorales. De otra parte, hallazgos presentados por Ospina *et al.* (2007) muestran una excelente actividad antimetabólica del mismo extracto en la línea celular HT29 y en linfocitos T de sangre periférica humana. Estos resultados motivaron la búsqueda de la fracción química responsable de la actividad antimetabólica en *D. simplex* y la evaluación de su citotoxicidad. Los resultados de este trabajo investigativo contribuirán a futuros estudios de aislamiento y elucidación estructural del compuesto químico (o compuestos) responsable de dicha actividad, que podría(n) ser usado(s) como posible(s) fármaco(s) contra el cáncer.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención del extracto

Se recolectaron dos mil quinientos gramos húmedos de la macroalga *Digenia simplex* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Santa Marta, Colombia), a cero metros en la zona de salpicadura del intermareal sobre sustrato rocoso. La identificación taxonómica se confirmó en el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR (Santa Marta, Colombia) y una muestra de la macroalga está

disponible en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia con el número de catálogo RHD-441 (INVEMAR). La muestra se lavó con agua destilada para eliminar los posibles organismos epifitos y se dejó secar al aire (temperatura ambiente) para pulverizarla mediante un molino eléctrico. La pulverización de la muestra produjo 800 g de polvo seco que se sometió a extracción con 1.5 L de etanol en un frasco de vidrio ámbar con agitación constante y a temperatura ambiente; seguidamente se filtró al vacío la solución sobrenadante y se concentró a presión reducida en un rotaevaporador a 40 °C. Este procedimiento se repitió cada 24 horas durante cuatro días, con adición de nuevo etanol sin cambio de muestra. Al finalizar el proceso de extracción se obtuvo un residuo verde oscuro de consistencia viscosa, el cual se rotuló con el nombre de extracto etanólico crudo de *Digenia simplex*; este extracto se almacenó a 4 °C en condiciones de oscuridad (Ospina *et al.*, 2007).

Obtención de las fracciones con actividad antimitótica

El extracto etanólico crudo se sometió inicialmente a un fraccionamiento por cromatografía en columna (CC), utilizando sílica gel 60 (0.063-0.2 mm / 70-230 mallas, Merck) como fase estacionaria y como fase móvil se utilizaron los siguientes solventes en orden creciente de polaridad: hexano, hexano-acetato de etilo (2:1 v/v), hexano-acetato de etilo (1:1 v/v), hexano-acetato de etilo (1:4 v/v), acetato de etilo y cloroformo-metanol (2:1 v/v). Las fracciones colectadas (en viales de 40 mL) fueron monitoreadas con la técnica de Cromatografía en Capa Delgada (CCD) y para ello se utilizaron cromatoplasmas de aluminio (20x20 cm) con sílica gel 60 F-254 y un espesor de 0.2 mm, usando como eluentes los mismos sistemas de elución de la Cromatografía en Columna. Como reveladores cromatográficos se utilizaron una lámpara ultravioleta CAMAG (254 y 366 nm) y posteriormente solución de ácido fosfomolibdico al 5 % en etanol. Aquellas fracciones que presentaron entre sí un valor de R_f (factor de retención) similar, se reunieron en una sola y se concentraron al vacío a una temperatura de 40 °C en un rotaevaporador; posteriormente se evaluó la actividad antimitótica *in vitro* de estas fracciones (trece en total) en cultivos de células Jurkat.

La fracción que presentó efecto antimitótico (fracción 13 o FB) se sometió a Cromatografía en Capa Delgada Preparativa (CCDP), con fase estacionaria de sílica gel 60 y fase móvil: cloroformo-metanol, 2:1 v/v. Mediante el procedimiento anterior se separaron nuevas fracciones (seis en total) de las cuales, sólo una (fracción A) cumplió con el requerimiento mínimo de peso (5 mg) para volver a aplicar el bioensayo de actividad antimitótica; esta última fracción mostró un resultado positivo en el respectivo bioensayo. Las evaluaciones iniciales del efecto antimitótico (durante las etapas de separación cromatográfica) se hicieron de forma cualitativa y después de descartar las fracciones que no fueron activas, se repitió el ensayo únicamente con las fracciones activas y el extracto etanólico crudo; los resultados de este último ensayo se cuantificaron y analizaron estadísticamente.

Bioensayo de actividad antimitótica *in vitro* en la línea celular Jurkat

Se evaluó por triplicado el potencial efecto antimitótico de las fracciones de la macroalga en cultivos de células Jurkat. La línea celular se mantuvo en frascos T-25 (FALCON) con 7 mL de medio de cultivo RPMI 1640 (SIGMA) suplementado con suero bovino fetal al 10 % (GIBCO), 100 UI de penicilina y 0.1 mg/mL de estreptomicina (SIGMA), y se incubó a 37 °C en una atmósfera de 5 % de CO₂. Cada 72 horas se realizaron subcultivos con 2x10⁵ células Jurkat cuantificadas mediante cámara Neubauer (Morread *et al.*, 1960; Bochkov, 2001). Para realizar el bioensayo se tomaron cajas de cultivo con pozos de 35 mm, se sembraron en cada pozo 2x10⁵ células Jurkat (en fase exponencial de crecimiento) en un volumen final de 4 mL de medio de cultivo y se mantuvieron con las mismas condiciones anteriores. Las fracciones se disolvieron en etanol y se adicionaron en los respectivos cultivos a una concentración final de 0.3 mg/mL (seleccionada con base en ensayos preliminares), 24 horas después del inicio del cultivo. El tiempo de tratamiento fue de ocho horas. Simultáneamente se realizaron dos cultivos control con los siguientes tratamientos: etanol al mismo volumen de las fracciones adicionadas y Colcemid a una concentración final de 0.01 mg/mL.

Finalizado el tiempo de tratamiento, los cultivos se procesaron de acuerdo a la técnica de citogenética clásica (Morread *et al.*, 1960; Bochkov, 2001) modificada de la siguiente manera: cada cultivo se transfirió a un tubo cónico de 15 mL (FALCON) y se centrifugó a 80 gravedades durante siete minutos; se descartó el sobrenadante y el botón celular se sometió a tratamiento hipotónico con 7 mL de solución acuosa de cloruro de potasio 0.075 M; se centrifugó con las condiciones anteriores, se descartó el sobrenadante y el botón celular se fijó con 7 mL de solución metanol-ácido acético (3:1 v/v); este último paso se repitió tres veces, al término del cual se procedió a la obtención del extendido cromosómico sobre placas portaobjetos refrigeradas. La coloración de los extendidos cromosómicos se realizó con solución acuosa de Giemsa al 5 %. Las placas se conservaron bajo una capa de entellan (MERCK) protegidas con cubreobjetos. El índice mitótico (IM = [número de mitosis/ 2000 células] x 100 %) se evaluó con un microscopio óptico binocular usando objetivo de 40 X, contabilizando 2000 células por unidad de tratamiento. Se realizaron tres réplicas del bioensayo para cada fracción evaluada con sus respectivos controles. Sólo en los casos en que el índice mitótico fue mayor que el generado por el control de etanol (solvente) y no se destruyeron los núcleos y membranas celulares, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) a una vía para comparar los índices mitóticos medios generados por las fracciones y los controles. Una fracción se consideró activa cuando se registraron valores de índice mitótico que triplicaron el valor generado por el control de etanol (solvente). Para determinar la diferencia entre los índices mitóticos medios de las fracciones y los controles, se utilizó la prueba LSD (Least Significant Difference). Para todos los análisis se tuvo en cuenta una significancia estadística de 0.05.

Ensayo de citotoxicidad *in vitro* sobre la línea celular Jurkat

Inicialmente se estimó la dosis mínima de la fracción A que causa el efecto antimitótico (dosis mínima antimitótica: DMA), de la siguiente manera: se tomaron cajas de cultivo con pozos de 35 mm y se adicionaron 2×10^5 células Jurkat (contabilizadas en cámara Neubauer) en un volumen final de 4 mL de medio de cultivo, por cada pozo. Seguidamente se preparó una solución stock (etanólica) de la fracción A a una concentración de 58 mg/mL, la cual se añadió a nueve cultivos en los volúmenes necesarios para alcanzar concentraciones finales de 0.01, 0.025, 0.05, 0.06, 0.07, 0.08, 0.09, 0.1 y 0.3 mg/mL. Las condiciones de cultivo, el tiempo de tratamiento, los controles y el procedimiento fueron los mismos que aquellos empleados en el Bioensayo de Actividad Antimitotica *in vitro*, variando únicamente las concentraciones de la fracción a evaluar (fracción A). Se realizaron tres réplicas completas del ensayo para cada concentración evaluada y controles. Los índices mitóticos generados (variable respuesta) se analizaron estadísticamente de igual forma que en el Bioensayo de Actividad Antimitotica *in vitro*. Se consideró como dosis mínima antimitótica (DMA) la concentración evaluada que registró el menor valor de índice mitótico, entre aquellas que registraron valores que triplicaron el producido por el control de etanol (solvente).

Una vez establecida la dosis mínima antimitótica de la fracción A, se procedió a evaluar su citotoxicidad. La dosis señalada se añadió a cultivos de células Jurkat (en pozos de cultivo de 35 mm) con las mismas condiciones de mantenimiento mencionadas anteriormente. También se prepararon controles con etanol y Colcemid, iguales a los anteriores. El tiempo total de tratamiento fue de 72 horas (tres días); en el tiempo cero (día cero) se realizó una evaluación de citotoxicidad que se repitió cada 24 horas (días 1, 2 y 3) sobre los mismos cultivos. Para la evaluación de citotoxicidad, se tomaron 50 μ L de los cultivos tratados y se sometieron a coloración con 50 μ L de solución azul de tripano al 0.5 % (v/v) en buffer salino de fosfatos (PBS); y luego de 10 minutos se contaron el número de células muertas por cada 100 células (porcentaje de células muertas) en una cámara Neubauer (Huang *et al.*, 2005). Se realizaron tres réplicas del ensayo para la fracción A y controles. Se realizó un análisis de varianza a una vía para medidas repetidas en el tiempo, que incluyó pruebas de hipótesis para los efectos tratamiento (fracción A y controles) y tiempo (días 0, 1, 2 y 3), así como la interacción entre ambos. Con el objeto de determinar las diferencias entre los porcentajes medios de células muertas generados por los tratamientos y el tiempo, se utilizó el procedimiento MIXED del programa estadístico SAS basado en la prueba LSD (Least Significant Difference). Para todos los análisis se tuvo en cuenta una significancia estadística de 0.05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fraccionamiento bio guiado de la actividad antimicrobiana del extracto etanólico de *Digenia simplex*

La aplicación conjunta de CC y CCD para el fraccionamiento de 25.1 g del extracto etanólico crudo del alga, dio como resultado 167 fracciones que se redujeron a trece después de reunir las de Rf similar. Las trece fracciones se sometieron al bioensayo de actividad antimicrobiana *in vitro* en cultivos de células Jurkat, lográndose un resultado sobresaliente para la fracción número 13 (véase fracción FB en la Figura 1), mientras que las demás fracciones no mostraron efecto antimicrobiano. La fracción 13 (fracción FB; 65.1 mg) se sometió a CCDP y se obtuvieron seis fracciones denominadas: A (36.2 mg y Rf= 0.05), B (1 mg y Rf= 0.2), C (3.2 mg y Rf= 0.5), D (0.9 mg y Rf= 0.7), E (1.8 mg y Rf= 0.8) y F (1 mg y Rf= 1.0). De las fracciones anteriores sólo se evaluó la fracción A con el ensayo de actividad antimicrobiana, puesto que las demás (B-F) no alcanzaron la cantidad mínima requerida para la prueba (5 mg). La fracción A presentó actividad antimicrobiana y produjo un valor de índice mitótico que junto a los producidos por la fracción FB y el extracto etanólico crudo (Ds), se ajustaron al modelo de ANOVA (Prueba de Shapiro-Wilks $p=0.62105$ y Prueba de Bartlett $p=0.150428$); con base en el modelo de ANOVA se detectaron al menos dos tratamientos con diferencias significativas respecto al índice mitótico promedio del cultivo ($p=0.000$). De hecho, se encontraron diferencias significativas entre todos los tratamientos, lo cual se puede observar en el comportamiento ascendente de los valores de índice mitótico promedio en el orden: control negativo (Etanol: C-), extracto etanólico (Ds), fracción FB, fracción A y control positivo (Colcemid: C+) (Figura 1).

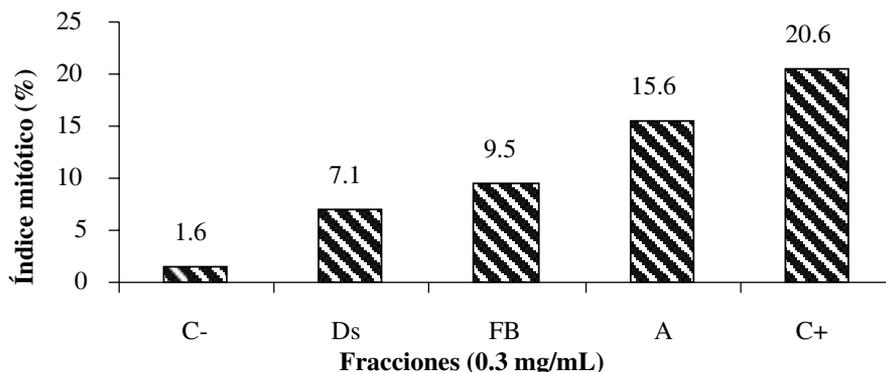


Figura 1. Efecto antimicrobiano del extracto etanólico y fracciones cromatográficas del alga *Digenia simplex*. (C-) etanol, control negativo; (Ds) extracto etanólico de *Digenia simplex*; (FB) fracción bioactiva obtenida de *Digenia simplex*; (A) fracción A obtenida de FB y (C+) Colcemid como control positivo.

En la Figura 1 se muestra que el valor de índice mitótico del extracto etanólico del alga fue 4.44 veces superior al control negativo, el índice mitótico de la fracción FB fue 1.34 veces superior al del extracto etanólico, el índice mitótico de la fracción A superó al de FB 1.64 veces y por último, el índice mitótico del control positivo fue 1.32 veces superior al de A; este comportamiento indica un aumento en la concentración del (o de los) metabolito(s) responsable(s) de la actividad antimitótica en la nueva fracción A, como respuesta al proceso de purificación cromatográfica. Es importante resaltar el alto valor de índice mitótico de la fracción A (15.6 %) que se acerca al del Colcemid (20.6 %) y por lo tanto podría convertirse en alternativa de agente antimitótico en los protocolos de citogenética clásica, si se logra sintetizar químicamente sus componentes u obtenerlos comercialmente.

Citotoxicidad *in vitro* de la fracción A sobre la línea celular Jurkat

Después de cuantificar y analizar los resultados de índice mitótico de los controles y de los cultivos sometidos a nueve concentraciones diferentes de la fracción A, se encontró que los índices mitóticos se ajustaron a una distribución normal (Prueba de Shapiro-Wilks $p=0.987101$) y cumplieron con el supuesto de homogeneidad de varianzas (Prueba de Bartlett $p=0.190469$). Los resultados del ANOVA permitieron detectar diferencias significativas entre el índice mitótico promedio de al menos dos cultivos celulares sometidos a dos concentraciones diferentes de la fracción A ($p=0.000$). Sobresalió la diferencia existente entre los cultivos tratados con las concentraciones de 0.1 y 0.3 mg/mL; estas dos concentraciones se tuvieron en cuenta para escoger la dosis mínima antimitótica, puesto que registraron valores de índice mitótico (10.7 % y 12.3 %, respectivamente) que triplicaron el obtenido por el control negativo (etanol); finalmente se decidió escoger la concentración de 0.1 mg/mL por ser la menor que cumplió con el criterio de DMA. Las concentraciones: 0.01, 0.025, 0.05, 0.06 y 0.07 mg/mL no presentaron diferencias significativas respecto al control negativo (Figura 2). El análisis estadístico de los datos generados en el ensayo de citotoxicidad de la dosis mínima antimitótica de la fracción A, sobre la línea celular Jurkat, mostró la existencia de una interacción ($p<0.0001$) entre tratamientos y tiempo de medición (días). En consideración a lo anterior, se evaluaron los efectos simples de los tratamientos y el tiempo de duración del ensayo. En la Figura 3 se observa que en el día cero no hubo diferencias entre los tres tratamientos (etanol, Colcemid y fracción A) ($p>0.01$); a partir del día 1, el etanol presentó diferencias significativas respecto a los otros dos tratamientos ($p<0.05$) y éstos solo fueron diferentes entre sí en el día 2 ($p<0.05$), donde la fracción A tuvo mayor citotoxicidad que el Colcemid (54 % versus 40 %). Los valores de porcentaje de células muertas por día para el cultivo tratado con etanol, fueron relativamente bajos y constantes en el tiempo (3 días) al compararlos con los generados por la fracción A y el Colcemid,

los cuales por el contrario, fueron altos y mostraron una tendencia creciente a partir del día 1.

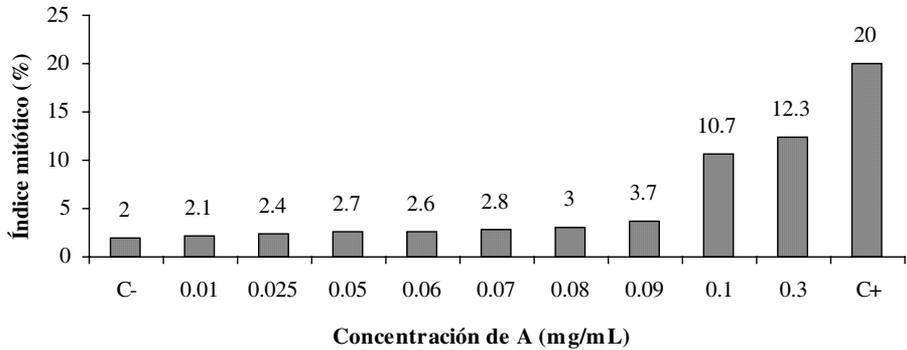


Figura 2. Índices mitóticos promedio de la fracción A a diferentes concentraciones, comparados con los del etanol (control negativo: C-) y el Colcemid (control positivo: C+).

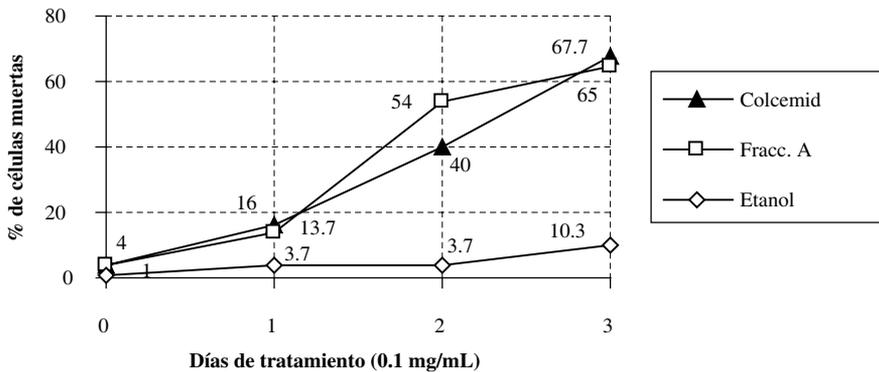


Figura 3. Porcentaje de mortalidad de células Jurkat tratadas con la dosis mínima antimetabólica de la fracción A (0.1 mg/mL) durante 3 días (registrado cada 24 horas).

A pesar de la similitud en el comportamiento citotóxico y antimetabólico de la fracción A y el Colcemid (control positivo) sobre la línea celular Jurkat (leucemia mieloide humana), no existen evidencias para afirmar que la fracción A tenga el mismo blanco de acción a nivel molecular que el Colcemid; por lo tanto se sugiere realizar ensayos encaminados a esclarecer el mecanismo de acción de la fracción A (o de su(s) componente(s) activo(s)), como por ejemplo, el ensayo de polimerización de tubulina (Lopes *et al.*, 1997). También se sugiere realizar ensayos con la fracción A para determinar si el aumento radical del porcentaje de células muertas entre el primer y segundo día de tratamiento, es generado por algún mecanismo de apoptosis,

lo que implicaría en caso positivo, una mayor ventaja para su posible uso como agente antineoplásico; la ventaja de los agentes que inducen apoptosis, radica en la disminución de los efectos mutagénicos y tóxicos al compararlos con los agentes (fármacos) citotóxicos (Lowe y Lin, 2000).

Por último, es recomendable continuar con el estudio de la fracción A mediante la técnica de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas con el fin de obtener información estructural y definir la abundancia relativa de sus componentes. Si se logra identificar los compuestos, se sugiere sintetizarlos u obtenerlos comercialmente para evaluarlos por separado y como mezclas de distintas proporciones, de manera que se pueda establecer si actúan o no en forma aditiva o sinérgica y optimizar el efecto antimetabólico.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación de este trabajo a la Universidad Nacional de Colombia (sede Medellín), Universidad de Antioquia y Colciencias (Proyecto Código 1115-12-16772).

BIBLIOGRAFÍA

- Bochkov, N. P. 2001. The database for analysis of quantitative characteristics of chromosome aberration frequencies in the culture of human peripheral blood lymphocytes. *Genetika*, 37: 549-57.
- Fenical, W. 1983. Marine plants: A unique and unexplored resource. 147-153. En: Congress of United States (Ed.). *Plants: The potentials for extracting protein, medicines, and other useful chemicals*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 252 p.
- Harada, H., T. Noro y Y. Kamei. 1997. Selective antitumor activity *in vitro* from marine algae from Japan coasts. *Biol. Pharm. Bull.*, 20: 541- 546.
- Huang, H. L., S. L. Wu, H. F. Liao, C. M. Jiang, R. L. Huang, Y.Y. Chen, Y. C. Yang y Y. J. Chen. 2005. Induction of apoptosis by three marine algae through generation of reactive oxygen species in human leukemic cell lines. *J. Agric. Food Chem.*, 53: 1776-1781.
- Jaspars, M. 1999. Testing the water. *Chem. Ind.*, 8: 51-55.
- Lopes, N. M., H. P. Miller, N. D. Young y B. K. Bhuyan. 1997. Assessment of microtubule stabilizers by semiautomated *in vitro* microtubule protein polymerization and mitotic block assays. *Cancer Chemother. Pharmacol.*, 41: 37-47.
- Lowe, S. W. y A. W. Lin. 2000. Apoptosis in cancer. *Carcinogenesis*, 21: 485-95.
- Moorhead, P., P. C. Nowell, W. J. Mellan y D. M. Battips. 1960. Hungerford DA. Chromosome preparations of leukocytes cultured from human peripheral blood. *Exp. Cell Res.*, 20: 613-616.
- Ospina, S., J. B. López y M. E. Márquez. 2007. Efecto antimetabólico *in vitro* en el extracto metanólico de macroalgas marinas de la costa Caribe colombiana. *Vitae*, 14 (2): 84-89.

EFFECTOS DE LA RECOMUNICACIÓN DEL RÍO MAGDALENA CON SU ANTIGUO DELTA: CAMBIOS EN LA PRODUCCIÓN PRIMARIA FITOPLANCTÓNICA Y RESPIRACIÓN EN EL COMPLEJO PAJARALES, 1989 A 2005

Johan D. Rodríguez-Chila^{1,3}, José E. Mancera-Pineda² y Héctor J. López-Salgado³

1 Universidad del Magdalena, Programa de Biología, Santa Marta, Colombia. johandavid.rodriguez@gmail.com

2 Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, Instituto de Estudios Caribeños, Departamento de Biología, San Andres isla, San Luis Free Town No. 52-44. jemancerap@unal.edu.co

3 Universidad del Magdalena, Instituto de Investigaciones Tropicales-INTROPIC, Santa Marta, Colombia. hector.lopezs@hotmail.com

RESUMEN

Con el propósito de evaluar posibles efectos de la recomunicación del río Magdalena con su antiguo delta, fueron estimadas en el Complejo Pajarales (CP) la producción primaria fitoplanctónica, respiración pelágica, pigmentos fotosintéticos y variables fisicoquímicas asociadas. Los muestreos se realizaron entre septiembre y diciembre de 2005 y su diseño fue similar al de un estudio previo a la recomunicación, que se tomó como base para la comparación. Los resultados muestran aumentos significativos en la producción primaria neta en relación a los años 1988-89 (de 598 gC/m²/año a 982 gC/m²/año); dicha producción estuvo impulsada principalmente por el amonio, sin encontrarse relación significativa ni con la transparencia ni con la clorofila *a*. El sistema, luego de la recomunicación con el río Magdalena, es menos eficiente en la síntesis de materia orgánica; la tasa respiratoria aumentó, indicando mayores y más prolongados eventos de heterotrofia, los cuales a su vez, podrían estar asociados a mayores entradas de materia orgánica y nutrientes inorgánicos provenientes del río Magdalena. Los resultados en su conjunto evidencian un incremento en la eutroficación del CP entre 1989 y 2005.

PALABRAS CLAVE: Producción primaria, Respiración pelágica, Clorofila *a*, Nutrientes, Complejo Pajarales.

ABSTRACT

Effects of the Magdalena river recomunication with its former delta: changes in the phytoplanktonic primary production and respiration in the Pajarales Complex, 1989 to 2005. The phytoplankton primary production, pelagic respiration, photosynthetic pigments, and physical-chemical associated variables in the Pajarales Complex, were estimated to assess the potential effects of the Magdalena River recomunication with its former delta. The study carried out between September and December 2005, followed the same experimental design than one done before to the recomunication. The results show a significant increase of the net primary production when compared with the years 1988-89 (from 598 gC/m²/year to 982 gC/m²/year). The actual production seems to be driven mainly by ammonia,

and there is no correlation neither with the water transparency nor the chlorophyll *a* concentration. The ecosystem is less efficient in the synthesis of organic matter after the recommunication with the Magdalena river. The respiration rate increased, showing higher and more prolonged heterotrophy, which may be associated to higher organic matter and inorganic nutrient inputs from the Magdalena River. The results confirm eutrophication increase in the CP between 1989 and 2005.

KEY WORDS: Primary production, Pelagic respiration, Chlorophyll *a*, Nutrients, Pajarales Complex.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios y lagunas costeras son considerados de gran importancia ecológica, económica y social. Además de representar alrededor del 15 % de las costas del mundo (Subba-Rao, 1978), se caracterizan por su alta producción biológica, capacidad de amortiguamiento y como zonas de criadero y refugio de grandes poblaciones de invertebrados y peces, de valor ecológico y comercial (Reid y Wood, 1976; Yañez-Arancibia y Nugent, 1977; Nixon, 1982; Day *et al.*, 1989). Estas características convierten a estos ecosistemas en generadores de abundantes bienes y servicios, que han sido aprovechados históricamente por asentamientos y actividades humanas (Reid y Wood, 1976; Day *et al.*, 1989). Sin embargo, la explotación intensiva de estos ecosistemas sin el conocimiento de sus procesos ecológicos fundamentales, ha generado en muchos casos continuos problemas ambientales que conducen a la pérdida de hábitat y a desequilibrios ecológicos, causando impactos negativos como la sobreexplotación, eutroficación, introducción de especies, contaminación, desecación y pérdida de biodiversidad; situación que crea la necesidad de mejorar el nivel de entendimiento de la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas. Las estimaciones de producción primaria fitoplanctónica (PPF) y respiración pelágica (R) han sido objeto de muchas investigaciones en diversos ecosistemas acuáticos a nivel mundial, precisamente por que reflejan una parte importante del funcionamiento del ecosistema, suministrando información de la capacidad de carga (Vollenweider, 1974), del flujo de materia y energía, de la dinámica de nutrientes y del estado trófico (Nixon, 1982), lo cual es fundamental para evaluar la susceptibilidad a los posibles impactos naturales y/o antropogénicos, como, por ejemplo, acuicultura, contaminación, eutroficación, alteraciones hidrológicas, entre otras.

La ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), de la cual hace parte el complejo de Pajarales (CP), es el sistema lagunar-estuarino más grande e importante de Colombia (Botero y Botero, 1989) y es considerada como una de las más productivas del mundo (Knoppers, 1993). Dicha producción estimada en 982 gC/m²/año (Rodríguez, 2007) y 990 gC/m²/año (Hernández y Gocke, 1990) para CP y CGSM, respectivamente, sustenta una importante pesquería artesanal cercana a

los 10.000 TM/año (Santos-Martínez *et al.*, 1997), constituyendo la principal fuente de alimento e ingresos de aproximadamente 30000 habitantes (Botero y Salzwedel, 1999).

En las últimas décadas la ecorregión CGSM ha sufrido alteraciones antropogénicas en el intercambio natural de flujos de agua tanto marina como dulce ocasionadas por la construcción de canales a lo largo del río Magdalena, de los tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta, la desecación de ciénagas menores y principalmente por la construcción de carreteras sobre la isla de Salamanca y paralelas al río Magdalena (Botero y Salzwedel, 1999). Lo anterior, sumado al déficit hídrico estimado en 1031 mm/año (Botero y Salzwedel, 1999) y a la variabilidad ambiental y climática (Kaufmann y Hevert, 1973; Wiedemann, 1973; Blanco *et al.*, 2006), causó un incremento progresivo de la salinidad del agua (Hurtado *et al.*, 1995), hipersalinización de suelos, que a su vez generó muerte masiva de manglar (Botero, 1990) y disminución sustancial en diversidad y abundancia de aves, peces e invertebrados asociados al humedal (Botero y Marshall, 1994).

El deterioro de las condiciones ambientales motivó acciones enfocadas a rehabilitar la CGSM en términos de su función, procesos, usos y valores; que iniciaron en 1993 con un programa interinstitucional cuyos mayores esfuerzos se centraron en el restablecimiento de la hidrología del humedal, mediante la recomunicación del sistema con el río Magdalena a través de cinco canales preexistentes que fueron puestos en funcionamiento durante 1996 (Clarín, Torno y Almendros) y 1998 (Renegado y Aguas Negras) (PROCIÉNAGA, 1995; Botero y Salzwedel, 1999). Después de la recomunicación continuaron programas de monitoreo de las condiciones ambientales para evaluar sus efectos y probables beneficios sobre los bosques de manglar, la producción pesquera, la concentración de contaminantes, las variables fisicoquímicas y la estructura del plancton (Rivera-Monroy y Mancera, 2001; INVEMAR, 2003, 2004); con la ausencia de un estudio de los posibles efectos sobre los procesos de producción primaria fitoplanctónica (PPF) y la respiración pelágica (R). Con el propósito de evaluar posibles efectos de la recomunicación del río Magdalena con su antiguo delta, se evaluaron para el CP la PPF y R; y se orientó a responder las siguientes preguntas específicas: 1) ¿Cómo son los niveles actuales de PPF y R en el CP?; 2) ¿Existen diferencias en los niveles de PPF y R antes y después de la recomunicación con el río Magdalena?; 3) En caso de encontrar diferencias, ¿éstas podrían corresponder a respuestas del ecosistema a la recomunicación?

ÁREA DE ESTUDIO

El Complejo de Pajarales (CP) localizado en el centro de la costa Caribe colombiana, entre los 10° 40' y 11° 00' N y 74° 31' y 74° 40' O (IGAC, 1974)



(Figura 1), hace parte de la ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), antiguo delta del río Magdalena, la cual fue designada “humedal de importancia internacional RAMSAR y Reserva de la Biosfera”. Limita al norte con la “Vía Parque Nacional Natural Isla de Salamanca-VIPIS” y al sur con el Santuario de Fauna y Flora de la CGSM; hacia el occidente, recibe aportes del río Magdalena a través de los caños Clarín, Aguas Negras y Renegado e intercambia aguas con la CGSM por el oriente mediante los caños Clarín y Grande. Las ciénagas y canales del CP cubren una extensión aproximada de 152.79 km² y están rodeadas por manglar (*Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*); la mayor parte del fondo es fangoso y su profundidad oscila entre 1.8 y 5.0 m. El clima de la región es cálido-seco con temperaturas anuales entre 27 - 34 °C; precipitación y evapotranspiración promedio (1967-1984), para la zona norte de 807 mm y 1953.8 mm, respectivamente (Blanco *et al.*, 2006); el más alto brillo solar (2500-2825 horas/año) y la mayor intensidad lumínica del país (2140 kcal/cm²). Las temporadas de sequía y lluvia están bien definidas; una época seca en primeros meses del año que alcanza su pico entre marzo y abril, y una lluviosa entre septiembre y noviembre (Blanco *et al.*, 2006); además de la fluctuación en las diferentes épocas climáticas, la precipitación presenta marcadas diferencias entre años (Rivera-Monroy *et al.*, 2001). El régimen de mareas tiene amplitudes irregulares que varía entre 15 y 30 cm (Cosel, 1985) y en asocio con los vientos alisios promueven la entrada de importantes volúmenes de agua marina al sistema. Una descripción más detallada del área de estudio se puede encontrar en Wiedemann (1973), PROCÍENAGA (1995) y Botero y Mancera (1996). Durante el año 2005, en el cual se realizó este estudio, el comportamiento climático, presentó la tendencia general, con bajas precipitaciones (0-7 mm) entre enero y abril, correspondiente con la época seca y altos niveles de precipitación entre mayo y noviembre (71-175 mm, Figura 1a). La evaporación mensual presentó valores altos durante la época seca y bajos entre los meses de septiembre a noviembre, concordante con la temperatura (Figura 1b); según la relación anual de precipitación y evaporación, la región presentó un déficit hídrico de -570 mm, el cual resulta menor al registrado para la región de -1146.8 mm (Blanco *et al.*, 2006). El brillo solar mensual por su parte presentó un comportamiento bimodal y se ajustó a los valores medidos desde 1973; su menor intensidad se presentó entre septiembre y noviembre, meses característicos del período lluvioso. Las estaciones de muestreo seleccionadas fueron: ciénaga La Redonda (RED), caño Dragado (CDG), ciénaga La Luna (LUN) y la ciénaga Pajalaral (PAJ) (Figura 2). El criterio de selección se basó en que corresponden a las estaciones muestreadas en 1989 por Rondón (1991), principal fuente de comparación de este estudio; a su representatividad dentro del CP, según el comportamiento de la salinidad (Giraldo *et al.*, 1995), considerada la variable de mayor influencia en los pulsos del sistema lagunar (Blanco *et al.*, 2006) y por su ubicación con referencia a los principales caños rehabilitados.

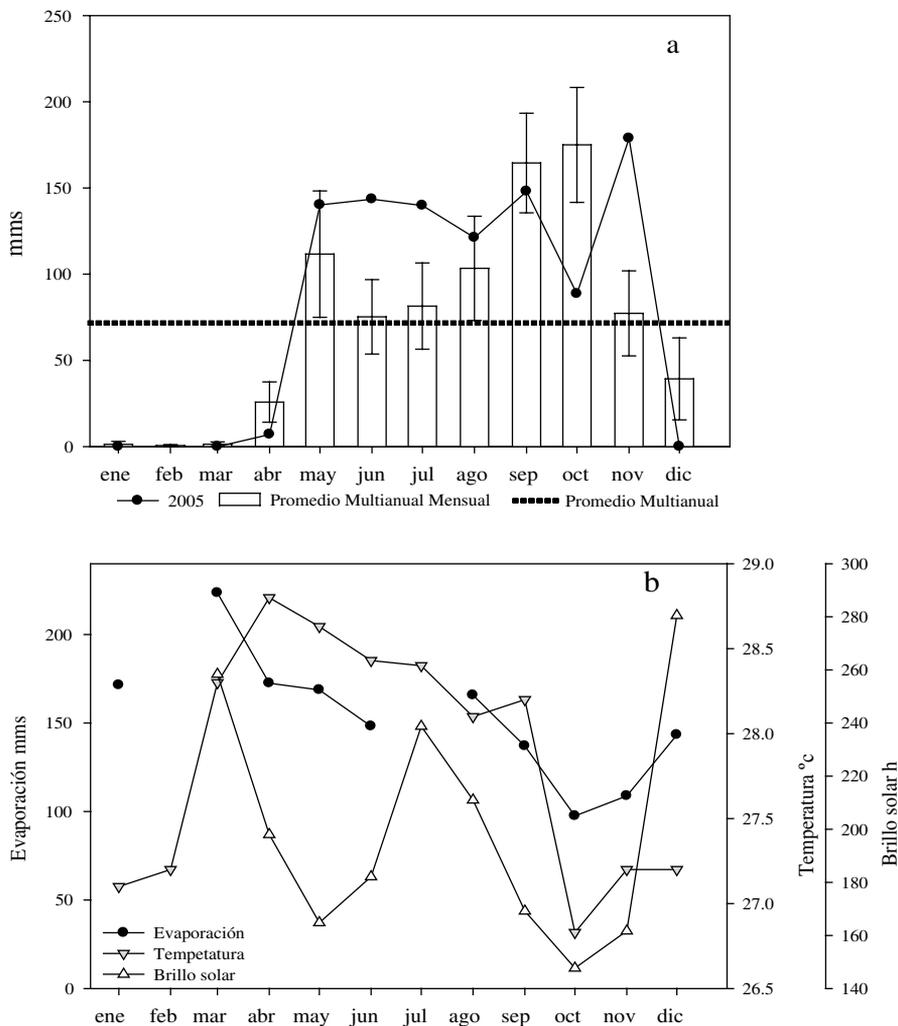


Figura 1. Variables meteorológicas Estación Aeropuerto Ernesto Cortissoz (Barranquilla, Atlántico) (Latitud: 105.3 N, Longitud: 74.47 W, elevación: 14 m.s.n.m). a. Valores multianuales mensuales de precipitación. b. Valores mensuales de evaporación, temperatura mensual y valores medios mensuales de brillo solar en horas.

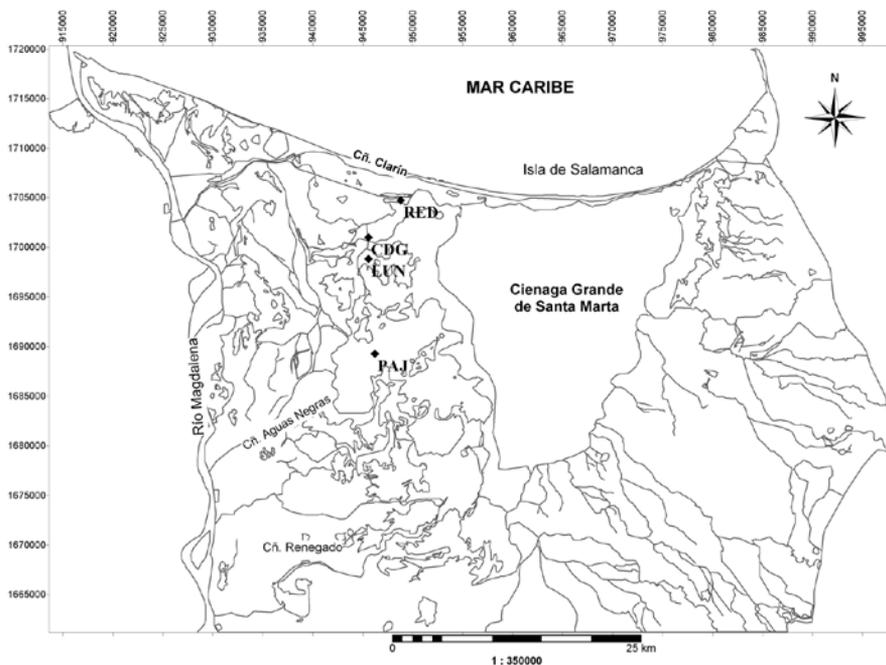


Figura 2. Mapa de la ecorregión CGSM-CP en el Caribe colombiano mostrando las estaciones de muestreo, RED: Ciénaga la Redonda; CDG: Caño Dragado; LUN: Ciénaga La Luna y PAJ: Ciénaga de Pajal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras

Para hacer factible la comparación entre antes y después de la recomunicación del CP con el río Magdalena, el diseño de muestreo fue muy similar al estudio previo a la recomunicación realizado en 1989 por Rondón (1991); fueron muestreadas las mismas estaciones, cuantificadas las mismas variables con los mismos métodos. Se adelantaron cinco campañas de muestreos diarios en períodos de dos a tres semanas entre septiembre y diciembre de 2005, con recorridos entre las 9:00 y 11:00 h, a bordo de una lancha con motor fuera de borda. Debido al patrón no homogéneo de distribución del plancton, en cada una de las estaciones se establecieron tres puntos geo-referenciados en busca de integrar la variabilidad presente en los cuerpos de agua. En cada punto se tomaron muestras a nivel superficial, medio y fondo de la columna de agua, utilizando una botella tipo Van Dorn (3 L). Simultáneamente, se registraron las variables fisicoquímicas a los mismos niveles de la columna de agua. El agua se puso en recipientes plásticos de 20 L previamente rotulados, y posteriormente se

utilizó para la determinación de la PPF y la R *in situ* y la determinación de pigmentos fotosintéticos y nutrientes inorgánicos en laboratorio.

Variables fisicoquímicas y meteorológicas

Se determinaron la salinidad, pH, temperatura y oxígeno disuelto con sondas previamente calibradas (WTW-LF, pH y Oxi-98); se midió la transparencia del agua con disco Secchi y la profundidad con una vara metrada. A partir de muestras de agua colectadas en recipientes de polietileno (500 mL), se determinó en laboratorio la concentración de nitrógeno (NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+), fósforo ($\text{PO}_4^{=}$) y silicio ($\text{SiO}_4^{=}$). Se siguieron los procedimientos indicados en Gocke (1986) y APHA (1998), utilizando celdas de 1 cm, en espectrofotómetro SPECTRONIC 20 GENESYS. Se adquirió información de precipitación, evapotranspiración, temperatura y brillo solar para el año 2005, de la estación meteorológica del aeropuerto Ernesto Cortizos, ubicada en Barranquilla- Atlántico, perteneciente al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia-IDEAM.

Producción primaria y respiración pelágica

Para la determinación de la PPF y la R se aplicó por triplicado el método de las botellas claras y oscuras (Gaarden y Gran, 1927), el cual ha sido empleado anteriormente con éxito en la CGSM (Hernández y Gocke, 1990; Rondón, 1991). Las muestras tomadas de la columna de agua en cada una de las estaciones fueron depositadas en recipientes plásticos de 20 L de capacidad y se vertieron por medio de mangueras plásticas de 0.5 mm de diámetro a botellas tipo Winkler de 100 mL. En cada estación se tomaron tres réplicas para la fijación del oxígeno inicial, tres para respiración y tres para cada nivel lumínico de producción, para un total de 84 botellas. Las incubaciones se realizaron en tubos de acrílico, simulando mediante filtros de nylon previamente calibrados con un luxómetro (Minipal, MLM1010), intensidades lumínicas de 100, 75, 50, 25 y 1 %. Los tubos de acrílico con las botellas Winkler se llenaron de agua y se acomodaron horizontalmente en la superficie de la columna de agua. Durante el período de incubación se movió frecuentemente el montaje para homogenizar el contenido de las botellas, disminuyendo el posible error al sedimentar el fitoplancton. Las incubaciones se realizaron *in situ* entre las 11:30 y 14:30 h. El oxígeno inicial se fijó inmediatamente al iniciar la incubación y las botellas restantes claras y oscuras, después de 3 h. Posteriormente se cuantificó el oxígeno disuelto por medio del método de Winkler, con modificaciones Strickland y Parsons (1972). Las titulaciones se realizaron utilizando una Bureta Digital Brand III (precisión ± 0.05 mL). A partir de los valores en $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ obtenidos se calculó la PPF como producción primaria neta (PPN) y producción primaria bruta (PPB); así como

la respiración pelágica(R), según los procedimientos descritos en Vollenweider (1974) y Gocke (1986).

Clorofila *a*, feofitina *a* e índice de pigmentos

Se filtraron muestras de agua a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C 47mm. Para la extracción de los pigmentos se utilizó acetona al 90 % durante 24 h en refrigeración y en ausencia de luz y se empleó el método espectrofotométrico para determinar la absorbancia de los extractos. Posteriormente se calcularon la clorofila *a* y la feofitina *a* mediante la ecuación de Lorenzen (1967) y el Índice de pigmentos de acuerdo con la relación $\text{Absorbancia}_{430} / \text{Absorbancia}_{665}$ (Margalef, 1995).

Análisis de los datos

La comparación de los niveles de PPF y R, y otras variables consideradas, se realizó con los registros obtenidos en 1989 por Rondón (1991). Para determinar diferencias significativas en los niveles de PPF y R entre 1989 y 2005, se realizó un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. Adicionalmente se comparó la relación entre la PPN y R, mediante un diagrama de fases. Para las variables diferentes PPF y R, realizaron representaciones gráficas con el programa SIGMAPLOT 10.0® .

Para explicar la relación entre PPF, R y sus factores reguladores, se aplicó un análisis multivariado de componentes principales, previa transformación logarítmica de los datos [$\text{Log}(x+1)$]. Posteriormente se realizó un análisis de regresión múltiple paso a paso, con el fin de establecer qué variables influyeron en mayor grado sobre la PPF y R. Para realizar este análisis se emplearon dos grupos de variables, las respuesta (PPF y R) y las fisicoquímicas y biológicas (salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto, Secchi, amonio, nitritos, nitratos, fosfatos, silicatos, clorofila *a*). Los análisis de Kruskal-Wallis y componentes principales fueron realizados con el paquete estadístico STATISTICA 6.0®, y la regresión múltiple con SPSS 10.0®.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

Durante 2005 la salinidad presentó un marcado gradiente descendiente en sentido Norte-Sur, con valores más altos en RED (21.4 ± 11.2), seguidos de CDG, la LUN y finalmente PAJ (6.60 ± 3.51) (Tabla 1). Los coeficientes de variación (CV) fueron mayores al 30 %, indicando amplia variación a través del tiempo. Los valores obtenidos durante 2005 con respecto a 1989 para los mismos meses, muestran que, a partir de octubre, en todas las estaciones la salinidad fue mayor (Figura 3).

Tabla 1. Variables fisicoquímicas de las estaciones de estudio entre septiembre-diciembre de. RED, Ciénaga la Redonda; CDG, Caño Dragado; LUN, Ciénaga la Luna; PAJ, Ciénaga de pajaral. Prom: promedio, SD: desviación estándar y CV%: coeficiente de variación.

	Estación	sep-05	oct-05	oct-05	nov-05	dic-05	Prom.	SD	CV%
Salinidad	RED	28.3	29.3	25.6	21.8	2.2	21.4	11.2	52.1
	CDG	22.6	24.5	18.5	10.0	0.2	15.2	10.0	66.2
	LUN	19.9	18.0	14.9	11.1	0.1	12.8	7.8	61.1
	PAJ	8.3	8.4	7.6	8.3	0.3	6.6	3.5	53.3
Temperatura (°C)	RED	30.0	29.4	29.5	28.8	27.7	29.1	0.9	3.2
	CDG	30.5	29.4	29.3	29.0	27.1	29.1	1.3	4.3
	LUN	31.3	29.9	30.1	29.7	28.2	29.8	1.1	3.6
	PAJ	31.2	29.9	30.4	29.8	30.0	30.2	0.6	1.9
pH	RED	8.28	7.75	7.67	7.71	7.73	7.83	0.25	3.22
	CDG	8.38	8.11	8.10	8.42	7.73	8.15	0.28	3.41
	LUN	8.51	8.44	8.36	8.28	8.11	8.34	0.16	1.86
	PAJ	8.90	8.80	8.94	8.48	8.22	8.67	0.31	3.57
Oxígeno (mg/L)	RED	3.1	1.8	1.8	0.9	9.6	3.4	3.5	103.2
	CDG	2.6	1.9	2.0	1.9	1.5	2.0	0.4	19.3
	LUN	4.3	3.4	3.8	3.2	2.9	3.5	0.6	15.8
	PAJ	6.7	6.1	6.4	5.9	4.3	5.9	0.9	15.7
Transparencia (cm)	RED	14	15	13	12	59	23	20	90.2
	CDG	12	14	13	16	114	34	45	133.1
	LUN	15	16	16	16	98	32	37	114.5
	PAJ	25	25	24	22	87	37	28	76.6

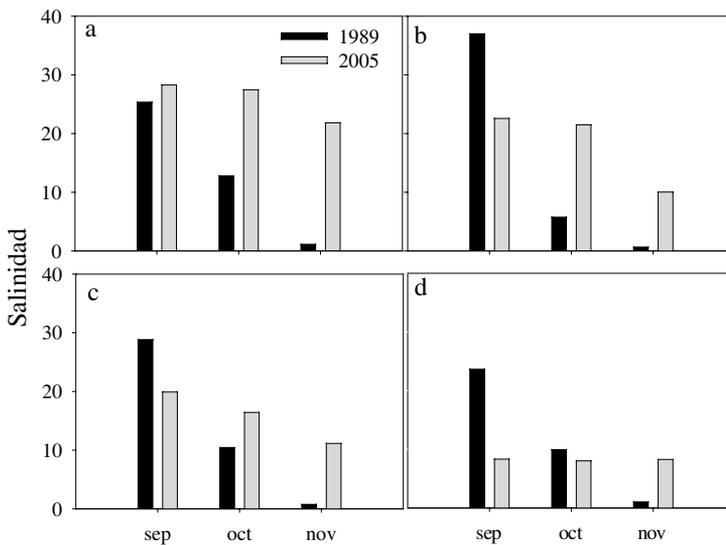


Figura 3. Salinidad en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga la Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajaral.

La temperatura del agua fluctuó entre 31.3 y 27.1 °C, registrados para LUN en septiembre y CDG en diciembre. Esta variable presentó una leve tendencia a disminuir en el tiempo, no obstante los bajos CV indicaron poca variabilidad (Tabla 1). El máximo promedio se registró en PAJ (30.3 ± 0.6 °C) y el mínimo en CDG (29.1 ± 1.3 °C).

El pH osciló desde valores alcalinos de 8.94 (PAJ segunda quincena octubre) hasta valores cercanos a la neutralidad de 7.67 (noviembre en RED). En estas mismas estaciones se registraron los promedios máximos (8.67 ± 0.31) y mínimos (7.83 ± 0.25) de todo el sistema. Para esta variable el gradiente fue inverso al descrito para la salinidad y similar al de temperatura (Tabla 1).

Las concentraciones de oxígeno disuelto en las estaciones RED, CDG y LUN, fueron relativamente bajas (menores de 4 mg/L) y se mantuvieron casi constantes, mientras que en promedio PAJ presentó la mayor concentración (5.9 ± 0.9 mg/L). De acuerdo con el CV sólo RED presentó un alto grado de variación, pero este se debió principalmente a la altísima concentración de diciembre (Tabla 1). En 2005 la concentración de oxígeno siempre fue menor que las registradas para 1989 en todas las estaciones, con una diferencia bien marcada en la RED (Figura 4).

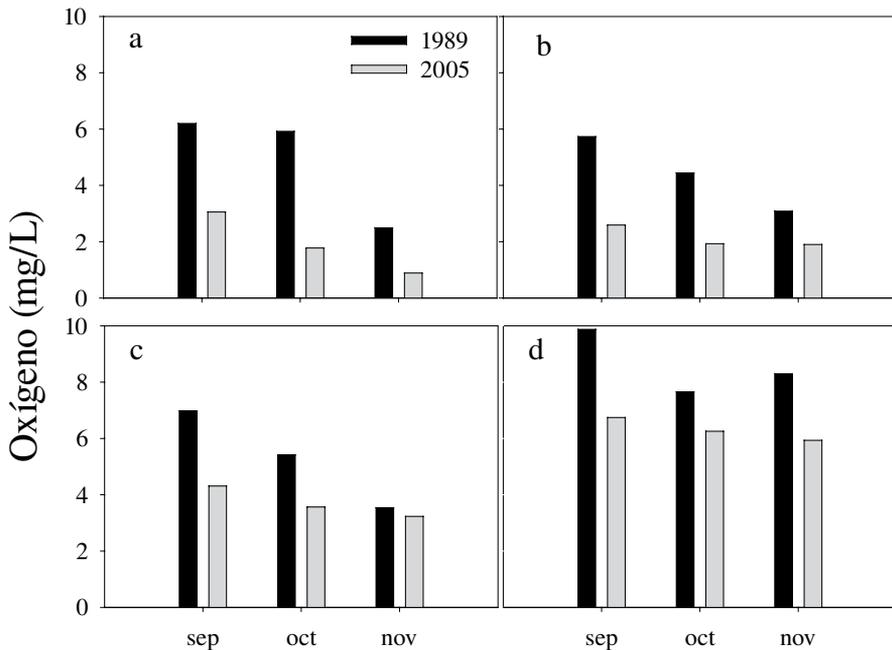


Figura 4. Oxígeno disuelto en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajara.

La transparencia del agua presentó el mismo patrón entre estaciones, manteniéndose poco variable hasta noviembre (entre 25 y 12 cm), mientras que en diciembre se observaron los valores más altos en todo el sistema (114 y 59 cm). El promedio máximo de Secchi se presentó en PAJ (37 ± 28 cm) y el mínimo en RED (23 ± 20 cm). De acuerdo con los CV, todas las estaciones presentaron una variación significativa a través del tiempo (Tabla 1).

Nutrientes inorgánicos disueltos

Durante 2005 la concentración de amonio osciló entre 0.1 y 14.2 $\mu\text{g.at/L}$, presentándose entre estaciones un comportamiento similar, con concentraciones altas en septiembre y diciembre, mientras que en octubre y noviembre se obtuvieron las más bajas concentraciones (Tabla 2). El promedio más alto se presentó en RED (6.3 ± 7.1 $\mu\text{g.at/L}$) y el menor en PAJ (1.3 ± 1.6 $\mu\text{g.at/L}$). Los nitritos oscilaron entre 3.0 (RED) y 0.2 $\mu\text{g.at/L}$ (LUN y PAJ). RED fue la estación que registró la concentración promedio máxima (1.5 ± 1.0 $\mu\text{g.at/L}$) y PAJ la mínima (0.3 ± 0.2 $\mu\text{g.at/L}$). Los nitratos presentaron en casi todos los casos valores no detectables, excepto en octubre (primera quincena) cuando se registraron concentraciones de 3.0, 2.6, 1.0 y 0.8 $\mu\text{g.at/L}$ en RED, CDG, LUN y PAJ, respectivamente (Tabla 2). Las concentraciones de nitratos en 2005 presentaron en todas las estaciones marcadas diferencias con relación a 1989 (Figura 5). En 2005, sólo se detectaron valores en noviembre, mientras que en 1989, los nitratos estuvieron disponibles durante toda la época de lluvias.

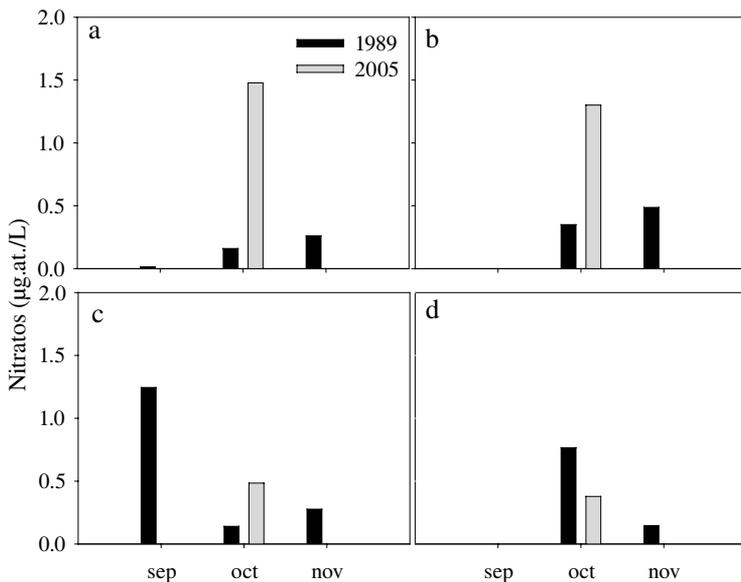


Figura 5. Concentración de nitratos en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajaral

Tabla 2. Nutrientes inorgánicos disueltos promedio en $\mu\text{g-at/L}$ y relación DIN:DIP, de las estaciones de estudio entre septiembre-diciembre de 2005. RED, Ciénaga La Redonda; CDG, Caño Dragado; LUN, Ciénaga La Luna; PAJ, Ciénaga de Pajal. Prom: promedio, SD: desviación estándar y CV%: coeficiente de variación.

	Estación	sep-05	oct-05	oct-05	nov-05	dic-05	Prom.	SD	CV%
NH_4^+	RED	13.8	0.8	0.1	2.5	14.2	6.3	7.1	113.3
	CDG	12.5	2.1	0.4	0.1	13.3	5.7	6.7	117.3
	LUN	0.1	0.9	0.9	0.1	8.8	2.2	3.7	170.6
	PAJ	0.3	1.3	0.1	0.9	4.1	1.3	1.6	120.3
NO_2^-	RED	3.0	0.5	0.5	1.8	1.5	1.5	1.0	71.3
	CDG	0.8	0.5	0.8	0.7	0.3	0.6	0.2	37.5
	LUN	0.3	0.3	0.8	0.3	0.2	0.4	0.3	65.2
	PAJ	0.2	0.2	0.3	0.6	0.2	0.3	0.2	47.5
NO_3^-	RED	0.0	3.0	0.0	0.0	1.1	0.8	1.3	160.3
	CDG	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.5	1.2	223.6
	LUN	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.4	223.6
	PAJ	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.2	0.3	223.6
$\text{PO}_4^{=}$	RED	1.9	0.4	0.7	2.5	2.8	1.7	1.1	66.2
	CDG	1.0	0.6	1.6	1.2	0.4	1.0	0.5	50.7
	LUN	0.6	0.4	1.6	0.5	0.5	0.7	0.5	70.7
	PAJ	0.4	0.4	0.4	0.9	0.4	0.5	0.2	37.1
$\text{SiO}_4^{=}$	RED	1418	813	1246	1209	571	1051	348	33.1
	CDG	1428	733	666	504	1191	904	388	42.9
	LUN	1107	1438	546	456	1288	967	442	45.7
	PAJ	287	931	340	1435	787	756	470	62.2
DIN:DIP	RED	9	12	1	2	6	6	5	79.6
	CDG	13	8	1	1	39	12	16	128.1
	LUN	1	6	1	1	18	5	8	139.6
	PAJ	1	5	1	2	10	4	4	98.6

De acuerdo con los CV las concentraciones de fosfato durante 2005 presentaron variación significativa en el tiempo. Este nutriente fluctuó entre 2.8 (RED) y 0.4 $\mu\text{g.at/L}$ (RED, CDG y LUN). RED presentó la concentración promedio más alta (1.7 ± 1.1) y PAJ la mínima (0.5 ± 0.2) (Tabla 2). Al comparar 1989 y 2005 se encontraron concentraciones de fosfato similares entre septiembre y octubre, mientras que en noviembre de 1989 se registraron aumentos en las concentraciones de hasta 4.8 $\mu\text{g.at/L}$ con relación a 2005 (Figura 6).

La concentración de silicatos en 2005 no presentó un patrón claro ni en tiempo ni espacio. La máxima concentración fue de 1437.9 (LUN) y la mínima 287.3 $\mu\text{g.at/L}$ (PAJ). La concentración promedio máxima se presentó RED (1051.3

$\pm 348.0 \mu\text{g.at/L}$) y la mínima en PAJ ($756.2 \pm 470.4 \mu\text{g.at/L}$). Los CV muestran variación significativa en el tiempo para cada estación (Tabla 2).

La relación DIN:DIP osciló entre 39 y 1 en CDG. Durante todo el período muestreado en RED y PAJ se presentaron deficiencias por nitrógeno principalmente entre octubre y noviembre. En las estaciones CDG y LUN se presentó deficiencia por fósforo en diciembre cuando se registró alta concentración de amonio (Tabla 2). La máxima relación promedio DIN:DIP se registró en CDG (12 ± 15) y la mínima en PAJ (4 ± 37). De acuerdo con los CV la relación DIN:DIP presentó una variación significativa durante el período de muestreo.

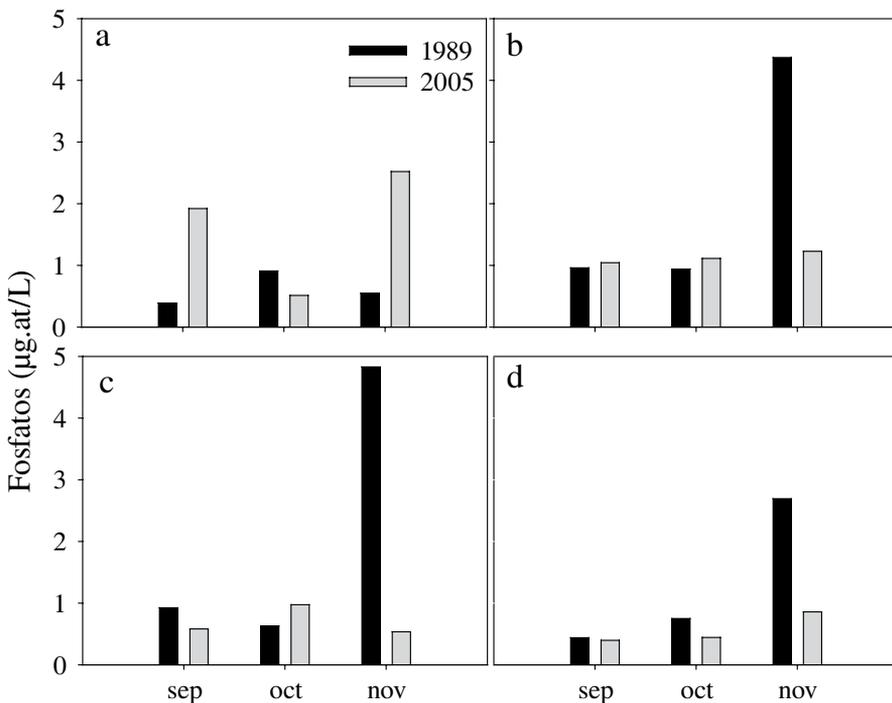


Figura 6. Concentración de fosfatos en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajalal

Clorofila *a*, feofitina *a* e índice de pigmentos

La concentración de clorofila *a* presentó una amplia variación durante 2005, entre 312.1 y $19.6 \mu\text{g/L}$ (RED y CDG respectivamente). Entre septiembre y noviembre se presentaron altas concentraciones de clorofila *a* en todas las estaciones (312.1 y $143.3 \mu\text{g/L}$) y en diciembre, al final de las lluvias, ésta llegó a sus concentraciones

más bajas (65.0 y 19.6 $\mu\text{g/L}$) (Tabla 3). Este cambio entre noviembre y diciembre generó una variación significativa de acuerdo con los CV estimados. El promedio máximo se encontró en LUN ($187.7 \pm 52.9 \mu\text{g/L}$) y el mínimo en PAJ ($134.7 \pm 40.9 \mu\text{g/L}$). La concentración de clorofila *a* muestra claramente las diferencias entre los años estudiados, marcadas principalmente por las altas concentraciones encontradas durante el 2005 (Figura 7).

Tabla 3. Valores de Clorofila-*a*, Feofitina-*a* e índice de pigmentos A430/A665 correspondientes a septiembre-diciembre de 2005. RED, Ciénaga La Redonda; CDG, Caño Dragado; LUN, Ciénaga La Luna; PAJ, Ciénaga de Pajalal. Prom: promedio, SD: desviación estándar y CV%: coeficiente de variación. n.d.: no detectable.

	Estación	sep-05	oct-05	oct-05	nov-05	dic-05	Prom.	SD	CV%
Clorofila <i>a</i>	RED	143.3	312.1	229.6	170.2	65.0	184.0	92.9	50.5
	CDG	162.9	307.3	228.4	175.9	19.6	178.8	105.6	59.1
	LUN	247.0	200.3	209.8	261.8	19.6	187.7	97.4	51.9
	PAJ	156.0	178.7	151.0	149.1	38.4	134.7	55.1	40.9
Feofitina <i>a</i>	RED	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	--
	CDG	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.4	1.4	--	--
	LUN	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.7	0.7	--	--
	PAJ	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.7	0.7	--	--

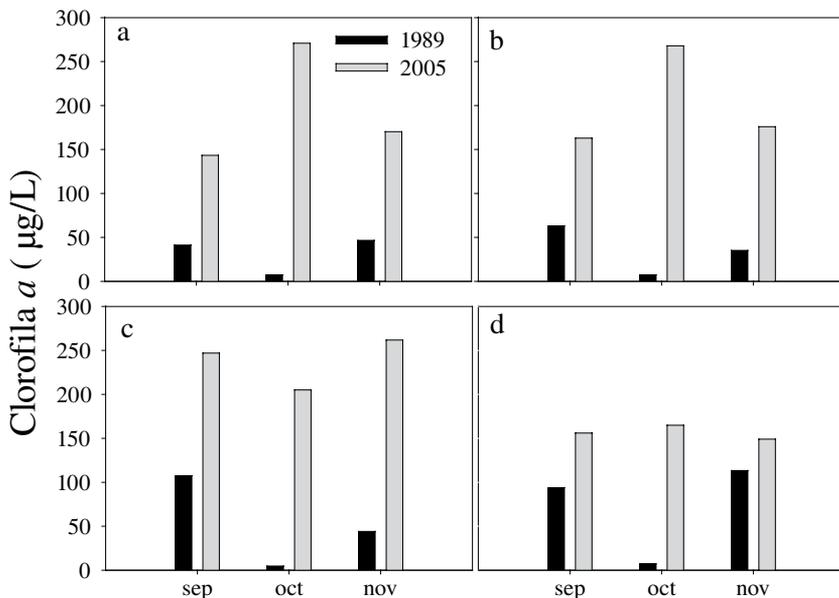


Figura 7. Concentración de clorofila *a* en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajalal.

Para feofitina *a* se detectaron concentraciones bajas (1.4 µg/L) y no detectables, mientras que el índice de pigmentos varió entre 2.87 y 2.07, con promedio máximo de 2.56 ± 008 (CDG) y mínimo de 2.36 ± 0.13 (PAJ) (Tabla 3).

Producción primaria y respiración pelágica

Los niveles de PPN fluctuaron entre 4.33 y 1.38 gC/m²/d en PAJ y CDG respectivamente. Los valores del CV indicaron que en las estaciones RED, PAJ y CDG se presentaron variaciones significativas en el tiempo, mientras que LUN presentó poca variación (Figura 8). Por otro lado R presentó una amplia variación entre 23.81 gC/m²/d y 3.97 gC/m²/d (Figura 9). Las estaciones RED y PAJ fueron las más variables, mientras que LUN y DRG presentaron poca variación en el tiempo. El promedio máximo se midió en RED (12.29 ± 8.22 gC/m²/d) y el mínimo en PAJ (6.31 ± 3.11 gC/m²/d). El ámbito de variación de la PPB está comprendido entre 25.59 y 6.40 gC/m²/d. Las tendencias tanto temporal como espacial que presentan en todas las estaciones siguen un patrón similar a R (Figura 9 y 10). El promedio máximo se registró en RED (14.65 ± 7.96 gC/m²/d) y el mínimo en PAJ (8.85 ± 3.63 gC/m²/d). La mayor variación temporal se presentó en RED y PAJ mientras que LUN y CDG se caracterizaron por ser poco variables.

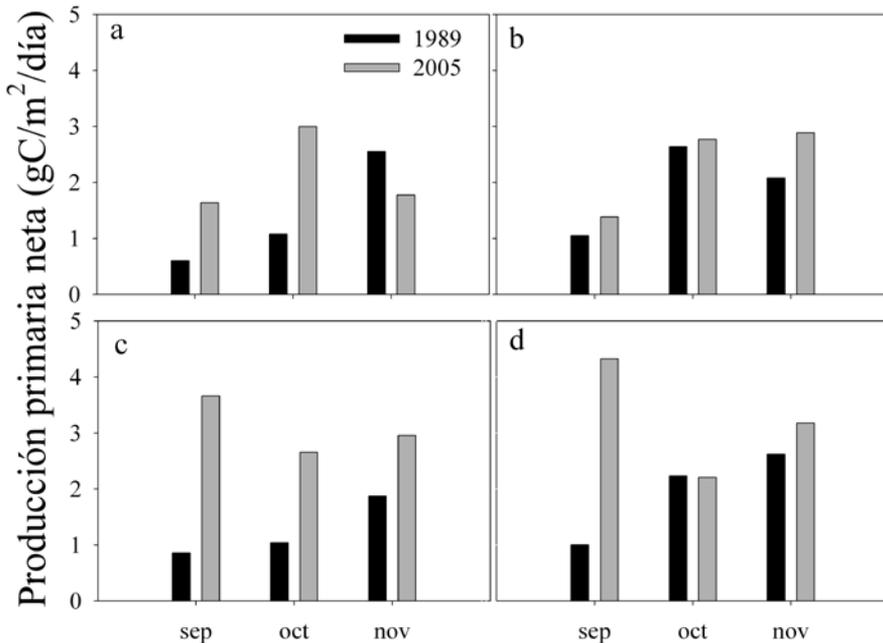


Figura 8. Producción primaria neta en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajajal.

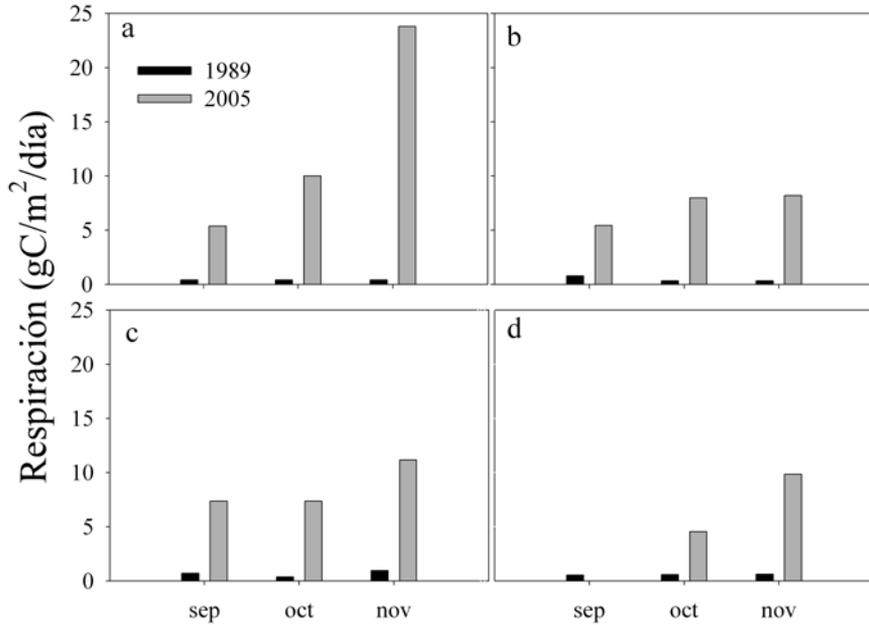


Figura 9. Respiración en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajal.

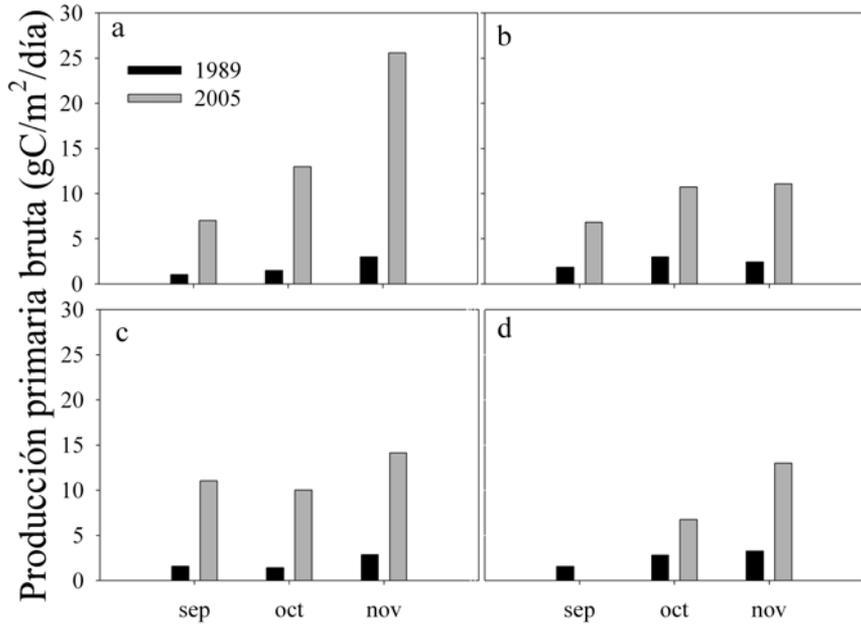


Figura 10. Producción primaria bruta en estaciones del Complejo Pajarales entre 1989-2005. a. Ciénaga La Redonda, b. Caño Dragado, c. Ciénaga La Luna y d. Ciénaga de Pajal.

En general en todas las estaciones y fechas comparadas se observan mayores niveles de PPF y R en 2005 con respecto a 1989 (Figuras 8 a 10). Este aumento es aún más evidente en el caso de R que se incrementó en un 96 %. El resultado del análisis de Kruskal-Wallis confirma éstas diferencias significativas entre 1989 y 2005 en los niveles de PPN, R y PPB (Tabla 4).

Tabla 4. Kruskal-Wallis para PPN, R y PPB entre 1989 y 2005.

Variable	Estadístico Kruskal-Wallis	Valor de P
PPN	H (1, N= 44) =11,834	0.0006
R	H (1, N= 43) =28,642	0.0000
PPB	H (1, N= 43) =28,642	0.0000

Metabolismo neto y tasas de productividad

El CP fue heterotrófico durante 2005, ninguna de las estaciones presentó metabolismo positivo, mientras que en 1989 el ecosistema se caracterizó por presentar una condición autotrófica (Figura 11). Estos resultados indican que en 2005 las pérdidas por R fueron mucho mayores que la PPB a pesar de la alta tasa de producción del fitoplancton, situación diferente a lo registrado en 1989.

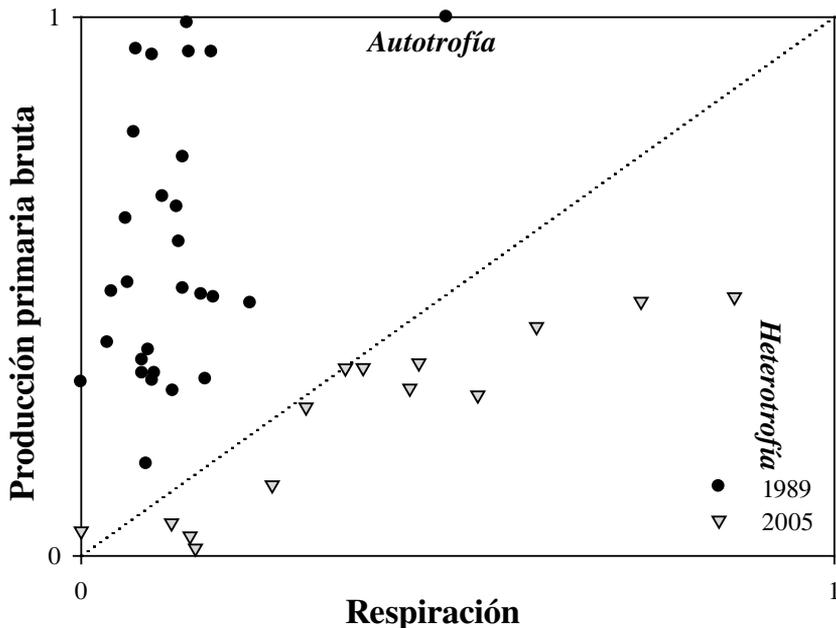


Figura 11. Metabolismo neto en el Complejo Pajarales durante 1989 y 2005.

La productividad primaria neta o “tasa de renovación” muestra la cantidad neta de carbono fijado por unidad de clorofila *a* durante una hora. Los valores registrados para el año 2005 presentan un ámbito de variación de 8.74 y 4.10 mgC/mgChl *a*/h. Los CV para las estaciones indicaron poca variación a través del tiempo. El promedio máximo de productividad neta se encontró en RED (6.81 ± 1.99 mgC/mgChl *a*/h) y el mínimo en PAJ (5.56 ± 1.27 mgC/mgChl *a*/h). La productividad primaria bruta osciló entre 9.59 y 4.79 mgC/mgChl *a*/h. El promedio máximo lo presentó RED (8.39 ± 1.85 mgC/mgChl *a*/h) y el mínimo en LUN (7.09 ± 2.29). La variación para cada estación muestra una relativa homogeneidad a través del tiempo.

Los valores de productividad primaria neta y bruta presentan grandes diferencias entre 1989 y 2005. En 1989 el CP presentaba valores altos (entre 36.0 y 29.1 mgC/mgChl *a*/h) de productividad primaria neta con respecto a 2005 (7.9 y 4.9 mgC/mgChl *a*/h) (Tabla 5).

Tabla 5. Productividad primaria neta en estaciones del CP en 1989 y 2005. RED: Ciénaga La Redonda; CDG: Caño Dragado; LUN: Ciénaga La Luna y PAJ: Ciénaga de Pajalal

<i>año</i>	<i>fecha</i>	<i>RED</i>	<i>CDG</i>	<i>LUN</i>	<i>PAJ</i>
1989	sep	28.95	36.01	20.87	29.67
	oct	-	-	-	-
	nov	31.45	26.32	27.45	20.18
2005	sep	7.98	7.65	5.40	5.32
	oct	6.50	5.65	6.78	4.85
	nov	6.26	8.03	5.42	7.20

Relación entre variables ambientales, PPF y R

Para el conjunto de variables, los tres primeros componentes explicaron el 75.4 % de la variación original (Tabla 5). El primer componente explicó un 36.45 % y mostró como principales eigenvectores a Secchi, oxígeno, pH, salinidad, nitritos y fosfatos. Esta asociación muestra las correlaciones que existieron durante este período entre las variables físicas mencionadas y la concentración de nitritos y fosfatos. En cuanto al segundo componente representó el 20.95 % de la variación y correlacionó principalmente a clorofila *a*, nitratos y las productividades bruta y neta. Por otra parte el tercer componente explica el 18.00 % de la variación y mostró correlaciones inversas entre el amonio y la PPN, la R y la PPB (Tabla 6). Del conjunto de variables fisicoquímicas y biológicas que se utilizaron en la regresión múltiple, sólo el amonio se correlacionó significativamente con la PPN (61 %) y la temperatura con R y PPB (50 y 48 %, respectivamente; Tabla 7).

Tabla 6. Componentes principales extraídos y porcentaje de variación explicado año 2005.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3
	36.45 %	20.95 %	18.00 %
Salinidad	-0.789	-0.314	0.242
Temperatura	0.566	0.303	0.295
pH	0.819	0.422	0.276
Oxígeno	0.849	0.342	0.210
Secchi	0.855	0.138	0.039
Amonio	-0.573	0.347	0.684
Nitritos	-0.801	0.445	0.110
Nitratos	-0.047	-0.832	0.435
Fosfatos	-0.712	0.483	-0.231
Silicatos	-0.590	0.056	0.356
Clorofila <i>a</i>	-0.097	-0.879	-0.126
Índice de Pigmentos	-0.578	0.241	0.271
Producción neta	0.485	-0.077	-0.694
Respiración	-0.500	-0.385	-0.541
Producción bruta	-0.424	-0.386	-0.663
Productividad neta	-0.417	0.709	-0.305
Productividad bruta	-0.435	0.727	-0.414

Tabla 7. Modelos de regresión múltiple paso a paso de los atributos funcionales de fitoplancton en función de las variables ambientales. PPN: producción primaria neta, R: respiración y PPB: producción primaria neta, temp: temperatura.

Variable respuesta	Modelo	Valor R²	Valor de P
PPN	Log (PPN+1) = 0.628 - 0.218amonio	0.616	0.000
R	Log(R+1) = 32.051 - 20.917temp	0.503	0.002
PPB	Log(PPB+1) = 31.955 - 20782temp	0.457	0.004

DISCUSIÓN

La producción primaria neta (PPN) estimada para el CP en 2005 fue alta con valores entre 1.38 y 4.33 gC/m²/d, lo cual podría deberse a varios factores, entre los que se destacan la transparencia y la concentración de nutrientes. Algunos autores han propuesto que la transparencia podría estar regulando la PPF tanto en la CGSM (Hernández y Gocke, 1990; Hernández y Márquez, 1991), como en el CP (Rondón, 1991); sin embargo, la falta de relación entre la transparencia y las tasas

de producción registradas en este y otros trabajos, sugieren algo diferente (Zea *et al.*, 1998). Durante el período estudiado la transparencia del agua fue muy baja, excepto en diciembre donde la disponibilidad de luz en la columna de agua fue total para todas las estaciones. De otra parte, autores como Kucklick (1987) han registrado que la producción fitoplanctónica en la CGSM se mantiene aún en condiciones de baja transparencia, debido a los cambios en la composición planctónica a lo largo de la sucesión anual.

En diferentes sistemas lagunares-estuarinos se ha encontrado que la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos puede regular la abundancia y metabolismo de los productores primarios (Alpine y Cloren, 1992). Los estudios realizados en CP y CGSM no han permitido establecer una clara relación entre disponibilidad de nutrientes inorgánicos y PPF (Hernández y Gocke, 1990; Hernández y Márquez, 1991; Rondón, 1991). Dentro de las posibles razones para la falta de correlación entre estas dos variables pueden estar el rezago temporal entre la asimilación de nutrientes y el reflejo en el incremento de la PPF, la sucesión de tipos de fitoplancton adaptados a diferentes necesidades nutricionales y el control de la biomasa del fitoplancton por la herbivoría (Zea *et al.*, 1998). Así mismo, la complejidad del metabolismo del nitrógeno y fósforo, asociado a los cambios en las concentraciones de cada una de sus formas, ha conllevado a amplias variaciones en la relación DIN:DIP, inclusive durante la misma época climática (Sánchez y Zea, 2000; Rivera-Monroy y Mancera, 2001), sin indicar claramente cual de estos dos elementos podría estar limitando la PPF. No obstante, durante 2005, la relación DIN:DIP sugiere que el N antes que el P pudo ser el limitante de la PPF en el CP. De hecho, los análisis de regresión múltiple indican que la PPN puede ser explicada hasta en un 60 % por la variación en la concentración de amonio.

La fuente de nutrientes en los estuarios puede ser alóctona por escorrentía, descarga de ríos o aporte de humedales adyacentes, o autóctona producto del reciclaje al interior del mismo sistema, o ser una mezcla de ambas fuentes (Hoppe *et al.*, 1983; Hernández y Márquez, 1991). Las bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo medidas y algunas relaciones entre salinidad y nutrientes, como la detectada entre 1993 y 2004 que muestra mayores concentraciones de amonio en años de mayor salinidad (INVEMAR, 2004), sugieren que el aporte autóctono de nutrientes es un mecanismo más importante que el aporte alóctono, para el sostenimiento de la alta PPF del CP. No obstante, las entradas de agua dulce también parecen ser de vital importancia en la dinámica general del sistema, pues regulan condiciones físico-químicas de las masas de agua, claves en los procesos biológicos de PPF y R. En el presente estudio con el ingreso de agua dulce se incrementó la transparencia del agua (Tabla 1). Las estaciones estudiadas en el año 2005 mostraron un gradiente

en el aporte hídrico al CP, aumentando desde RED hacia PAJ (Tabla 1). Este gradiente encontrado desde el 2002 (INVEMAR, 2006) indica que los aportes del río Magdalena al CP son mayores a través del caño Aguas Negras que del caño Clarín.

Durante la mayoría de las investigaciones realizadas en la CGSM y CP se ha utilizado la concentración de clorofila *a* como un indicador de la PPF, de la biomasa o de ambos (INVEMAR, 2003). No obstante, en el presente estudio las variaciones en la clorofila *a* no estuvieron correlacionadas con cambios en la PPF (Tablas 5 y 6). Así mismo, llaman la atención los bajos valores de feofitina *a* encontrados que, junto con los valores obtenidos para el índice de pigmentos de Margalef, que varió entre 2.87 y 2.07 con promedio máximo de 2.56 ± 0.08 (CDG) y mínimo de 2.36 ± 0.13 (PAJ) (Tabla 3), estarían mostrando que, en todos los casos observados, la comunidad fitoplanctónica no fue afectada por procesos tales como pastoreo por parte del zooplancton, muerte de algas por diversas causas (cambios abruptos en salinidad y temperatura) o entradas de material detrítico vegetal, lo cual es poco probable. Muestreos más seguidos en el tiempo probablemente muestren otras facetas de las poblaciones fitoplanctónicas del CP, como lo han sugerido algunos autores (Odum, 1972).

Los ámbitos de PPN en el CP en 2005 (1.38 - 4.33 gC/m²/d) presentaron con máximos más altos que los estimados por Rondón en 1988 para la misma época climática, en los mismos sitios de muestreo y con las mismas técnicas de análisis (0.31 - 3.20 gC/m²/d) (Rondón, 1991). La PPN anual del CP para 1989 fue de 598 gC/m²/año (1.64 gC/m²/d), correspondiendo a un sistema hipereutrófico, de acuerdo con la categorización de Nixon (1995). Si se tiene en cuenta que la PPN promedio del CP para la época lluviosa de 1989 fue de 1.7 gC/m²/d y que las determinaciones realizadas en la época de secas arrojaron como promedio 1.69 gC/m²/d, entonces para todo el sistema la magnitud en las épocas mencionadas fue muy similar. Ahora, si se considera que durante el año 2005 se presentó el mismo comportamiento que en 1989, en cuanto a magnitud general, el promedio obtenido para la época de lluvias de 2.7 gC/m²/d, representaría el promedio diario anual. Así, la PPN anual estimada para este año sería de 982 gC/m²/d. Este valor es superior al registrado por Rondón (1991), lo que indica un aumento en la eutroficación, además es muy similar al registrado para el centro de la CGSM (990 gC/m²/año) en 1987-88 por Hernández y Gocke (1990).

En cuanto a la relación entre la clorofila *a* y la R, la falta de correlación indica que otros elementos del seston, diferentes al fitoplancton (organismos heterotróficos, bacterias y zooplancton), contribuyeron en mayor proporción a la R. Estos resultados difieren de los registrados para la CGSM y CP (Gocke *et al.*, 2003a), donde las estaciones con mayor clorofila *a* indicaron un mayor aporte del

fitoplancton a la R y viceversa. Los valores R registrados en el presente estudio fueron muy altos (23.81- 3.97 gC/m²/d), si los comparamos con los registrados en 1989 para el CP (1.87- 0.08 gC/m²/d), lo que demuestra un aumento en la actividad heterotrófica del sistema pelágico del CP. La CGSM y el CP han sido considerados como sistemas autotróficos, donde la producción de materia orgánica es mayor que su descomposición (Hernández y Gocke 1990; Rondón, 1991). Esta condición es característica de los sistemas lagunares-estuarinos, los cuales generalmente actúan como fuente de materia orgánica para las áreas costeras adyacentes (Winter *et al.*, 1996). La heterotrofia, por el contrario, es característica de sistemas oligotróficos, que requieren de subsidios alóctonos de materia orgánica (Howarth *et al.*, 1996; Smith y Hollibaugh, 1997).

Durante 1997, poco después de la reapertura del caño Clarín, se hallaron condiciones de heterotrofia en la CGSM y CP, principalmente en las ciénagas PAJ y LUN (Gocke *et al.*, 2003a), donde las formas fitoplanctónicas más pequeñas (0.2 - 2.0 µm) aportaron en mayor grado a la producción general del sistema. Simultáneamente con el anterior estudio, Gocke *et al.* (2003b) estimaron la contribución de las bacterias heterotróficas en la degradación de la materia orgánica en el sistema pelágico, a partir de la diferencia entre la respiración bacteriana y respiración de la comunidad. Tanto en el grupo correspondiente a las estaciones de la CGSM como del CP, los valores medios de la contribución bacteriana a R alcanzaron un 37 %. Empero la importancia de la actividad de la comunidad heterotrófica en los procesos de degradación de la materia orgánica, la alta correlación entre la R y la concentración de clorofila *a*, indicaron la dominancia de los grupos autotróficos (fitoplancton) en este proceso (Gocke *et al.*, 2003a). Durante 2005 la condición heterotrófica prevaleció en tiempo y espacio (Figura 11), lo que muestra que esta condición estaría siendo más frecuente en el CP. La R se relacionó con bajas concentraciones de oxígeno en la columna de agua, indicando entrada de materia orgánica e inorgánica al sistema.

El efecto de adición de N y P sobre las tasas de PPF en comunidades fitoplanctónicas de la ciénaga de Pajalal y río Fundación fue evaluado por Vega (2002); los resultados mostraron que cuando se adicionaron bajas concentraciones de N y P, especialmente este último, la tasa fotosintética aumentó con respecto al control (sin adición de nutrientes), pero cuando aumentaron las concentraciones de nutrientes, la tasa fotosintética disminuyó, posiblemente por estrés fisiológico. Estos resultados sugieren que los cambios de autotrofia a heterotrofia en el CP podrían estar asociados a importantes entradas de materia orgánica y nutrientes inorgánicos provenientes del río Magdalena, cargas que se incrementaron después de su recomunicación con el CP. Estos mayores aportes alóctonos, podrían estar generando estrés fisiológico en las poblaciones fitoplanctónicas como lo propone Vega (2002),

y/o favorecer el crecimiento de poblaciones con individuos de menor tamaño, como lo registraron Gocke *et al.* (2003a), circunstancias que a su vez representan menor eficiencia en la PPF.

De acuerdo con lo expuesto, los evidentes cambios en la base trófica del CP, considerando los aumentos en las tasas de PPF, R, productividades y el metabolismo general entre 1989 y 2005, podrían estar relacionados con los cambios generados por la recomunicación del sistema, ya evaluados desde otros componentes. No obstante, es imprescindible la toma de más datos y un seguimiento continuo a fin de reafirmarlos como una respuesta del ecosistema a la recomunicación.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó en el marco del proyecto “Cambios en la productividad primaria de la Ciénaga Grande de Santa Marta después de la recomunicación con el río Magdalena”, financiado por el Fondo Patrimonial para la investigación de la Universidad del Magdalena - FONCIENCIAS. Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia y a la Universidad del Magdalena, por la cofinanciación de los grupos de investigación: Modelación de Ecosistemas Costeros e Intérpretes de Ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alpine, A. E. y J. E. Cloern. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 37 (5): 946-955.
- APHA, 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. Edición 20, Alexandria, EE. UU. 1161 p.
- Blanco, J. A., E. A. Vilorio y J. C. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 66: 157-167.
- Botero, L. 1990. Massive mangrove mortality on the Caribbean coast of Colombia. *Vida Silvestre Neotropical*, 2 (2): 77-78.
- Botero, L. y H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coast. Manag.*, 42: 243-256.
- Botero, L. y J. E. Mancera. 1996. Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 20 (78): 465-474.
- Botero L. E. y L. Botero. 1989. Problemática ambiental del sistema Ciénaga Grande de Santa Marta, Delta Exterior del río Magdalena. 11-28. En: Botero, J. E. (Ed.). Colombia y el agua: tres aspectos. Serie 5. FESCOL, Bogotá. 78 p.
- Botero, L. y M. Marshall. 1994. Biodiversity within the living, dying and dead mangrove forests of the Ciénaga Grande de Santa Marta. Mote Marine Laboratory Technical Report Number 366. Tallahassee, EE. UU.

- Cosel, R. V. 1985. Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (costa del Caribe de Colombia). *An. Inst. Invest. Mar Cost. Punta Betín*, 15/16: 79-370.
- Day, J. C. Hall, M. Kemp, y A. Yañez-Aranciabía. 1989. *Estuarine ecology*. Jhon Willey, Nueva York. 558 p.
- Gaarden, T. y H. H. Gran. 1927. Investigation of the production of the plankton in the Oslo Fjord. *Int. Explor. Mer.* 42: 1-48.
- Giraldo, R. H., J. Martínez, L. H. Hurtado, S. Zea y E. R. Madera. 1995. Análisis de clasificación de series temporales: el caso de la salinidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 24: 123-134.
- Gocke, K. 1986. Manual para determinar los procesos de producción y degradación en biotopos marinos, especialmente en lagunas costeras y manglares (mimeógrafo). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 86 p.
- Gocke K, E. Mancera, A. Vidal y D. Fonseca. 2003a. Planktonic primary production and community respiration in several coastal lagoons of the outer delta of the Río Magdalena, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 32: 125-144.
- Gocke K, J. E. Mancera y A. Vallejo. 2003b. Heterotrophic microbial activity and organic matter degradation in coastal lagoons of Colombia. *Rev. Biol. Trop. Mar.*, 51 (1): 85-98.
- Hernández, C. y K. Gocke. 1990. Productividad primaria en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 19-20: 101-119
- Hernández, C. y G. Márquez. 1991. Producción primaria en el ecosistema Ciénaga Grande de Santa Marta, laguna costera del Caribe Colombiano. *Trianea*, 4: 385-407.
- Hoppe, H. G., K. Gocke, D. Zamorano y R. Zimmermann. 1983. Degradation of macromolecular organic compounds in a tropical lagoon (Ciénaga Grande, Colombia) and its ecological significance. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 68 (6): 811-824.
- Howarth, R. W. R. Schneider y D. Swaney. 1996. Metabolism and organic carbon fluxes in the tidal freshwater Hudson River. *Estuarios*, 19: 848-865.
- Hurtado, L. H., J. E. Mancera, R. Giraldo, S. Zea y R. Madera. 1995. Comportamiento espacial y temporal de la salinidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, período 1970-1994. En: Botero, L. y E. Mancera (Eds.). *Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta-delta exterior del río Magdalena, tercera etapa. Informe final*, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta.
- IGAC, 1974. *Monografía del departamento del Magdalena*. Ministerio de Hacienda y Crédito Público. Instituto Geográfico "Agustín Codazzi", Bogotá. 146 p.
- INVEMAR. 2004. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe 2004. MMA-BID-INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 105 p.
- INVEMAR. 2006. Red de vigilancia de la calidad ambiental marina en Colombia-REDCAM. Instituto de investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés"-INVEMAR. <http://www.invemar.org.co/siam/redcam>. 04/11/07.
- Kaufmann, R. y F. Hevert. 1973. El régimen fluviométrico del río Magdalena y su importancia para la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, 7: 121-137.

- Knoppers, B. 1993. Aquatic primary production in coastal lagoons. 219-260. En: Kjerfve, B. (Ed.). Coastal lagoons processes. Elsevier Science Publisher B.V. Amsterdam.
- Kucklick, M. 1987. Biomasa del fitoplancton y contenido del seston en un estuario de manglar (Ciénaga Grande de Santa Marta). Tesis doctoral, Universitat Stuttgart, Stuttgart, Alemania. 262 p.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectronic equation. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- Margalef, R. 1995. Ecología. Ediciones Omega, SA. Barcelona. 951 p.
- Nixon, S. W. 1982. Nutrients dynamics, primary production and fisheries yield of lagoons. *Oceanol. Acta*, 125: 357-371.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. – *Ophelia*, 41: 199-219.
- Odum, E. 1972. Ecología. Tercera Edición, Editorial Interamericana S.A., México D. F. 639 p.
- PROCIÉNAGA. 1995. Proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Plan de Manejo Ambiental, v 6.95. Santa Marta.
- Reid, W. y R. Wood. 1976. Ecology of inland waters and estuaries. Segunda edición, Van Nostran Company, Nueva York. 485 p.
- Rivera-Monroy, V. H. y J. E. Mancera. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación: El caso de la región Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, COLCIENCIAS-INVEMAR-University of Louisiana at Lafayette.
- Rodríguez, J. D. 2007. Producción primaria fitoplanctónica y respiración pelágica en el Complejo Pajarales-Ciénaga Grande de Santa Marta, después de su recomunicación con el río Magdalena. Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena, Santa Marta. 101 p.
- Rondón, E. H. 1991. Estimación de la productividad primaria fitoplanctónica en las ciénagas del Complejo Pajarales, Caribe colombiano. Tesis Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 80 p.
- Sánchez, R. y S. Zea. 2000. Metabolismo de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en la columna de agua en una laguna costera tropical (Caribe Colombiano). *Caribb. J. Sci.*, 36 (1-2): 127-140 p.
- Santos-Martínez, A., N. Bateman, E. Vilorio, M. E. Rueda, L. M. Grijalba, R. Tijero y J. C. Narváez. 1997. Variación temporal y espacial de la estructura de la comunidad fótica de algunas ciénagas del Complejo de Pajarales–delta exterior del río Magdalena. En: Mancera, J. E. (Ed.). Monitoreo del efecto ambiental de la construcción de canales en el delta exterior del río Magdalena. Informe de avance. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 91 p.
- Smith, S. V. y J. T. Hollibaugh. 1997. Annual cycle and intertidal variability of ecosystem metabolism in a temperate climate environment. *Ecol. Monogr.*, 67: 509-533.
- Strickland, J. y T. Parsons. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Fish. Res. Bd. Canad. Bull.*, 167: 311 p.
- Subba-Rao. 1978. Coastal lagoon research, present and future. UNESCO technical paper in marine science, 33: 191-231
- Vega, D. 2002. Efectos del enriquecimiento con nitrógeno y fósforo sobre el metabolismo de la comunidad fitoplanctónica en la ciénaga de Pajarales y Río Fundación, Caribe colombiano. Tesis Biología, Univ. Magdalena, Santa Marta. 60 p.

- Vollenweider, R. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Segunda edición. International Biological Program. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 225 p.
- Wiedemann, H., 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: physical parameters and geological history. *Mitteilungen des Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas*, 7: 85-119 p.
- Winter, P. E. D., T. A. Schlachter y D. Baird. 1996. Carbon flux between an estuary and the ocean: A case of outwelling. *Hydrobiologia*, 337: 123- 132.
- Yañez-Arancibia, A. y R. S. Nugent. 1977. El papel de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro. Cienc. Mar. Limnol. Univ. Autónoma de México.*, 4 (1): 107-114.
- Zea, S., R. Giraldo H., J. E. Mancera y J. Martínez-C. 1998. Relaciones contemporáneas y rezagadas entre variables físico-químicas y biológicas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar Cost.*, 27: 67-85.

FECHA DE RECEPCIÓN: 10/03/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 21/09/09

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA FAUNA ÍCTICA EN DOS ISÓBATAS (10 Y 50 M) DE LA REGIÓN DE LA GUAJIRA, CARIBE COLOMBIANO*

Andrea Polanco F.¹, Julio Andrés Quintero-Gil¹, Fabián Cortés¹ y Guillermo Duque²

1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, A.A. 1016. Santa Marta, Colombia. anpolanco@invemar.org.co

2 Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería, Ingeniería Ambiental, Carrera 32 Chapinero, Palmira, Colombia. gduquen@palmira.unal.edu.co

RESUMEN

Se realizó un inventario de la fauna íctica de la región Guajira, a partir de muestras colectadas en un crucero efectuado entre Palomino y Punta Espada en las isóbatas de 10 y 50 m, del 30 de marzo al 8 de abril de 2005, a bordo del buque de investigaciones B/I ANCÓN (INVEMAR). Se colectaron 3662 ejemplares, distribuidos en 51 familias, 113 especies y cuatro morfotipos identificados a nivel de género. Diecisiete de estas especies fueron nuevos registros para el área de estudio. Se evaluó si existían diferencias significativas en la composición y abundancia de la fauna íctica entre las ecorregiones Guajira y Palomino y entre las diferentes profundidades. Los resultados evidenciaron que La Guajira posee una gran diversidad de peces que forman ensamblajes a nivel de la plataforma, principalmente siguiendo una estratificación vertical y en menor grado una configuración ecorregional. Dicho patrón se encuentra posiblemente relacionado con el tipo de fondo y las características ambientales específicas que lo acompañan.

PALABRAS CLAVE: Fauna íctica, Guajira, Palomino, Colombia

ABSTRACT

Contribution to the knowledge of the fish fauna in two isobaths (10 and 50 m) of the Guajira region, Colombian Caribbean. An inventory of the fish fauna of the Guajira region was made based on samples collected on a cruise performed between Palomino and Punta Espada along the isobaths of 10 and 50 m, from March 30 to April 8, 2005, on board of the B/I ANCÓN (INVEMAR) research vessel. A total of 3662 specimens were collected, representing 51 families, 113 species, and four morphotypes identified to genus level. Seventeen of those species represented new records from the study area. Differences in composition and abundance of the fish fauna were assessed among Guajira and Palomino ecoregions and among different depths. Our results suggest that La Guajira has a great diversity of fishes in the continental shelf and that the fish assemblages are mostly arranged following vertical stratifications and, to a lesser extent, ecoregional configurations. This pattern is possibly associated to bottom type and other environmental characteristics.

KEY WORDS: Fish fauna, Guajira, Palomino, Colombia.

*Contribución No. 1036 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR.

INTRODUCCIÓN

La línea costera de La Guajira corresponde a un tercio de los 1600 km que posee Colombia sobre el mar Caribe. Posee una costa irregular que presenta una surgencia permanente modulada por los vientos alisios (Andrade, 2000). Este fenómeno se caracteriza por la llegada de aguas frías a la superficie, cargadas de nutrientes que convierten el sistema en un medio de alta productividad biológica. Estas zonas de surgencia, a escala mundial, soportan aproximadamente el 20 % de la captura anual (Pauly y Christensen, 1995). A escala nacional la flota de arrastre camaronera en la zona norte del Caribe colombiano es quizás la que ejerce mayor presión sobre las comunidades de peces demersales (Medina, 2002). Estas características particulares sumadas a su condición peninsular hacen de la región Guajira una zona de interés para enfocar esfuerzos en el conocimiento de los recursos explotados actualmente en el país.

A la fecha se cuenta con algunos trabajos realizados en la región de carácter biológico, pesquero y económico, entre ellos están los de Manjarrés *et al.* (1988) y Medina (2002). De igual forma se han realizado algunos estudios taxonómicos y de estimación de abundancias, como los realizados por Palacio (1974), Baroque (1978), Garzón-Ferreira (1989), Álvarez-León *et al.* (1995) y Vergara (1997).

La conservación y uso sostenible de los recursos marinos se ha sido considerado como una meta a corto plazo dentro de las acciones de cobertura regional del Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera - PNIBM (INVEMAR-CORPOGUAJIRA, 2006). Igualmente como parte de la implementación de la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los espacios oceánicos y de las zonas costeras e insulares de Colombia, se priorizó la caracterización y diagnóstico de las unidades ambientales costeras y oceánicas tanto del Caribe como del Pacífico, para llevar a cabo futuros planes de manejo integrado de zonas costeras. Siguiendo esta línea, este trabajo pretende contribuir al conocimiento de la fauna íctica de la zona costera del departamento de La Guajira en las isóbatas de 10 y 50 m, determinando si sus patrones de distribución se relacionan con la profundidad y con las características geográficas específicas de la región.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza entre 10° 23' y 12° 28' N y 71° 06' y 73° 39' W (Figura 1). Presenta cambios oceanográficos y meteorológicos influenciados por los regímenes de vientos provenientes del norte y la zona de convergencia intertropical (Márquez, 1982).

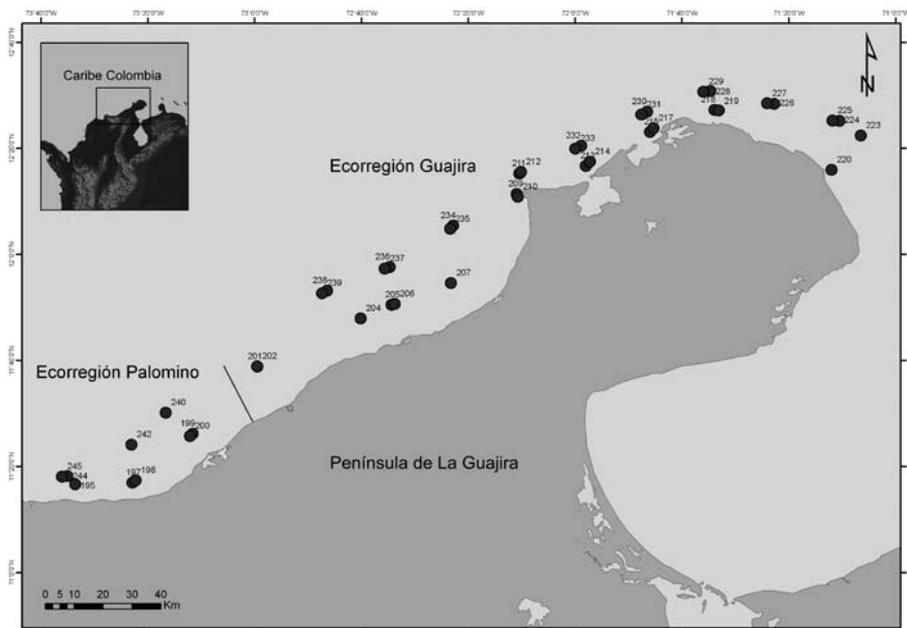


Figura 1. Costa continental del Caribe colombiano. Se muestran el límite que separa las ecorregiones y la ubicación de los arrastres realizados.

La Guajira presenta, según lo propuesto por el PNIBM, una división en dos ecorregiones, Guajira (GUA) y Palomino (PAL) (Díaz y Gómez, 2000). Esta división está basada en varios criterios, tales como el grado de influencia continental en cuanto a aportes de aguas dulces, sedimentos, amplitud, rasgos geomorfológicos, tipos de sedimentos y ocurrencia estacional o permanente afloramiento de masas de agua subsuperficiales, entre otros. La ecorregión Guajira se extiende entre los límites fronterizos con Venezuela (Castilletes) y la ciudad de Riohacha, y entre la línea de costa y los 200 m de profundidad. La plataforma continental es predominantemente ancha, con fondos generalmente arenosos, aunque en algunas partes se encuentran sedimentos de naturaleza lodosa. Dado que se trata de una costa generalmente expuesta hacia el E, NE, N o NW, el litoral es de alta energía, exceptuando las zonas en el interior de algunas bahías protegidas del oleaje dominante por accidentes costeros como el Cabo de La Vela. La costa es predominantemente baja, con playones salinos detrás de las barras de playa. Estas últimas son predominantemente de arena arcillosa de grano grueso a medio a todo lo largo del litoral, aunque en unas pocas áreas de la costa afloran rocas sedimentarias que forman algunos acantilados (Cabo de La Vela, Media Luna, Punta Espada). Aunque la influencia de las descargas continentales es despreciable, posee un clima desértico, poca

escorrentía y ausencia de ríos importantes, las aguas costeras tienden a ser turbias, debido a la continua resuspensión de los sedimentos por el fuerte oleaje (Díaz y Gómez, 2000). Una característica sobresaliente de esta ecorregión es la ocurrencia de un fenómeno estacional de surgencia de aguas subsuperficiales, que varía a lo largo del año con la fuerza del viento, siendo más fuerte de diciembre a marzo-julio y débil en época de lluvia entre octubre y noviembre (Andrade, 2004). Durante este evento, se manifiesta en un notorio descenso de la temperatura y un incremento de la salinidad y del contenido de nutrientes en las masas de agua superficiales. Esta característica determina en gran parte la elevada productividad biológica en esta ecorregión, la abundancia relativa de algunos recursos pesqueros (Manjarrés, 1998). Los manglares y formaciones coralinas están pobremente representados en la ecorregión Guajira, mientras que las praderas de fanerógamas marinas y de macroalgas son aparentemente las más extensas en Colombia.

La ecorregión Palomino corresponde al área aledaña a la desembocadura del río Palomino. Se extiende desde la ciudad de Riohacha hacia el W hasta la desembocadura del río Piedras y entre la línea de costa y la isóbata de 200 m. Está caracterizada por una costa abierta de alta energía, predominantemente baja y constituida por amplias playas de grano grueso. La plataforma es de ancho medio, sus fondos están constituidos por arenas gruesas en las partes someras y por lodos en las profundas. Allí desembocan algunos ríos de tramo corto, escaso caudal y poca carga de sedimentos, que drenan la vertiente norte de la Sierra Nevada de Santa Marta, los cuales no alteran considerablemente la calidad fisicoquímica de las aguas costeras. El efecto de la surgencia es algo perceptible en la zona más oriental, pero en el resto del sector el fenómeno aparentemente no se presenta. Manglares de poca extensión y de estructura simple se localizan sólo alrededor de las lagunas costeras en la zona de Camarones y en la desembocadura del río Dibulla. No existen aparentemente praderas de fanerógamas ni arrecifes de coral (Díaz y Gómez, 2000).

MATERIALES Y MÉTODOS

La fase de campo se efectuó a bordo del buque de investigaciones B/I ANCÓN del INVEMAR. Las capturas se realizaron con una red de arrastre demersal, que consta de cuatro tapas tipo “semi-ballón” con un par de puertas metálicas en forma de “V” (91x63 cm). Se realizaron 43 arrastres efectivos de 10 min cada uno a una velocidad de tres nudos, 20 en la isóbata de 10 m y 23 en la de 50 m. En la ecorregión Guajira se realizaron 32 arrastres, 13 a 10 m y 19 a 50 m, y once en la ecorregión Palomino, 7 a 10 m y 4 a 50 m. Esta diferencia en número de muestras se realizó acorde con el tamaño del territorio a muestrear en cada

ecorregión y según los fondos arrastrables encontrados. Antes de cada arrastre se realizó un reconocimiento batimétrico con ecosonda para determinar si el fondo era adecuado para el lanzamiento de la red. El material colectado fue fijado con formol al 10 % y posteriormente preservado en etanol al 70 %. Se realizó una identificación básica, separando el material inicialmente por morfotipos y posteriormente al nivel taxonómico más bajo posible, por medio de literatura especializada (Cervigón *et al.*, 1992; McEachran y Feckhelm, 1998; Carpenter, 2002a, 2002b). El material fue depositado en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia bajo los números de catálogo INV PEC6233-6676.

Para evaluar el grado de complejidad de la comunidad y su modificación en los diferentes arrastres, se analizaron algunos atributos ecológicos e índices comunitarios. Se determinó la abundancia (N) como el número de individuos totales por especie para cada estación de muestreo. El número de especies (S), por su lado, determinó la expresión de la riqueza específica por sitio de muestreo. La información de las abundancias fue empleada para representar el concepto de diversidad mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Este índice, basado en la teoría de la información, es una forma de medir el contenido de información en el ecosistema en cuanto a la composición específica de la muestra y los valores de abundancia de cada elemento. El índice de diversidad máximo (H' máximo) se obtiene cuando todas las especies están igualmente representadas en términos de abundancia. El índice de equitatividad (J') valora la relación entre H' y H' máxima, por lo tanto genera información sobre la diversidad alcanzada en la muestra con relación a la diversidad máxima posible en la misma, indicando qué tan homogéneos son los valores de abundancia entre los elementos. El índice de riqueza de Margalef (d) relaciona el número de especies de acuerdo con el número total de individuos. Se realizaron gráficas de cajas y bigotes para examinar la variación entre las profundidades (10 m -50 m) y entre ecorregiones (GUA -PAL) en términos de la abundancia de individuos, número de especies e índices ecológicos. Para determinar la existencia de diferencias significativas en estos atributos comunitarios entre ecorregiones y entre profundidades se utilizó un análisis de varianza a dos vías, posterior a la verificación de los supuestos de normalidad.

Para detectar las variaciones espaciales de la estructura de la comunidad según la composición y abundancia de individuos, se llevó a cabo un análisis cuantitativo multivariado de clasificación, mediante el índice de similitud de Bray-Curtis, usando como técnica de agrupamiento el ligamiento promedio no ponderado (UPGMA) (Field *et al.*, 1982). Los análisis se efectuaron sobre la matriz básica de abundancia y los datos se transformaron de acuerdo a la especificación de la ley de Taylor para distribuciones agregadas (Taylor *et al.*, 1980) con el fin de ponderar la

contribución de las especies comunes y raras en el análisis comunitario (Clarke y Warwick, 2001). Se realizó un análisis de ordenación por el método de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), basado en una relación no lineal entre las similitudes y las distancias en el plano cartesiano (Field *et al.*, 1982; Ramírez, 1999). Los resultados de esta técnica se graficaron sobre un mapa de puntos que delimita el espacio bidimensional donde los componentes se sitúan, obteniendo la configuración final que presente el menor nivel de estrés entre 999 reiteraciones (Clarke y Ainsworth, 1993; Clarke y Warwick, 2001). Este es un método flexible que no se ve afectado por el tipo de distribución de los datos y puede representar en un espacio de pocas dimensiones las relaciones complejas que existen entre las estaciones, debidas a la variación en abundancia y composición de las especies en cada estación. Para evaluar si existen diferencias significativas entre las dos ecorregiones (GUA, PAL) y las profundidades en términos de la composición y abundancia de individuos de la comunidad, se usó el análisis matemático multivariado denominado ANOSIM (análisis de similaridad) a dos vías cruzado. El ANOSIM parte de matrices de rangos de similaridad obtenidas a partir de los datos de abundancia (Clarke y Warwick, 2001). Las especies que contribuyeron a las diferencias entre grupos encontradas por el ANOSIM fueron evaluadas con SIMPER (Clarke y Warwick, 2001). Esta técnica permitió ver la contribución de las especies a la disimilaridad promedio entre los grupos creados *a priori* y examinar cuales de estas fueron consistentemente indicadoras de discriminación entre los grupos de estaciones, evaluando el cociente entre la disimilaridad promedio y la desviación estándar.

RESULTADOS

Fueron recolectados 3662 ejemplares, distribuidos en 51 familias, 113 especies y cuatro morfotipos identificados a nivel de género. Estos valores se repartieron entre las dos ecorregiones de la siguiente manera: En la ecorregión GUA fueron capturadas 88 especies, 32 a 10 m, 37 a 50 m y 19 comunes entre profundidades. En la ecorregión PAL fueron capturadas 70 especies, 14 a 10 m, 50 a 50 m y 6 comunes entre profundidades. Del total de especies, 41 se presentaron en ambas ecorregiones. Los valores de abundancia, frecuencia y presencia de las especies tanto en las isobatas como en las ecorregiones se encuentran registrados en la Tabla 1. Se amplió el ámbito de distribución de 17 especies, que no se encontraban registradas para el área estudiada (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de especies colectadas a lo largo de La Guajira. Se presenta la abundancia (A) y frecuencia (F) total de cada especie, con su correspondiente valor porcentual. Se indica la presencia por ecorregión (ER) y profundidad (P). Con (*) se indican las especies que amplían su ámbito de distribución con el registro en esta área.

Especie	A	% A	F	% F	Presencia			
					ER	P (m)	ER	P
<i>Acanthostracion quadricornis</i>	4	0.11	3	6.98	PAL	50	GUA	10
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Achirus lineatus</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	10		
<i>Anchoa cayorum</i>	3	0.08	2	4.65			GUA	10
<i>Antennarius multiocellatus*</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Antennarius striatus</i>	3	0.08	3	6.98	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Apogon affinis</i>	493	13.46	2	4.65	PAL	50		
<i>Apogon aurolineatus</i>	31	0.85	2	4.65	PAL	50		
<i>Apogon maculatus</i>	2	0.05	1	2.33	PAL	50		
<i>Apogon pseudomaculatus</i>	3	0.08	1	2.33	PAL	50		
<i>Apogon quadrisquamatus</i>	43	1.17	9	20.93	PAL	50	GUA	50
<i>Aulostomus maculatus</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	10
<i>Bairdiella ronchus</i>	22	0.6	1	2.33			GUA	10
<i>Bellator ribeiroi</i>	14	0.38	4	9.3			GUA	50
<i>Bollmannia boqueronensis</i>	6	0.16	5	11.63	PAL	50	GUA	50
<i>Bollmannia eigenmannia*</i>	2	0.05	1	2.33	PAL	50		
<i>Bothus ocellatus</i>	8	0.22	7	16.28	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Calamus penna</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	50		
<i>Canthigaster rostrata</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	50	GUA	10
<i>Caranx bartholomaei</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	10
<i>Cathorops mapale</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Caulolatilus cyanops</i>	8	0.22	1	2.33	PAL	50		
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	10		
<i>Chaetodon sedentarius</i>	4	0.11	2	4.65	PAL	50	GUA	50
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	443	12.1	7	16.28	PAL	10	GUA	10 y 50
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	55	1.5	8	18.6	PAL	10	GUA	10
<i>Citharichthys cornutus</i>	12	0.33	6	13.95			GUA	50
<i>Citharichthys gymnorhinus*</i>	3	0.08	2	4.65			GUA	50
<i>Colomesus psittacus*</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Cyclosetta fimbriata</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50

Continuación Tabla 1

Especie	A	% A	F	% F	Presencia			
					ER	P (m)	ER	P
<i>Dactylopterus volitans</i>	30	0.82	8	18.6	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Decapterus punctatus</i>	7	0.19	4	9.3			GUA	10 y 50
<i>Dibranchius atlanticus*</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	50		
<i>Diodon holocanthus</i>	24	0.66	3	6.98	PAL	50	GUA	10
<i>Diplctrum bivittatum</i>	216	5.9	21	48.84	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Diplobatis guamachensis</i>	3	0.08	3	6.98	PAL	50	GUA	50
<i>Echeneis neucratoides</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	10		
<i>Emblemaria</i> sp.	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Engraulis eurystole</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Epinephelus flavolimbatus</i>	3	0.08	2	4.65	PAL	50		
<i>Etropus crossotus*</i>	4	0.11	3	6.98	PAL	10		
<i>Eucinostomus argenteus</i>	85	2.32	8	18.6	PAL	10 y 50	GUA	10 y 50
<i>Eucinostomus gula</i>	10	0.27	5	11.63	PAL	10 y 50		
<i>Fistularia tabacaria</i>	7	0.19	7	16.28	PAL	10 y 50	GUA	50
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	50		
<i>Haemulon aurolineatum</i>	9	0.25	4	9.3	PAL	50	GUA	50
<i>Haemulon boschmae</i>	43	1.17	3	6.98	PAL	50	GUA	50
<i>Haemulon plumieri</i>	10	0.27	3	6.98			GUA	10
<i>Haemulon striatum</i>	2	0.05	1	2.33	PAL	50		
<i>Halichoeres poeyi*</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Halieutichthys aculeatus</i>	26	0.71	9	20.93	PAL	50	GUA	50
<i>Holocentrus adscensionis</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	10
<i>Kaupichthys nuchalis*</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	50		
<i>Larimus breviceps</i>	103	2.81	3	6.98			GUA	10 y 50
<i>Lepophidium</i> sp.	3	0.08	1	2.33	PAL	50		
<i>Lutjanus purpureus</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Lutjanus synagris</i>	10	0.27	8	18.6	PAL	10 y 50	GUA	10 y 50
<i>Lutjanus vivanus</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Lycengraulis grossidens</i>	20	0.55	2	4.65			GUA	10
<i>Macrodon ancylodon</i>	57	1.56	3	6.98			GUA	10
<i>Micropogonias furnieri</i>	2	0.05	1	2.33	PAL	50		
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	50		

Continuación Tabla 1

Especie	A	% A	F	% F	Presencia			
					ER	P (m)	ER	P
<i>Ogcocephalus pumilus</i>	12	0.33	6	13.95	PAL	50	GUA	50
<i>Ogcocephalus</i> sp.	2	0.05	2	4.65	PAL	50	GUA	50
<i>Opisthonema oglinum</i>	10	0.27	3	6.98			GUA	10
<i>Paradiplogrammus bairdi</i> *	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Paralichthys tropicus</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	4	0.11	2	4.65			GUA	10
<i>Pellona harroweri</i>	149	4.07	4	9.3			GUA	10
<i>Peprilus paru</i>	6	0.16	4	9.3			GUA	10
<i>Polydactylus virginicus</i>	2	0.05	1	2.33			GUA	10
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	10		
<i>Porichthys plectrodon</i>	4	0.11	3	6.98	PAL	50		
<i>Priacanthus arenatus</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	50	GUA	50
<i>Prionotus punctatus</i>	17	0.46	12	27.91	PAL	10 y 50	GUA	10 y 50
<i>Prionotus roseus</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Prionotus stearnsi</i>	64	1.75	10	23.26	PAL	50	GUA	50
<i>Pristipomoides aquilonaris</i>	309	8.44	16	37.21	PAL	50	GUA	50
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	7	0.19	4	9.3	PAL	50	GUA	50
<i>Rhomboplites aurubens</i>	7	0.19	2	4.65	PAL	50		
<i>Rypticus saponaceus</i> *	2	0.05	2	4.65			GUA	50
<i>Saurida brasiliensis</i>	350	9.56	19	44.19	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Scorpaena alfimbria</i> *	2	0.05	2	4.65			GUA	10
<i>Scorpaena calcarata</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	50	GUA	50
<i>Scorpaena dispar</i> *	1	0.03	1	2.33	PAL	50		
<i>Scorpaena inermis</i>	15	0.41	5	11.63	PAL	50		
<i>Scorpaena isthmensis</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Scorpaena plumieri</i>	2	0.05	1	2.33			GUA	10
<i>Scorpaenodes tredecimspinosus</i>	4	0.11	3	6.98	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Selene brownii</i>	76	2.08	5	11.63			GUA	10 y 50
<i>Selene vomer</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	10
<i>Serranus chionaraia</i> *	152	4.15	9	20.93	PAL	50	GUA	50
<i>Serranus tabacarius</i> *	29	0.79	3	6.98	PAL	50		
<i>Serranus atrobranchus</i>	5	0.14	2	4.65	PAL	50	GUA	50

Continuación Tabla 1

Especie	A	% A	F	% F	Presencia			
					ER	P (m)	ER	P
<i>Serranus</i> sp.	11	0.3	1	2.33	PAL	10	GUA	50
<i>Sparisoma rubripinne</i>	4	0.11	2	4.65			GUA	10
<i>Sphoeroides dorsalis</i>	21	0.57	12	27.91	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Sphoeroides spengleri</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	50
<i>Sphoeroides yergeri</i>	3	0.08	3	6.98			GUA	50
<i>Sphyraena guachancho</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	10		
<i>Stegastes partitus</i>	3	0.08	1	2.33			GUA	10
<i>Stellifer brasiliensis*</i>	4	0.11	1	2.33			GUA	10
<i>Stellifer microps</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	10
<i>Stellifer rastrifer</i>	24	0.66	2	4.65			GUA	10
<i>Syacium gunteri</i>	102	2.79	17	39.53	PAL	50	GUA	50
<i>Syacium micrurum</i>	54	1.47	13	30.23	PAL	10 y 50	GUA	10 y 50
<i>Syacium papillosum</i>	1	0.03	1	2.33	PAL	10		
<i>Symphurus caribbeanus</i>	8	0.22	3	6.98	PAL	10	GUA	10
<i>Symphurus parvus*</i>	2	0.05	2	4.65			GUA	50
<i>Syngnathus pelagicus*</i>	1	0.03	1	2.33			GUA	50
<i>Synodus foetens</i>	5	0.14	4	9.3	PAL	10	GUA	10 y 50
<i>Synodus poeyi</i>	200	5.46	20	46.51	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Synodus synodus</i>	4	0.11	4	9.3	PAL	50	GUA	10 y 50
<i>Trachinocephalus myops</i>	10	0.27	5	11.63	PAL	10	GUA	10
<i>Trichiurus lepturus</i>	12	0.33	4	9.3			GUA	10 y 50
<i>Umbrina broussonnetii</i>	2	0.05	2	4.65	PAL	10		
<i>Upeneus parvus</i>	84	2.29	13	30.23	PAL	50	GUA	50
Total general	3662	100	43	100				

En la ecorregión GUA se presentaron 47 especies exclusivas de este sector (Tabla 1). Estas especies son frecuentes al norte y oeste de la península de la Guajira en zonas de surgencia como lo muestra el crucero realizado por el IMR en 1989. Considerando que el núcleo de afloramiento de La Guajira se ubica en el sector comprendido entre el Cabo de la Vela y Punta Gallinas, las mayores abundancias de especies características de surgencia se encontraron desde Punta Gallinas hasta Cabo Chichibacoa. En la ecorregión PAL se presentaron 28 especies exclusivas de este

sector. Varias de estas especies como *Apogon affinis*, que presentó además una gran abundancia, *A. aurolineatus* y *Serranus atrobranchus*, entre otras, se caracterizan por ser habitantes permanentes de fondos duros como lo afirman Acero y Garzón-Ferreira (1987) y Sale (1996).

Se encontraron mayores valores de los descriptores y medidas de diversidad en las estaciones ubicadas sobre la isóbata de 50 m de profundidad en general, existiendo diferencias significativas entre las profundidades para la riqueza específica, o número de especies, abundancia, riqueza de Margalef y equitatividad (Tabla 2). Al hacer el análisis individualmente (Figura 2 y Tabla 3), PAL muestra diferencias entre la riqueza específica ($p= 0.006$), la abundancia ($p= 0.012$) y la riqueza de Margalef ($p= 0.032$) entre profundidades, que soportan la tendencia general de diferencia. La ecorregión GUA muestra diferencias en la riqueza Margalef ($p= 0.018$), debido a que las muestras de la isóbata de 10 m concentran la mayor parte de la abundancia en cuatro especies, diferente a lo que ocurre a los 50 m donde la abundancia se distribuye homogéneamente entre la diferentes especies que aparecen en la misma. En la isóbata de 10 m la ecorregión GUA exhibió mayores valores que PAL en términos de todos los atributos y descriptores de la comunidad sin existir diferencias significativas entre ellos, mientras que en la isóbata de 50 es PAL la ecorregión más representativa, presentando diferencias en riqueza específica y abundancia (Figura 2 y Tabla 3). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las ecorregiones en el análisis global (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) a dos vías, entre los muestreos realizados en las diferentes ecorregiones y profundidades, para cada uno de los principales descriptores ecológicos. Número de especies - S, abundancia - N, riqueza de Margalef - d, diversidad de Shanon-Wiener - H' y equitatividad - J'. Valores significativos ($p \leq 0.05$) en negrilla.

	Profundidad		p	Ecorregión		
	10 m	50 m		GUA	PAL	p
S	7.00	13.22	0.005	10.03	11.18	0.878
N	60.35	106.74	0.036	67.63	136.18	0.845
d	2.17	3.08	0.001	2.62	2.85	0.846
J'	0.80	0.75	0.152	0.79	0.72	0.524
H'	1.29	1.67	0.011	1.55	1.30	0.416

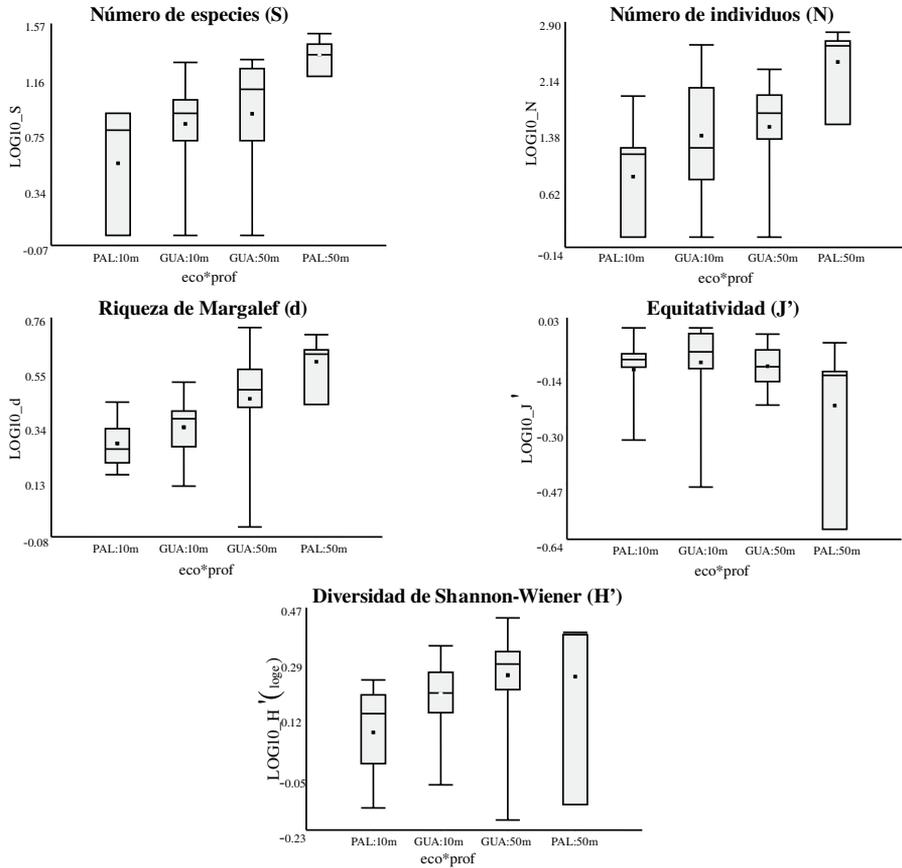


Figura 2. Gráfico de cajas y bigotes entre los muestreos efectuados por ecorregión y profundidad de los principales atributos comunitarios e índices ecológicos hallados en la ictiofauna del área muestreada. Mediana (línea horizontal dentro de la caja), media (punto negro dentro de la caja) y cuartiles 0.05, 0.25, 0.75 y 0.95.

Tabla 3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) a dos vías, entre los muestreos realizados por cada profundidad entre ecorregiones y por cada ecorregión entre profundidades, para cada uno de los principales descriptores ecológicos de la comunidad. Número de especies - S, abundancia - N, riqueza de Margalef - d, diversidad de Shanon-Wiener - H' y equitatividad - J'. Valores significativos ($p \leq 0.05$) en negrilla.

	Profundidades						Ecorregiones					
	10		p	50		p	GUA			PAL		
	GUA	PAL		GUA	PAL		10	50	p	10	50	p
S	8.23	4.71	0.151	11.26	22.50	0.018	8.23	11.26	0.149	4.71	22.50	0.006
N	83.00	18.29	0.218	57.11	342.50	0.035	83.00	57.11	0.552	18.29	342.50	0.012
d	2.26	1.95	0.316	2.87	3.98	0.089	2.26	2.87	0.018	1.95	3.98	0.032
J'	0.82	0.77	0.751	0.77	0.65	0.571	0.82	0.77	0.194	0.77	0.65	0.413
H'	1.49	0.90	0.114	1.60	1.99	0.450	1.49	1.60	0.078	0.90	1.99	0.191

El análisis de clasificación muestra una clara tendencia de separación entre profundidades y una formación de grupos de acuerdo al área geográfica de las estaciones de muestreo a distintos niveles de similaridad (Figura 3). Un grupo principal (I) que contiene a la mayoría de estaciones profundas, exhibiendo internamente una separación en estaciones correspondientes a la parte más alta de la ecorregión GUA y aquellas que se ubican en la parte media de la misma, sumado a dos estaciones profundas de PAL. El segundo grupo (II) conglomeró cuatro estaciones ubicadas en el sector nor-occidental de la ecorregión GUA. Un tercer grupo (III) conformado por estaciones someras, que se divide en estaciones del sector norte de la ecorregión GUA y de PAL. Algunas estaciones quedan aisladas como la 204, 228 y 229, que presentan una composición y abundancia muy bajas. En la ordenación, la separación por profundidades es evidente, así como la cercanía en el espacio de las estaciones y las agrupaciones antes mencionadas.

El análisis multivariado de similaridad (ANOSIM) arrojó diferencias significativas entre profundidades ($R= 0.494$ y $p= 0.001$) y entre ecorregiones ($R= 0.233$ y $p= 0.046$). Según los resultados del SIMPER, donde se muestran en orden decreciente las especies responsables de las diferencias entre las profundidades y ecorregiones (Tabla 4), se evidencia que para el caso de las profundidades, las especies *Syacium gunteri*, *Synodus poeyi*, *Saurida brasiliensis* y *Pristipomoides aquilonaris* fueron las indicadoras que consistentemente contribuyeron a las diferencias ya que poseen los mayores cocientes SIMPER (Clarke y Warwick, 2001). Para el caso de las ecorregiones la mayor contribución a la disimilaridad está dada por las especies *Diplectrum bivittatum*, *Eucinostomus argenteus* y *Syacium micrurum*.

Tabla 4. Especies responsables de la diferenciación de los grupos entre profundidades y entre ecorregiones, obteniendo los mayores coeficientes SIMPER (Dis/DE).

Especies	Abundancia promedio			Dis-pro	Dis/DE	%Dis	% Acumulado
	10	50	92.75				
<i>Syacium gunteri</i>	0	<	1.06	3.8	1.46	4.1	23.88
<i>Synodus poeyi</i>	0.1	<	1.23	4.1	1.4	4.42	19.78
<i>Saurida brasiliensis</i>	0.12	<	1.4	5.33	1.07	5.74	5.74
<i>Pristipomoides aquilonaris</i>	0	<	1.28	4.75	1.05	5.12	10.87
<i>Diplectrum bivittatum</i>	0.28	<	1.04	3.7	0.86	3.99	27.88
<i>Sphoeroides dorsalis</i>	0.06	<	0.53	2.08	0.84	2.24	45.6
	PAL		GUA	86.47			
<i>Diplectrum bivittatum</i>	0.64	<	0.7	3.62	0.76	4.19	8.73
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.92	>	0.06	3.92	0.75	4.53	4.53
<i>Syacium micrurum</i>	0.32	<	0.42	2.96	0.7	3.42	12.14
<i>Synodus poeyi</i>	0.57	<	0.75	1.78	0.7	2.06	34.67
<i>Apogon quadrisquamatus</i>	0.54	>	0.19	1.28	0.69	1.48	44.6
<i>Eucinostomus gula</i>	0.53	>	0	2.05	0.68	2.37	28.31

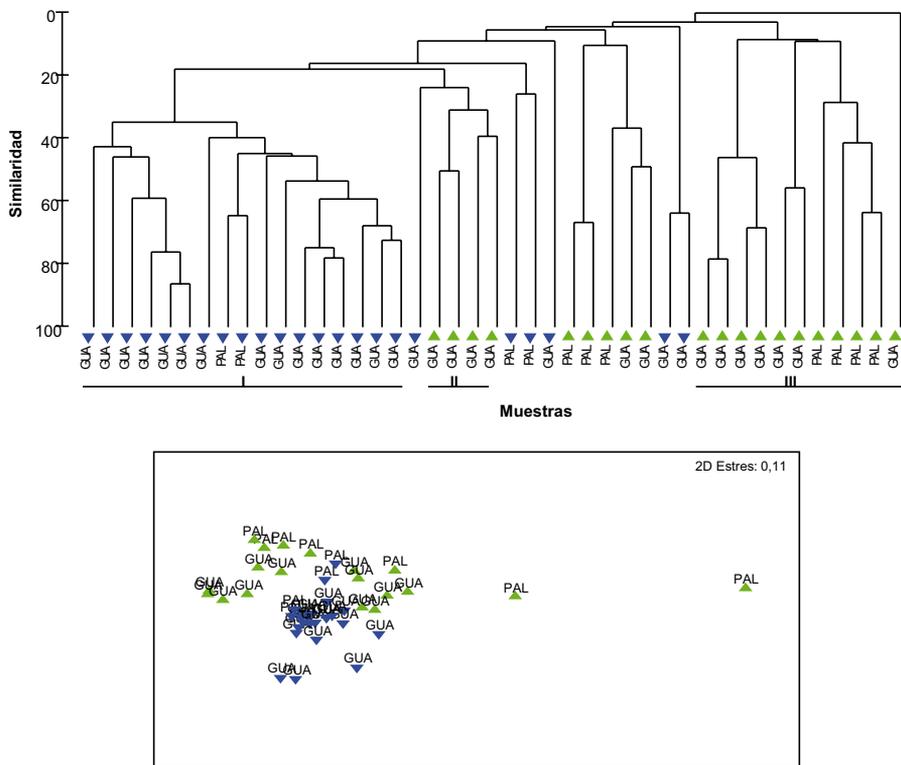


Figura 3. Resultado de los análisis de clasificación (Coeficiente cofenético= 0.914), con ligamiento promedio no ponderado UPGMA, usando el índice de similitud de Bray-Curtis, y ordenación, mediante la técnica de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), nivel de estrés: 0.11 (999 reiteraciones), para la ictiofauna observada en las isóbatas de 10 m (triángulo verde) y 50 m (triángulo azul), en las ecorregiones Guajira (GUA) y Palomino (PAL). La abundancia numérica fue transformada con raíz cuarta.

DISCUSIÓN

El listado presentado en la Tabla 1 constituye el inventario más reciente y completo de la fauna íctica colectada en las isóbatas de 10 y 50 m para La Guajira. Se citan por primera vez para el área 17 especies no registradas en los trabajos previos, ampliando su ámbito de distribución en el Caribe colombiano. Con estos nuevos registros se constata la presencia de 113 especies en el área de estudio, correspondientes al 11.4 % del total de especies conocidas para el Caribe colombiano según lo presentado por Polanco *et al.* (2008), cifra representativa considerando las pocas estaciones muestreadas y el sesgo del arte de pesca utilizado. Varias de las especies listadas ya habían sido registradas en el área, en su mayoría, como descartes de flotas arrastreras según lo muestran los trabajos de IMR (1989);

Manjarrés (1998); Medina (2002); Gómez-Canchong *et al.* (2004). Manjarrés (1998) registra la recolecta de 148 especies de peces para los arrastres realizados en la zona norte del Caribe colombiano, en el mes de abril de 1996, época influenciada por el fenómeno de surgencia. Considerando que este estudio también se realizó en época influenciada por el fenómeno de surgencia, las 113 especies colectadas son un número representativo para La Guajira, teniendo en cuenta que el área de muestreo en este estudio es menor.

Según los resultados obtenidos tanto en la evaluación de los atributos e índices comunitarios como en los análisis descriptivos e inferenciales realizados, se encontraron diferencias significativas en los ensamblajes de peces encontrados en las diferentes isóbatas. Al respecto, García *et al.* (1998) y Manjarrés *et al.* (2001), trabajos realizados en análisis de ensamblajes de peces demersales en el Caribe colombiano, coinciden con la mayoría de investigaciones en este tema, en considerar a la profundidad como un parámetro determinante en las características de la fauna íctica. Bianchi (1992) encontró que los ensamblajes de peces demersales guardan relación con la estratificación batimétrica de la siguiente manera: plataforma somera (<30m), plataforma intermedia (30-50m) y plataforma profunda (>50m). Los resultados de este estudio se ajustan a este mismo patrón de estratificación mostrando diferencias significativas entre los ensamblajes de peces a 10 m, que correspondería a la plataforma somera y a 50 m que correspondería a la plataforma intermedia. Los grupos de ensamblajes que se forman están respaldados por la presencia de especies que contribuyen en mayor grado a la disimilaridad, como *Pristipomoides aquilonaris* que está ausente a los 10 m y ya había sido registrada por Manjarrés *et al.* (2001) como una especie característica de plataforma profunda (51 – 100 m).

Estudios realizados en otros sitios mencionan otros factores tanto físicos (tipo de fondo, luz, contenido de oxígeno y presión) como biológicos (disponibilidad de recursos, relaciones depredador-presa y competencia interespecífica) influyentes en la división de los peces en distintos ensamblajes (Anderson *et al.*, 1985; Moranta *et al.*, 1998). Según los resultados del ANOSIM también existen diferencias menos perceptibles entre los ensamblajes a nivel de las ecorregiones (GUA y PAL), que obedecen principalmente a la diferencia en las abundancias halladas en los ensamblajes a 50 m, con mayores promedios en los índices para la ecorregión PAL, exceptuando el índice de diversidad J'.

Al respecto, la ecorregión PAL durante los últimos años de avance en el conocimiento de la biodiversidad marina ha llamado la atención de los investigadores por el hallazgo en esta área de uno de los tres puntos registrados para Colombia con presencia de comunidades coralinas de profundidad, asociado al hallazgo de alta diversidad de organismos (invertebrados y peces) junto con el coral constructor

Cladocora debilis (Reyes *et al.*, 2005). Esta comunidad coralina fue encontrada a 70 m de profundidad y los autores nombran la presencia en este punto de tres especies de la familia Apogonidae (*Apogon affinis*, *A. quadrisquamatus* y *A. pseudomaculatus*) como típicas de fondos coralinos o rocosos. En este estudio, la isóbata de 50 m en la ecorregión PAL también estuvo caracterizada por la presencia de varias especies típicas de fondos duros, como *Apogon affinis*, *A. aurolineatus*, *A. pseudomaculatus*, *A. maculatus*, *Gymnothorax ocellatus*, *Scorpaena dispar*, *S. inermis*, *Serranus atrobranchus*, *S. tabacarius*, *Chaetodipterus faber* y *Epinephelus flavolimbatus*. Adicionalmente durante los muestreos en estos mismos puntos de colecta donde aparecieron las especies, se encontraron agregaciones de briozoos asociados a esponjas y gran riqueza de corales (INVEMAR-CORPOGUAJIRA, 2006) Esto puede estar indicando que la ecorregión PAL posiblemente presenta más parches de fondos duros o coralinos o agregaciones de otros organismos estructurantes como las esponjas y los briozoos que benefician el establecimiento de gran diversidad de organismos (Flórez *et al.*, 2005), marcando una diferencia con la ecorregión Guajira. Las principales especies que respaldan las diferencias aportando el mayor porcentaje de disimilaridad (*Diplectrum bivittatum*, *Syacium micrurum*, *Synodus poeyi* y *Apogon quadrisquamatus*) presentan, en su mayoría, valores de abundancia más altos en la isobata de 50 m en la ecorregión PAL, lo que también sugiere y apoya esta diferenciación. En conclusión, La Guajira es un área del mar Caribe colombiano que posee una gran diversidad de peces que forman ensamblajes a nivel de la plataforma, principalmente siguiendo una estratificación vertical, con algunas tendencias diferenciales a nivel ecorregional en la plataforma profunda (50 m) relacionado posiblemente con el tipo de fondo y las características ambientales específicas que lo acompañan.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarcó en el proyecto “Caracterización de la zona costera del departamento de La Guajira: Una aproximación para su manejo integrado” realizado dentro del convenio específico 01 de 2004 dentro del convenio marco de cooperación científica y técnica 024 de 2002 entre INVEMAR y CORPOGUAJIRA. Los autores agradecen a Nelson Rangel (INVEMAR) por la elaboración del mapa. A Arturo Acero P., a todo el grupo de investigación del Museo de Historia Natural Marino de Colombia, por su colaboración en el proyecto y a Claudia Sánchez por su apoyo en la parte estadística.

BIBLIOGRAFÍA

- Acero P., A. y J. Garzón-Ferreira. 1987. Los peces marinos hallados durante la expedición Urabá II al Caribe chocoano (Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta Betón, 17: 113-136.
- Álvarez-León, R., J. Aguilera-Quiñónez, A. Andrade-Amaya y N. Patrick. 1995. Caracterización general de la zona de surgencia en La Guajira colombiana. Rev. Acad. Col. Cienc., 19 (75): 679-694.
- Anderson, M. E., R. E. Crabtree, H. J. Carter, K. J. Sulak y M. D. Richardson. 1985. Distribution of demersal fishes of the Caribbean Sea found below 2000 meters. Bull. Mar. Sci., 37: 794-807.
- Andrade, C. 2000. The circulation and variability of the Colombian basin in the Caribbean Sea. Dissertation of Doctor of Philosophy, University of Wales, Newport, Reino Unido. 223 p.
- Andrade, C. y E. Barton. 2004. The Guajira upwelling system. Continental Shelf Res., 25 (9): 1003-1022.
- Baruque, E. 1978. Peces marinos colectados en la península de La Guajira. Tesis Biol. Mar. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 81 p.
- Bianchi, G. 1992. Demersal assemblages of the continental shelf and upper slope of Angola. Mar. Ecol. Prog. Ser., 81: 101-120.
- Carpenter, K. E. (Ed.). 2002a. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Roma. 773 p.
- Carpenter, K. E. (Ed.) 2002b. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Roma, 852 p.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. Lemus, R. Márquez, M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodríguez. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma. 513 p.
- Clarke, K. R. y M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar. Ecol. Prog. Ser., 92: 205-219.
- Clarke, K. y R. Warwick, 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, Reino Unido. 859 p.
- Díaz, J. M. y Gómez D. I. 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" – INVEMAR, FONADE, MMA. Santa Marta. 83 p.
- Field, J. K. Clark y R. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution pattern. Mar. Ecol. Prog. Ser., 8: 37-52.
- Flórez, P., E. Montoya-Cadavid, N. Santodomingo y J. Reyes. 2005. Bryozoan fauna associated with the azoxanthellate coral *Cladocora debilis* (Colombian Caribbean). Program and abstract book, Third International Symposium on Deep-Sea Corals. University of Florida, Miami. 212 p.
- García, C. B., L. O. Duarte y D. von Schiller. 1998. Demersal fish assemblages of the Gulf of Salamanca, Colombia (southern Caribbean Sea). Mar. Ecol. Prog. Ser., 174: 13-25.

- Garzón-Ferreira, J. 1989. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de bahía Portete, departamento de La Guajira, Colombia. *Trianea*, 3: 149-172.
- Gómez-Canchong, P., M. Manjarrés, O. Duarte y J. Altamar. 2004. Atlas pesquero del área norte del mar Caribe de Colombia. Universidad del Magdalena, Santa Marta. 230 p.
- IMR. 1989. Prospecciones de los recursos pesqueros de las áreas de plataforma entre Surinam y Colombia. NORAD/UNDP/FAO Programe. Instituto of Marine Research, Bergen, Noruega. 160 p.
- INVEMAR-CORPOGUAJIRA. 2006. Informe final del proyecto caracterización de la zona costera del departamento de La Guajira: una aproximación para su manejo integrado. Componente macrofauna a 10 y 50 m de profundidad. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”, Santa Marta. 86 p.
- Manjarrés, M. 1998. Caracterización ambiental, ecológica y biológica-pesquera de las asociaciones de peces demersales del Caribe colombiano norte, con énfasis en pargos (Lutjanidae). Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 205 p.
- Manjarrés, M., Q. Fernández y M. Espeleta. 1988. Costa Guajira: Evaluación de captura y esfuerzo por procedimientos de pesca. VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, 6: 133-140.
- Manjarrés, L. M., C. García y A. Acero P. 2001. Caracterización ecológica de las asociaciones de peces demersales del Caribe colombiano norte, con énfasis en los pargos (Lutjanidae). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30: 77-107.
- Márquez, G. 1982. Los sistemas ecológicos marinos del sector adyacente a Santa Marta, Caribe colombiano I: Generalidades. *Ecol. Trop.*, 2: 5-18.
- McEachran, J. D. y J. D. Fechhelm. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico*. Vol. 1. University of Texas Press. Austin, EE. UU. 1112 p.
- Medina, A. 2002. Ensamblaje de peces demersales explotados por la flota industrial camaronera en la plataforma continental de La Guajira (Caribe colombiano). Tesis Biol. Mar. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 85 p.
- Moranta, J., C. Stefanescu, E. Massutí, B. Morales-Nin y P. Lloris. 1998. Fish community structure and depth - related trends on the continental slope on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, Western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 171: 247-259.
- Palacio, F. 1974. Peces colectados en el Caribe colombiano por la Universidad Miami. *Bol. Mus. Mar.* 6: 1-137.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257.
- Polanco, F., A., L. M. Mejía y A. Acero P. 2008. Peces (Chordata). 230-234. En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2007. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” – INVEMAR, Santa Marta. 380 p.
- Ramírez, G. A. 1999. Ecología aplicada. Diseño y análisis estadístico. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 325 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo, A. Gracia, Borrero, G. Navas, L. Mejía-Ladino, A. Bermúdez y M. Benavides. 2005. Southern Caribbean azooxanthellate coral communities off Colombia. 309-330. En: Freiwald, A. y J. M. Roberts (Eds.). *Cold-water corals and ecosystems*. Springer-Verlag Berlín, Heidelberg. 1243 p.

- Sale, P. 1996. Structure and dynamics of reef fish communities: a biogeographic comparison. 73-97. En: Cody, M. L. y J. A. Smallwood (Eds.). Long term studies of vertebrate communities. Academic Press, San Diego, EE. UU. 597 p.
- Taylor, L. R., I. P. Woiwod y J. N. Perry. 1980. Variance and the large scale spatial stability of aphids, moths and birds. *J. An. Ecol.*, 49: 831-854
- Vergara, A. R. 1997. Distribución, abundancia y diversidad de las larvas de peces demersales comerciales en la zona nerítica frente al departamento de La Guajira, Caribe colombiano. Tesis M.Sc., Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 171 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 10/10/06

FECHA DE ACEPTACIÓN: 30/09/09



PROBIÓTICOS COMO HERRAMIENTA BIOTECNOLÓGICA EN EL CULTIVO DE CAMARÓN: RESEÑA

Luisa Villamil Díaz y María Angélica Martínez-Silva

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Grupo de Investigación en Cultivo y Manejo de Organismos Acuáticos, Santa Marta, Colombia. luisa.villamil@utadeo.edu.co (L.V.D.), maria.martinez@utadeo.edu.co (M.A.M.S.)

RESUMEN

Las bacterias probióticas se definen como microorganismos vivos que administrados como suplemento en la dieta pueden causar modificaciones en la microbiota asociada al tracto gastrointestinal del hospedador y generar efectos benéficos como el incremento en la conversión alimentaria, en la resistencia a enfermedades y de la calidad del agua. Durante la última década, su aplicación en el cultivo de camarón se ha hecho frecuente ya que han surgido varios productos comerciales ideados para este fin. Al mismo tiempo, aunque hay publicados varios artículos científicos en el tema, es evidente que hace falta orientar los estudios para entender los mecanismos de acción de los probióticos, así como para establecer los protocolos de aplicación, teniendo en cuenta factores críticos como etapa de cultivo, densidad de siembra y dosis de administración en relación con los mecanismos de defensa inmunitaria del camarón y presencia de organismos potencialmente patógenos. Este trabajo pretende hacer una reseña de las publicaciones más destacadas en el uso de probióticos en acuicultura, particularmente en el cultivo de camarón, ya que su uso se perfila como una de las alternativas con mejores perspectivas al uso indiscriminado de antibióticos que causa problemas tales como la aparición de cepas bacterianas multiresistentes que pueden alterar los ecosistemas próximos al cultivo e incluso afectar la salud del consumidor.

PALABRAS CLAVE: Bacteria, Cultivo de camarón, Probióticos, *Bacillus*, *Lactobacillus*.

ABSTRACT

Probiotics as a biotechnological tool in shrimp culture: A review. Probiotic bacteria are defined as live microorganisms that administered as a diet supplement can cause modifications in the microbiota associated with the gastrointestinal tract of the host and generate beneficial effects such as an increase in the food intake conversion, disease resistance and water quality. During the last decade, its application in shrimp farming has become frequent since several commercial products designed for this purpose have emerged. At the same time, although there are a number of scientific articles published on the subject, it is evident that there is a lack of studies oriented to understand the probiotics working mechanisms and to establish the protocols for its implementation, taking into account critical factors such as the stage of cultivation, culture density and dosage in relation to the shrimp immune defense mechanisms and presence of potentially pathogenic organisms. This paper aims to review the most prominent publications regarding the use of probiotics in aquaculture, particularly in shrimp farming, since its use seems to be the alternative with better perspectives to the indiscriminate use of antibiotics that

cause problems such as the emergence of multi-resistant bacterial strains that could alter the ecosystems near aquaculture sites and even affect consumer health.

KEY WORDS: Bacteria, Shrimp culture, Probiotics, *Bacillus*, *Lactobacillus*.

INTRODUCCIÓN

El dramático incremento en la población mundial en los últimos dos siglos, sumado a la sobreexplotación de diferentes pesquerías (FAO, 2006) son factores que explican en parte el déficit de proteína para consumo humano. De acuerdo con el informe de la FAO, Estado de la Acuicultura Mundial: 2006, la acuicultura es una actividad con un alto potencial para satisfacer la creciente demanda de alimentos acuáticos ya que es probablemente el sector productivo de más rápido crecimiento, que genera actualmente alrededor del 50% de la producción de pescado en el mundo. El camarón es uno de los productos cultivados más importantes en Asia y la región Pacífica, con una producción de 1.1 millones de toneladas para 2006, mientras que Latinoamérica alcanzó 260000 toneladas (FAO, 2006).

Una de las principales dificultades que existe en el cultivo comercial de organismos marinos es la aparición de enfermedades infecciosas como resultado de la incidencia de bacterias, hongos y virus frecuentemente asociados con el aumento en las densidades de cultivo y rápido desarrollo de la acuicultura con deficiencias en los métodos de manejo, calidad de aguas, valor nutricional del alimento, entre otros factores (Paillard *et al.*, 2004; Pruzzo *et al.*, 2005). En el subsector cultivador de camarón marino, las enfermedades son consideradas actualmente como el principal factor causante de pérdidas en producción y dinero (Lin, 1995; Lightner, 1996; Moriarty, 1999). Enfermedades infecciosas como el virus del Taura, la Necrosis Hematopoyética Hipodérmica (IHHN) y el síndrome de la mancha blanca (WSSV) han generado devastación en Sur América, Hawai y el Pacífico. A este problema de las enfermedades se suma, además, el bajo precio que actualmente tiene el camarón en el mercado (US) (FAO, 2006), por lo que el sector debe buscar estrategias de producción que le aporten mayor competitividad a la cadena productiva, facilitando obtener una mayor cantidad de individuos y de mejor calidad por el mismo costo.

En el pasado, ante la aparición de cualquier síntoma de enfermedad, se recurrió al uso incontrolado de agentes químicos como los antibióticos, cuyo espectro de acción es obviamente limitado para la prevención y control de enfermedades (Subasinghe, 1997) y, además, causan efectos adversos como la aparición de cepas bacterianas multi-resistentes que incluso pueden llegar a afectar la salud del consumidor (Tsoumas *et al.*, 1989; Smith *et al.*, 1994). De igual manera, debido al largo tiempo de vida media en el agua de algunos antibióticos como la oxitetraciclina,

los residuos de antibióticos generados en granjas de cultivo en algunos pueden modificar las comunidades microbianas de los ecosistemas próximos (Hektoen *et al.*, 1995). De acuerdo con estos indicios, es claro que los acuicultores necesitan evitar la aplicación innecesaria de antibióticos y entender la complejidad de la comunidad microbiana que está presente en el agua de cultivo e implementar la aplicación de bacterias benéficas para combatir a las patógenas y las eventuales mortalidades a las que pudiera dar lugar. Considerando el resultado exitoso que se ha obtenido en algunos experimentos científicos realizados en granjas de peces, camarones y ostras, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO (Subasinghe, 1997), definió el desarrollo de vacunas efectivas, el uso de inmunostimulantes, potenciadores inmunológicos y de probióticos para mejorar la calidad del medio acuático, como las principales áreas de investigación en la lucha contra las enfermedades en acuicultura.

En Colombia, a pesar de que actualmente se usan probióticos comerciales en el cultivo de organismos acuáticos, no se han realizado estudios en los que se evalúe a profundidad los beneficios de su aplicación, así como resolver otras preguntas como comparar el efecto de los probióticos vivos con las células inactivas, como lo proponen Villamil *et al.* (2003b) y Gatesoupe (2008), o probar otros compuestos como bacteriocinas. Cabe mencionar que los productos de probióticos que se comercializan en el país son importados, por lo cual la realización de proyectos encaminados a obtener una formulación de probióticos con aislados bacterianos nativos a escala comercial que pueda ser probado con las características propias de nuestros cultivos, sería un importante avance en la prevención de las enfermedades que afectan dramáticamente el sector acuicultor.

¿QUÉ ES UN PROBIÓTICO?

El término probiótico ha sufrido modificaciones en su significado a lo largo de los años. De esta manera en 1968, se definió como un suplemento microbiano que se suministra a animales y humanos. Fuller (1989) lo redefinió como un microorganismo vivo que se administra al hospedero suplementado en el alimento para beneficiar el balance microbiano intestinal. Posteriormente, el término fue usado para referirse a un adyuvante dietario microbiano administrado de tal manera que se mantenga vivo dentro del tracto gastrointestinal, y que beneficie la fisiología del hospedero modulando el sistema inmune, así como mejorando el balance microbiano mediante la prevención de la colonización de bacterias indeseables en el tracto intestinal (Gatesoupe, 1999; Naidu *et al.*, 1999). Verschuere *et al.* (2000b) dieron una definición más amplia de los probióticos como microorganismos vivos que

tienen efectos benéficos en el hospedero mediante la modificación de la microbiota asociada, el incremento del aprovechamiento de la comida, el mejoramiento de la respuesta a enfermedades y de la calidad del ambiente. Sin embargo, en este punto es importante señalar que las bacterias que simplemente cumplen alguno de estos roles, tales como la producción de nutrientes esenciales para el aprovechamiento de las especies cultivadas, o bacterias que solamente ejercen una función específica de bio-remediación en el medio ambiente, no deben considerarse como probióticos. La aplicación de probióticos como control biológico es una alternativa viable dada la habilidad que poseen las cepas seleccionadas para impedir el crecimiento de bacterias oportunistas e influir en general en el establecimiento de la comunidad microbiana tanto en los individuos como en el agua de cultivo.

Aunque la evaluación de probióticos en acuicultura se ha abordado en diferentes artículos científicos y también están disponibles en el mercado productos comerciales, el concepto de “probiótico” y su eficacia sigue siendo poco conocido y controvertido; existen dudas sobre la eficiencia y seguridad de los organismos probióticos que pueden tener origen en una multiplicidad de factores tales como el uso de aislados con poca actividad, en que los productos comerciales han generado expectativas poco realistas por parte de los consumidores, además porque relativamente pocos estudios han abordado los mecanismos de acción de la cepas probióticas seleccionadas utilizando condiciones estandarizadas. Por lo cual, es urgente para el sector cultivador de camarón que se realicen estudios científicos reproducibles y exactos a escala piloto y comercial para lograr la aplicación de un protocolo que garantice una mejora significativa en los niveles productivos, teniendo aspectos clave como la fase del ciclo productivo, el tiempo, dosis y vía de administración, entre otros factores. De igual manera, los procesos de selección, crecimiento y escalamiento en la producción de los microorganismos probióticos seleccionados debe realizarse con alta rigurosidad de tal manera que cumplan los estándares de calidad, ya que podría alterarse la composición de las mezclas bacterianas originales, con resultados impredecibles.

¿CUÁLES SON LOS MECANISMOS DE ACCIÓN DE LOS PROBIÓTICOS?

Las publicaciones científicas existentes en el tema han facilitado el entendimiento de los modos de acción de los probióticos en el hospedero, entre ellos la competencia por nutrientes, la modulación de la respuesta inmunitaria no específica, la producción de compuestos antimicrobianos, la competencia por el sitio de fijación en el tracto gastrointestinal, entre otros que se han evidenciado en

experimentos *in vitro* e *in vivo*. Sin embargo, es necesario precisar que la eficacia de un probiótico seleccionado *in vitro* puede cambiar cuando se administra al hospedero, dada la gran influencia de factores más complejos como la ingestión selectiva (Prieur, 1981; Riquelme *et al.*, 2000) y la muerte en el tracto gastrointestinal (Vine *et al.*, 2006) causada por la incapacidad del probiótico para mantener su fisiología bajo circunstancias de una mayor interacción microbiana (Tinh *et al.*, 2007). En general, la relación entre los experimentos *in vivo* e *in vitro* ha sido descrita en los últimos artículos de revisión científica de uso de probióticos en acuicultura (Irianto y Austin, 2002; Balcazar *et al.*, 2006; Vine *et al.*, 2006; Tinh *et al.*, 2007; Gatesoupe, 2008). Entre los principales mecanismos descritos que usan los aislados probióticos para beneficiar al hospedador, se encuentran:

a. Colonización y adhesión en el tracto gastrointestinal

Es bien sabido que la habilidad de las bacterias para adherirse y sobrevivir en el mucus entérico es decisiva en el establecimiento de la microbiota intestinal. La capacidad de adherencia es una característica que es aprovechada de igual manera tanto por las bacterias probióticas como por las patógenas. En el caso de las probióticas, éste ha sido uno de los criterios más importantes para su selección y aplicación en acuicultura (Salminen *et al.*, 1996; Nikoskelainen *et al.*, 2003), mientras que para las patógenas la habilidad para adherirse, se relaciona con la virulencia y se considera como el primer paso para una infección (Bengmark, 1998). En acuicultura, la información disponible indica que las bacterias aisladas de animales cultivados o de su entorno tienen mayor capacidad de adhesión al mucus gastrointestinal y a los tejidos, que las de otras bacterias foráneas que suelen ser transitorias, por lo que surge la necesidad de que los probióticos sean continuamente administrados, ya sea como suplemento en el alimento o a través del agua de cultivo (Ringø y Gatesoupe, 1998; Villamil *et al.*, 2003c). Además, se ha documentado que aislados microbianos de un organismo pueden colonizar otras especies cultivadas, indicando así la falta de especificidad para la colonización del tracto digestivo (Ringø, 1999).

b. Producción de antibióticos / compuestos antivirales

La selección de microorganismos con actividad probiótica también se puede determinar por la capacidad de generar productos extracelulares (ECPS) que pueden inhibir o matar otras bacterias potencialmente patógenas, entre ellos sustancias antibacteriales (Imada *et al.*, 1985; Williams y Vickers, 1986; Maeda, 1994; Vázquez *et al.*, 2006.), sideróforos (Spanggaard *et al.*, 2001; Brunt *et al.*, 2007), enzimas bacteriolíticas (Nair *et al.*, 1985), ácido láctico (Lindgren y Clevström, 1978; Alakomi *et al.*, 2000), ácidos orgánicos (Midolo *et al.*, 1995),

peróxido de hidrógeno (Vázquez *et al.*, 2005), dióxido de carbono (Naidu *et al.*, 1999) y bacteriocinas (Villamil *et al.*, 2003a; Gatesoupe 2008). Las bacteriocinas son polipéptidos bacteriostáticos o bactericidas que en su mayoría son activos contra bacterias estrechamente relacionadas (Klaenhammer, 1998) y microorganismos Gram-positivos (Hurst, 1981; Severina *et al.*, 1998). Una de las bacteriocinas mejor conocidas es la nisina, que es un péptido sintetizado ribosomalmente y producido por algunas cepas de *Lactococcus lactis*. La eficiencia de este péptido ha sido probada contra patógenos multiresistentes de humanos como *Streptococcus pneumoniae*, *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus epidermidis* y *Enterococcus faecalis*, entre otros (Hurst, 1981; Liu y Hansen, 1990).

Por otra parte, los péptidos antimicrobianos derivados de estas bacterias interactúan con las células del sistema inmunológico (De Pablo *et al.*, 1999), y pueden ser reconocidos por ellas, gracias a los anticuerpos policlonales contra bacteriocinas como la nisina y pediocina en peces. Adicionalmente, algunas bacterias ácido-lácticas (LAB) también poseen actividad contra bacterias Gram-negativas como *Vibrio anguillarum*, *Vibrio salmonicida* y *Proteus vulgaris* (Ringø y Gatesoupe, 1998). La carnocina de *Carnobacterium piscicola* también ha resultado eficaz para combatir a *Aeromonas hydrophila* (Lewus *et al.*, 1991). Estudios más recientes han postulado un nuevo género de bacterias aisladas de granjas productoras de rodaballo (*Scophthalmus maximus*), *Roseobacter*, como probióticos basado en la actividad antibacteriana contra bacterias patógenas de peces marinos *V. anguillarum* y *V. splendidus* (Hjelm *et al.*, 2004).

Los probióticos no solo tienen capacidad antibacteriana, también se ha descrito actividad antiviral de algunos aislados como *Pseudomonas* sp., *Vibrio* spp. y *Aeromonas* sp., contra el virus de la necrosis hematopoyética (IHNV) (Kamei *et al.*, 1988). Maeda *et al.* (1997) aislaron una cepa de *Pseudoalteromonas undina*, que ejerció efectos antivirales e incrementó la supervivencia en camarón (*Penaeus* sp.) y dorada (*Sparus aurata*) infectados experimentalmente con el virus de la necrosis neuro Sima-aji (SJNNV), Baculo e Iridovirus. Varias cepas de *Vibrio* aisladas de un cultivo de camarón, también presentaron actividad antiviral significativa especialmente frente a IHNV y el virus de *Oncorhynchus masou* (OMV) (Direkbusarakom *et al.* 1998), aunque estudios recientes están dirigidos a establecer el mecanismo de actividad antiviral de manera directa en la supervivencia evaluando otros factores más complejos. Otros mecanismos que podrían inhibir el crecimiento de bacterias indeseables, como la competencia por nutrientes, la energía disponible o sitios de adherencia (Gatesoupe, 1999; Verschuere *et al.*, 2000a) deben ser tenidos en cuenta.

c. Producción de compuestos benéficos

Las bacterias marinas y las levaduras pueden llegar a ser un recurso de proteína importante en el mejoramiento del aporte nutricional de algunas especies acuáticas cultivadas debido al perfil de aminoácidos que contienen (Brown *et al.*, 1996). En ciertos aislados de bacterias intestinales, se ha demostrado alta producción de ácidos grasos de cadena corta (Yazawa, 1996) y también su contribución al valor nutritivo de los rotíferos (Watanabe *et al.*, 1992) y peces (Clements, 1997). De la misma manera, los lípidos producidos por microorganismos marinos han sido descritos como sustancias de gran importancia para la nutrición de especies acuáticas como el rodaballo y la tilapia (Ringø *et al.*, 1992; Kihara y Sakata, 1997). Por otra parte, la producción de enzimas como lipasas, quitinasas y proteasas, por parte de microorganismos seleccionados, pueden contribuir al proceso digestivo de los organismos cultivados, especialmente en estadios larvales de bivalvos (Prieur *et al.*, 1990) y camarón (Wang *et al.*, 2000).

d. Mejoramiento de las funciones inmunes

A pesar de que existe un amplio número de publicaciones científicas en las que se describe un aumento en la resistencia de peces tratados con probióticos durante infecciones experimentales (Gatesoupe, 1994; Cai *et al.*, 1998, Ottessen y Olafsen, 2000; Robertson *et al.*, 2000; Balcázar *et al.*, 2006), existen relativamente muy pocas en las que se estudien a fondo los mecanismos empleados en dicha defensa; sólo trabajos recientes han demostrado la incidencia de los probióticos en las funciones del sistema inmune. Irianto y Austin (2002) describieron un incremento en parámetros celulares, como el número de eritrocitos, linfocitos y macrófagos y un aumento de la actividad lisozímica de *Salmo salar*, *Oncorhynchus mykiss* y *Scophthalmus maximus* alimentados con probióticos seleccionados, tanto Gram-positivos como Gram negativos. Villamil *et al.* (2002) evaluaron los efectos inmunomoduladores de varias cepas de LAB de origen terrestre, encontrando que *L. lactis* viable e inactivado por calor incrementa funciones inmunitarias de rodaballo (*S. maximus*), como quimioluminiscencia de macrófagos de riñón anterior y concentración de lisozima en suero. Más tarde, Villamil *et al.* (2003b) encontraron que, en el caso de LAB, no sólo las células enteras son capaces de inducir un aumento en la respuesta inmune, algunos productos extracelulares como la nisina, principal bacteriocina producida por *L. lactis*, pueden aumentar la quimioluminiscencia y la producción de óxido nítrico en una dosis y tiempo dependiente en rodaballo (*S. maximus*).

En camarón, Balcázar (2003) describió un aumento en la resistencia de *Litopenaeus vannamei*, alimentado con un suplemento de *Bacillus* y *Vibrio*, contra

Vibrio harveyi y el síndrome de mancha blanca, este incremento en la resistencia se correlacionó con un aumento de la fagocitosis y la actividad antibacteriana de los hemocitos. Chiu *et al.* (2007) informaron que el camarón blanco *L. vannamei* tratado con complemento alimenticio de *Lactobacillus plantarum* aumentó significativamente la actividad fenoloxidasa (PO), el estallido respiratorio y la superóxido dismutasa (SOD), así como la transcripción del mRNA de peroxinectina (PE) y profenoxidasa (proPO), lo que contribuyó a la eliminación de *Vibrio alginolyticus* durante infecciones experimentales.

e. Mejora de la calidad de agua

Se ha propuesto que las bacterias del género *Bacillus* seleccionadas como probióticos pueden convertir la materia orgánica en CO₂, en contraste con las bacterias Gram-negativas que se caracterizan por convertir materia orgánica en biomasa bacteriana o limo (Dalmin *et al.*, 2001). Laloo *et al.* (2007) comprobaron la capacidad de tres aislados del género *Bacillus* para disminuir las concentraciones de nitritos, nitratos y amonios en el agua de cultivo de peces ornamentales. Este mismo fenómeno también fue observado por Kim *et al.* (2005) en *B. subtilis*, *B. cereus* y *B. licheniformis*, quienes atribuyen estos efectos a mecanismos tales como bioacumulación, bio-asimilación y nitrificación. Aunque la eliminación de nitrógeno es una propiedad predominante en bacterias autotróficas, se han producido varios informes que sugieren una contribución de las bacterias heterótrofas en este sentido (Abou-Seada y Ottow, 1985; Robertson y Kuenen, 1990; Sakai *et al.*, 1996, 1997; Kim *et al.*, 2005; Lin *et al.*, 2006). De manera controversial, hay publicados varios estudios en camarón y bagre que no pudieron confirmar éstas hipótesis (Queiroz y Boyd, 1998; Rengpipat *et al.*, 1998). Adicionalmente, la interacción entre bacterias probióticas y microalgas en los tanques de cultivo en general produce efectos positivos, ya que estabiliza los factores nutricionales del alimento vivo pudiendo contribuir al establecimiento de la microflora intestinal beneficiosa de los hospederos (Reitan *et al.*, 1993, 1997).

USO DE PROBIÓTICOS EN CAMARÓN Y OTROS CULTIVOS

La mayoría de los microorganismos probióticos propuestos para acuicultura pertenecen a las bacterias ácido-lácticas (LAB), de los cuales los géneros más utilizados son *Lactobacillus* y *Lactococcus*. Estos son considerados como GRAS (“Generally recognized as safe”), reduciendo de este modo la necesidad de ensayos de seguridad biológica, inevitables para garantizar que la implementación de aislados probióticos no va a causar daños colaterales a los organismos cultivados ni al consumidor final

(Holzapfel *et al.*, 1998). El uso de probióticos como LAB está relativamente bien establecido en otras especies animales (Wallace y Newbold, 1992; Aiba *et al.*, 1998; Kontula *et al.*, 1998; Kirjavainen *et al.*, 1999a, 1999b; Netherwood *et al.*, 1999), de ellos se destaca el aumento de tamaño y peso, el establecimiento de un equilibrio microbiano intestinal, así como la mejora de algunas respuestas inmunes.

En peces, las LAB se han descrito como parte de la microflora normal de los organismos (Strøm y Olfasen, 1990, Ringø y Strøm, 1994; Ringø *et al.*, 1998; Robertson *et al.*, 2000). La administración de LAB exógenas también se ha asociado con la inhibición del crecimiento de bacterias patógenas (Lewus *et al.*, 1991; Gildberg *et al.*, 1995; Santos *et al.*, 1996), como promotor del crecimiento de peces (Noh *et al.*, 1994) y, en algunos casos, con un aumento de la supervivencia de peces infectados experimentalmente (Gatesoupe, 1994; Gildberg, 1995; Robertson *et al.*, 2000). La prevención de la colonización de bacterias perjudiciales con una selección de cepas bacterianas, se ha propuesto como una alternativa importante para el control microbiano en el cultivo de *Artemia* (Verschuere *et al.*, 1999). También se ha demostrado que algunas de éstas cepas bacterianas seleccionadas pueden prevenir el crecimiento de bacterias patógenas como *Vibrio proteolyticus* en el cultivo de *Artemia* (Verschuere *et al.*, 1999). Recientemente, Balcázar *et al.* (2007a, 2007b, 2007c) demostraron que *Lactococcus lactis ssp. lactis* y *Leuconostoc mesenteroides* aislados de salmónidos, eran capaces de persistir en el intestino de la trucha arco iris (*Salmo trutta*) y aumentar significativamente la actividad de la lisozima después de la suplementación de alimentos con probióticos.

Las LAB también se han aplicado con éxito en el cultivo de rotíferos (*Brachionus plicatilis*). Gatesoupe (1991) informó que un preparado comercial de *Lactobacillus plantarum* en estado viable disminuyó el recuento de *A. salmonicida* y otras bacterias asociadas a los rotíferos. Harzevili *et al.* (1998) demostraron que *L. lactis* (AR21) tienen un efecto inhibitorio contra *V. anguillarum* en cultivo de rotíferos en condiciones subóptimas y, de igual forma, demuestra un incremento significativo en el crecimiento en condiciones de alimentación óptimas.

En general, el uso de probióticos en el cultivo de camarón ha tenido buenas perspectivas; diversas publicaciones científicas han demostrado efectos positivos de la aplicación de probióticos como se muestra en la Tabla 1. Sin embargo, los resultados obtenidos en algunas granjas pueden ser variables debido a diferentes factores, que pueden afectar el resultado de las operaciones a largo plazo, como la calidad del probiótico, el modo de administración, la talla y las especies de camarón.

Tabla 1. Reseña de las principales publicaciones científicas que registran el uso de probióticos en el cultivo de crustáceos.

Probiótico	Origen	Observaciones	Modo de administración	Posible modo de acción	Referencia
<i>Bacillus</i> cepa S11	<i>Penaeus monodon</i> , mudas y agua de los estanques de camarón	Incremento en el peso y supervivencia de larvas y poslarvas de <i>P. monodon</i> . Reducción de la mortalidad luego de una infección con <i>V. harveyi</i> D331	Adicionado en la dieta	Antagonismo	Rengpipat <i>et al.</i> , (1998)
<i>Bacillus</i> cepa S11	?	Incremento en la supervivencia y crecimiento en estanques de camarón tigre <i>Penaeus monodon</i>	Adicionado en la dieta	?	Rengpipat <i>et al.</i> , (2003)
<i>Vibrio alginolyticus</i>	Agua de mar del océano Pacífico	Incremento en la supervivencia y peso de poslarvas de <i>Litopenaeus vannamei</i> ; reducción de <i>V. parahaemolyticus</i> en los camarones	Adicionado al agua del cultivo	Antagonismo	Garriques y Arévalo (1995)
<i>Bacillus</i>	?	Incremento en la supervivencia de camarones peneidos; reducción de la densidad de <i>Vibrio</i>	Adicionado al agua del tanque	Antagonismo	Moriarty (1998)
Cepa PM-4 y/o NS-110	Suelo	Incremento de supervivencia de <i>P. monodon</i> y larvas de cangrejo <i>Portunus trituberculatus</i> Reducción de la densidad de <i>Vibrio</i>	Adicionado al agua del cultivo	Antagonismo	Maeda (1994)

Continuación Tabla 1

Probiótico	Origen	Observaciones	Modo de administración	Posible modo de acción	Referencia
40 especies de bacterias aeróbicas como <i>Bacillus subtilis</i> , <i>B. licheniformis</i> , <i>B. cereus</i> y <i>B. macerans</i> .	Aislados de animales domésticos y peces	Rápido crecimiento luego del día 2, disminuyó la densidad cuando incrementó la densidad de protozoos. Los resultados sugieren una relación negativa entre protozoos y rotíferos	Adicionado al agua del cultivo	?	Hirata <i>et al.</i> (1998)
<i>Bacillus</i> spp.	Probiótico comercial	Mantiene una óptima transparencia y baja carga orgánica en los tanques, promueve el crecimiento y la supervivencia y la salud	Adicionado al agua del cultivo de los estanques	Antagonismo	Dalmin <i>et al.</i> (2001)
<i>Bacillus</i> y <i>Vibrio</i> sp.	Cultivo de <i>Litopenaeus vannamei</i>	Incrementa la resistencia a <i>Vibrio harveyi</i> y mancha blanca en <i>L. vannamei</i>	Adicionado en la dieta	Antagonismo, inmuno estimulación	Balcázar (2003)
<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Penaeus monodon</i>	Incrementa la supervivencia <i>in vivo</i> en una infección experimental con <i>V. harveyi</i>	Adicionado al agua del cultivo	Antagonismo	Vaseeharan y Ramasamy (2003)
<i>Pseudomonas</i> sp. PM11 <i>Vibrio fluvialis</i> PM17	<i>P. monodon</i>	<i>In vivo</i> mejora el sistema inmune de camarón pero no es consistente con la producción de sideróforos y enzimas extracelulares <i>in vitro</i>	Adicionado a la dieta	Inmuno estimulación	Alvandi <i>et al.</i> (2004)

Continuación Tabla 1

Probiótico	Origen	Observaciones	Modo de administración	Posible modo de acción	Referencia
<i>Bacillus subtilis</i> UTM 126	<i>Litopenaeus vannamei</i>	Produce actividad antimicrobiana a <i>V. alginolyticus</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> , y <i>V. harveyi</i> en juveniles de <i>Litopenaeus vannamei</i>	Adicionado a la dieta	Antagonismo	Balcázar y Rojas-Luna (2007)
<i>Vibrio alginolyticus</i> UTM 102, <i>Bacillus subtilis</i> UTM 126, <i>Roseobacter gallaeciensis</i> SLV03, y <i>Pseudomonas aestuarina</i> SLV22	<i>Litopenaeus vannamei</i>	Incrementa el factor de conversión y mejora la supervivencia en infecciones por baño con <i>V. parahaemolyticus</i> en <i>L. vannamei</i>	Adicionado a la dieta	Antagonismo	Balcázar <i>et al.</i> (2007c)
<i>Lactobacillus plantarum</i>	Colección	Incrementa la actividad, el estallido respiratorio superóxido dismutasa de <i>Vibrio alginolyticus</i> , así como profenoxidasa y peroxinectina en la transcripción de mRNA	Adicionado a la dieta	Inmuno estimulación	Chiu <i>et al.</i> (2007)
<i>Synechocystis</i> MCCB 114 y 115	Colección de agua de mar	Eliminación de <i>Vibrio</i> de poslarvas de <i>Penaeus monodon</i> Incremento la supervivencia durante infecciones con <i>V. harveyi</i>	Adicionado a la dieta	Antagonismo	Preetha <i>et al.</i> (2007)

Continuación Tabla 1

Probiótico	Origen	Observaciones	Modo de administración	Posible modo de acción	Referencia
<i>Bacillus licheniformis</i>	<i>L. vannamei</i>	Disminuye el número de <i>Vibrio</i> . Incrementa el conteo de hemocitos, hemoloxidasa y super-óxido dismutasa en <i>L. vannamei</i>	Adicionado a la dieta	Antagonismo Inmuno estimulación	Li <i>et al.</i> (2007)
<i>Bacillus</i> (70 cepas) Probiótico comercial SANOLIFE MIC	?	Incrementa la tasa de crecimiento, supervivencia y disminuye la tasa de conversión alimenticia en <i>L. vannamei</i> , <i>L. stylirostris</i> y <i>P. monodon</i>	Adicionado en la dieta	?	Decamp y Moriarty (2007)
<i>Paenibacillus spp.</i> , <i>B. cereus</i> y <i>Pa. polymyxa</i>	Agua de mar, sedimento y muestras de intestino de peces marinos	Actividad probiótica de <i>Paenibacillus spp.</i> , <i>B. cereus</i> y <i>Pa. polymyxa</i> luego de infecciones con <i>Vibriosis</i> en poslarvas de <i>P. monodon</i> .	?	Antagonismo	Ravi <i>et al.</i> , (2007)
<i>Bacillus</i> (70 cepas) Probiótico comercial SANOLIFE MIC (<i>B. subtilis</i> , <i>B. licheniformis</i>)	?	Disminuye el número de <i>Vibrio</i> e incrementa la supervivencia de <i>P. monodon</i> y <i>L. vannamei</i>	Adicionado al agua del cultivo	Antagonismo <i>in vitro</i>	Decamp <i>et al.</i> (2008)

Como se muestra en la Tabla 1, los mayores beneficios obtenidos por la suplementación de probióticos en el cultivo de crustáceos son el incremento de la supervivencia durante infecciones experimentales, presumiblemente asociado con la potenciación de las defensas del sistema inmune innato, así como un efecto antimicrobiano directo de los aislados demostrado en varios estudios, especialmente

in vitro. Esta condición está también relacionada con cambios significativos en la microbiota intestinal, por el desplazamiento de bacterias oportunistas y patógenas y al mismo tiempo con la colonización dominante de las cepas de microorganismos usados como probióticos.

Otro efecto benéfico asociado al uso de probióticos es el aumento de la tasa de crecimiento y de incremento en peso, que es atribuido principalmente al establecimiento en el tracto gastrointestinal (TGI) del hospedero, contribuyendo al balance de la microflora y mejorando la absorción de nutrientes (Gatesoupe, 2008) debido a la producción de enzimas digestivas (proteasas y amilasas) y exoenzimas cuya función es romper la celulosa y el almidón del alimento, facilitando de esta manera su asimilación (Jory, 1998). Como una acción positiva adicional también documentada en acuicultura, es importante mencionar la mejora en la calidad del agua relacionada con la capacidad de algunas bacterias para reducir el amonio y la materia orgánica que son frecuentemente una de las causas de estrés en los cultivos de camarón. Sin embargo, de acuerdo con la estricta definición de probiótico, es importante que quede claro que los microorganismos que son capaces de mejorar la calidad del agua, sin causar ningún efecto positivo directo en el hospedero no debe ser considerados como probióticos y que deberían más bien ser llamados agentes bio-remediadores.

De igual manera, la utilización de bacterias Gram-positivas como *Bacillus*, en general ha demostrado ser benéfica en el cultivo de camarón (*P. monodon*, *L. vannamei*), causando un importante incremento en las tasas de supervivencia y peso (Tabla 1). Sin embargo, pocos estudios han documentado la posible capacidad de los suplementos probióticos para mejorar la producción de nauplios y poslarvas. Recientemente Decamp *et al.* (2008) publicaron un resumen de los estudios provenientes de Asia y Latinoamérica en los que se utilizaron probióticos para la larvicultura de camarón. En ese artículo ellos registraron el desempeño de una mezcla comercial de cepas de *Bacillus* (SANOLIFE MIC), y encontraron que era una alternativa práctica al uso de antibióticos ya que si son implementados de manera simultánea con una buena higiene y medidas sanitarias adecuadas, reducen el impacto potencial de patógenos. Registra también que no existen diferencias significativas entre los tratamientos donde se valoraron algunos aspectos como la biomasa en el tanque, la supervivencia, la calidad de agua y la carga de *Vibrio*.

Los principales argumentos para la utilización del género *Bacillus* como aditivos de piensos para la acuicultura (Decamp *et al.*, 2006) es que se trata de bacterias cosmopolitas, que se encuentran en el suelo, el agua dulce y agua de mar, y también en los tractos gastrointestinales de crustáceos, peces, animales terrestres e incluso los seres humanos, además *Bacillus* puede producirse en concentraciones muy elevadas a un costo moderado en comparación con bacterias que no producen esporas. Por

otra parte, al ser formadores de esporas, son fáciles de transportar y almacenar como liofilizados para ser comercializados. Por otra parte, las bacterias Gram-negativas son dominantes en el tracto gastrointestinal de peces y mariscos (Moriarty, 1990; Prieur *et al.*, 1990; Clements, 1997), por lo cual géneros comúnmente encontrados en estos medios de cultivo como *Vibrio* y *Pseudomonas* también han sido evaluadas como posibles probióticos, incluso algunas cianobacterias han sido propuestas como probióticos para camarón (Preetha *et al.*, 2007).

Existen varios productos comerciales, algunos de los cuales son utilizados en Colombia (*MIC Sanolife*, INVE; *Biostart* Advanced Microbial Systems, Shakopee, MN; *BRF-1A*, *BRF-13A*, *PB-32*, *PBL-44*; Enviro-Reps International, Camarillo, CA; *PondPro-VC*, Biomangement Systems, Australia; *Probiotics*, Contessa, ZB Industries, San Pedro, CA; *Aquabiotic*, Loveland Industries Ltd, USA; *Organic GreenTM*, Hang Poong Industry, Inchon City, Corea; *BioSaf*, SafAgri, Minneapolis, MN), principalmente compuestos por bacterias nitrificantes y/o *Bacillus* spp. las cuales, al disminuir la cantidad de amonio y nitrito, mejoran el agua, beneficiando la salud de los animales. Es importante señalar que la calidad del agua de los cultivos intensivos no solo está determinada por la composición de la comunidad microbiana sino también por parámetros fisicoquímicos del agua tales como salinidad, temperatura, concentración de oxígeno, así como otros factores estocásticos que pueden favorecer la entrada y proliferación de algunos microbios (Verschuere *et al.*, 1997, 2000a; Villamil *et al.*, 2003a).

USO DE PROBIOTICOS EN EL CULTIVO DE CAMARÓN EN COLOMBIA

En Colombia, a pesar de que la utilización de mezclas bacterianas comerciales en el cultivo de camarón es frecuente en algunas fincas de engorde, hasta el momento existen pocos estudios científicos que documenten los efectos reales en el cultivo, de tal manera que el incremento en la productividad como consecuencia del uso de probióticos en el país es controvertido. Existen varias razones que pueden explicar la discrepancia en los resultados obtenidos ya que hay factores críticos que pueden variar los resultados de manera dramática como la dosis del probiótico, el tiempo de administración, la fase en el ciclo de vida (Villamil *et al.*, 2003a; Martínez-Silva *et al.*, 2008a), además de la especie seleccionada como probiótico, ya que puede tener actividad antibacteriana frente a un patógeno pero no frente a otro que tenga otras estrategias de patogénesis (Martínez-Silva *et al.*, 2008b).

En los últimos años, se ha trabajado en el aislamiento y selección de bacterias propias del cultivo de camarón del Pacífico, con base en la actividad antibiótica *in vitro*. Los resultados obtenidos con las bacterias estudiadas muestran

resultados positivos durante desafíos experimentales contra bacterias oportunistas como *Pseudomonas aeruginosa* (Ramírez *et al.*, 2006; Bolívar, 2008). Es entonces importante continuar con esta aproximación metodológica y evaluar la actividad probiótica de las cepas durante infecciones experimentales con agentes infecciosos que ocasionan importantes mortalidades en el país, como *Spiroplasma* sp. (Nunan *et al.*, 2005), *Vibrio* spp. (Moriarty, 1998) y virus como la macha blanca (WSSV) y el Taura, que causan grandes pérdidas económicas y mortalidades (Balcázar, 2003).

CONCLUSIONES

Los estudios realizados *in vivo* e *in vitro* han demostrado que la aplicación de un alto número de bacterias seleccionadas como probióticos tienen la capacidad de contribuir al establecimiento de la microbiota intestinal, incrementar el peso por la mejora en la asimilación del alimento, incrementar la supervivencia, la resistencia a infecciones y la respuesta inmune de los organismos cultivados, así como mejorar la calidad de agua en experimentos realizados a pequeña escala. Sin embargo, debido al bajo número de publicaciones que describen condiciones de producción intensiva, se evidencia la gran necesidad de establecer protocolos de aplicación de mezclas de probióticos comerciales de tal manera que se garanticen los mejores efectos en cuanto a supervivencia e incremento en peso en cada uno de los estadios de vida de los organismos cultivados para entender los episodios de altas mortalidades causadas por bacterias oportunistas, que han sido registrados en granjas comerciales. De igual manera, se espera que en Colombia puedan realizarse aislamientos y selección de bacterias autóctonas con potencial probiótico con el fin de desarrollar un producto comercial con un protocolo de administración estandarizado bajo las condiciones propias de los cultivos del país, teniendo en cuenta aspectos tan importantes como la dosis, el tiempo de administración, la edad de los organismos cultivados y la escala del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abou-Seada, M. y J. Otto. 1985. Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and nitrous oxide release from soil by different bacteria. *Biol. Fert. Soils*. 1: 31-38.
- Aiba, Y., S. Nobuyuki, M. Abu, M. Kabir, M. Atushi y K. Yasuhiro. 1998. Lactic acid-mediated suppression of *Helicobacter pylori* by the oral administration of *Lactobacillus salivarius* as a probiotic in a gnotobiotic murine model. *Am. J. Gastroenterol.*, 93: 2097-2101.
- Alakomi, H. L., E. Skyttä, M. Saarela, T. Mattila-Sandholm, K. Latva-kala y I. M. Helander. 2000. Lactic acid permeabilizes Gram-negative bacteria by disrupting the outer membrane. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66: 2001-2005.

- Alavandi, S. V., K. K. Vijayan, T. C. Santiago, M. Poornima, K. P. Jithendran, S. A. Ali y J. J. Rajan. 2004. Evaluation of *Pseudomonas* sp. PM 11 and *Vibrio fluvialis* PM 17 on immune indices of tiger shrimp, *Penaeus monodon*. *Fish Shellfish Immunol.*, 17 (2):115-20.
- Balcázar, J. L. 2003. Evaluation of probiotic bacterial strains in *Litopenaeus vannamei*. Reporte final, National Center for Marine and Aquaculture Research, Guayaquil, Ecuador. 46 p.
- Balcázar, J. L. y T. Rojas-Luna. 2007. Inhibitory activity of probiotic *Bacillus subtilis* UTM 126 against vibrio species confers protection against vibriosis in juvenile shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Curr. Microbiol.*, 55 (5): 409-12.
- Balcázar, J. L., I. De Blas, I. Zarzuela-Ruiz, D. Cunningham, D. Vendrell y J. L. Múzquiz. 2006. The role of probiotics in aquaculture (Review). *Veterinary Microbiology*, 114: 173-186.
- Balcázar, J. L., I. De Blas, I. Ruiz-Zarzuela, D. Vendrell, A. Calvo, O. Girones y J. L. Muzquiz. 2007a. Changes in intestinal micro biota and humoral immune response following probiotic administration in brown trout (*Salmo trutta*). *British Journal of Nutrition*, 97: 522-527.
- Balcázar, J. L., I. De Blas, I., Ruiz-Zarzuela, D. Vendrell, O. Gironés y J. L. Muzquiz. 2007b. Enhancement of the immune response and protection induced by probiotic LAB against furunculosis in rainbow trout. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 51: 85-193.
- Balcázar, J. L., T. Rojas-Luna y D. P. Cunningham. 2007c. Effect of the addition of four potential probiotic strains on the survival of pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) following immersion challenge with *Vibrio parahaemolyticus*. *J. Invertebr. Pathol.*, 96 (2): 147-50.
- Bengmark, S. 1998. Ecological control of the gastrointestinal tract. The role of probiotic flora. *Gut*, 42: 2-7.
- Bolívar, N. 2008. Evaluación de sobrevivencia y respuesta inmunitaria de juveniles de *Litopenaeus vannamei* alimentados con bacterias probióticas. Trabajo de grado Biología. Univ. Valle, Cali. 103 p.
- Brown, M. R., S. M. Barrett, J. K. Volkman, S. P. Nearhos, J. A. Nell y G. L. Allan. 1996. Biochemical composition of new yeasts and bacteria evaluated as food for bivalve culture. *Aquaculture*, 143: 341-360.
- Brunt, J., A. Newaj-Fyzul y B. Austin. 2007. The development of probiotics for the control of multiple bacterial diseases of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J. Fish Dis.*, 30 (10): 573-579.
- Cai, Y., Y. Benno, T. Naskase y O. H. Tae-Kwang. 1998. Specific probiotic characterization of *Weissella hellenica* DS-12 isolated from flounder intestine. *Genet. Microbiol.*, 44: 311-316.
- Chiu, C. H., Y. K. Guu, C. H. Liu, T. M. Pan y W. Cheng. 2007. Immune responses and gene expression in white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, induced by *Lactobacillus plantarum*. *Fish. Shellfish. Immunol.*, 23 (2): 364-77.
- Clements, K. D. 1997. Fermentation and gastrointestinal microorganisms in fishes. 156-198. En: Mackie, R. I., B. A. With y R. E. Isaacson (Eds.). *Gastrointestinal ecosystems and fermentations*. Chapman and Hall Microbiology Series, International Thompson Publishing, Nueva York. 241 p.
- Dalmin, G., K. Kathiresan y A. Purushothaman. 2001. Effect of probiotics on bacterial population and health status of shrimp in culture pond ecosystem. *Indian J. Exp. Biol.*, 39: 939-942.
- Decamp, O. y D. J. Moriarty. 2007. Acuaculture species profit from probiotics. *Feed Mix*, 15: 1.
- Decamp, O., D. J. Moriarty y P. Lavens. 2006. Selected bacillus strains as feed additive for aquaculture. *Feed Technology*. Septiembre 2006: 1-5

- Decamp, O., D. J. Moriarty y D. Lavens. 2008. Probiotics for shrimp larviculture: review of field data from Asia and Latin America. *Aquaculture Research*, 39: 334-338
- De Pablo, M. A., J. J. Gafotio, A. Gallego, E. Ortega, A. M. Gálvez y G. Álvarez de Cienfuegos López. 1999. Evaluation of immunomodulatory effects of nisin-containing diets on mice. *FEMS Immunol. Medical. Microbiol.*, 24: 35-42.
- Direkbusarakom, S., M. Yoshimizu, Y. Ezura, L. Ruangpan y Y. Danayadol. 1998. *Vibrio* spp. the dominant flora in shrimp hatchery against some fish pathogenic viruses. *J. Mar. Biotechnol.*, 6: 266-267.
- FAO. 2006. State of world aquaculture. Copia avanzada. Food and Agriculture Organization of the United Nations-FAO. Roma. 198 p.
- Fuller, R. 1989. Probiotics in man and animals. *J. Appl. Bacteriol.*, 66: 365-378.
- Garriques, D. y G. Arévalo. 1995. An evaluation of the production and use of live bacterial isolate to manipulate the microbial flora in the commercial production of *Penaeus vannamei* postlarvae in Ecuador. 53-59. En: Browdy, C. L. y J. S. Hopkins (Eds). *Swimming through Troubled Water. Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge. 253 p.* EE. UU.
- Gatesoupe, F. J. 1991. *Bacillus* sp. spores as food additive for the rotifer *Brachionus plicatilis*: improvement on their bacterial environmental and their dietary value for larval turbot, *Scophthalmus maximus* L. 561-568. En: Kaushik, S. J. y P. Luquet (Eds.). *Fish nutrition in practice. Institut National de la Recherche Agronomique, París. 572 p.*
- Gatesoupe, F. J. 1994. Lactic acid bacteria increase the resistance of turbot larvae, *Scophthalmus maximus* against pathogenic *Vibrio*. *Aquat. Living. Resour.*, 7: 277-282
- Gatesoupe, F. J. 1999. The use of probiotics in aquaculture (Review). *Aquaculture*, 180: 147-165.
- Gatesoupe, F. J. 2008. Updating the importance of lactic acid bacteria in fish farming: natural occurrence and probiotic treatments. *J. Mol. Microbiol. Biotechnol.*, 14 (1-3): 107-114.
- Gildberg, A., A. Johansen y J. Børgwald. 1995. Growth and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry given diets supplements with fish protein hydrolysate and lactic acid bacteria during a challenge trial with *Aeromonas salmonicida*. *Aquaculture*, 138: 23-34.
- Harzevili, A. R. S., H. Van Duffel, T. Defoort, P. Dher, P. Sogerloos y J. Swings. 1998. The influence of a selected bacterial strain *Vibrio anguillarum* TR 27 on the growth rate of rotifers in different culture conditions. *Aquacult. Int.*, 5: 183-188.
- Hektoen, H., J. A. Berge, V. Hormazabal y M. Yndestad. 1995. Persistence of antibacterial agents in marine sediments. *Aquaculture*, 133: 175-184.
- Hjelm, M., A. Riazia, F. Formoso, J. Melchiorson y L. Gram. 2004. Seasonal incidence of autochthonous antagonistic *Roseobacter* spp. and *Vibrionaceae* strains in a turbot larva (*Scophthalmus maximus*) rearing system. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70: 7288-7294.
- Hirata, H., O. Murata, S. Yamada, H. Ishitani y M. Wachi. 1998. Probiotic culture of the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Hydrobiologia*, 387/388: 495-498.
- Holzappel, W. H. P., P. Haberer, J. Snel, U. Schillinger y J. H. J. Huis in 't Veld. 1998. Over view of gut flora and probiotics. *Int. J. Food Microbiol.*, 41 (2): 85-101.
- Hurst, A. 1981. Nisin. *Advanced Applied Microbiology*, 27: 85-123.

- Imada, C. M., M. Maeda y N. Taga. 1985. Purification and characterization of the protease inhibitor "monastatin" from a marine *Alteromonas* sp. with reference to inhibition of the protease produced by a bacterium pathogenic to fish. *Can J Microbiol.*, 31: 1089-1094.
- Irianto, A. y B. Austin. 2002. Probiotics in aquaculture. *J. Fish Dis.*, 25: 633-642.
- Jory, D. 1998. Use of probiotics in penaeid shrimp growout. *Aquac. Manag.*, 24: 62-67.
- Kamei, Y., M. Yoshimizu, Y. Ezura y T. Kimura. 1988. Screening of bacteria with antiviral activity from fresh water salmonid hatcheries. *Microbiol. Immunol.*, 32: 67-73.
- Kihara, M. y T. Sakata. 1997. Fermentation of dietary carbohydrates to short-chain fatty acids by gut microbes and its influence on intestinal morphology of a detritivorous teleost Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 118: 1201-1207.
- Kim, J. K., K. J. Park, K. S. Cho, S. Nam, T. Park y R. Bajpai. 2005. Aerobic nitrification - denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains. *Bioresour. Tech.*, 96: 1897-1906.
- Kirjavainen, P. V., H. S. El-Nezami, S. J. Salminen, J. T. Ahokas y P. F. A. Wright. 1999a. The effect of orally administered viable probiotic and dairy lactobacilli on mouse lymphocyte proliferation. *FEMS. Immunol. Med. Microbiol.*, 2: 131-135.
- Kirjavainen, P. V., H. S. El-Nezami, J. T. Salminen, J. T. Ahokas y P. F. A. Wright. 1999b. Effects of orally administered viable *Lactobacillus rhamnosus* GG and *Propionibacterium freudenreichii* subsp. *shermanii* JS on mouse lymphocyte proliferation. *Clin. Diagn. Lab. Immunol.*, 6: 799-802.
- Klaenhammer, T. R. 1998. Bacteriocins of lactic acid bacteria. *Biochimie.*, 70: 337-349.
- Kontula, P., J. Jaskari, L. Nolle, I. De Smet, A. Von Wright, K. Poutanen y T. Mattila-Sandholm. 1998. The colonization of a simulator of the human intestinal microbial ecosystem by a probiotic strain fed on a fermented oat bran product: effects on the gastrointestinal microbiota. *Appl. Microbiol. Biot.*, 50: 246-252.
- Laloo, R., S. Ramchuran, D. Ramduth, J. Gorgens y N. Gardiner. 2007. Isolation and selection of *Bacillus* spp. as potential biological agents for enhancement of water quality in culture of ornamental fish. *Jour. Appl. Microbiol.*, 103: 1471-1479.
- Lewus, C. B., A. Kaiser y T. J. Montville. 1991. Inhibition of food-borne pathogens by bacteriocins from lactic acid bacteria isolated from meat. *Microbiology*, 57: 1683-1688.
- Li, K., T. Zheng, Y. Tian, F. Xi, J. Yuan, G. Zhang y H. Hong. 2007. Beneficial effects of *Bacillus licheniformis* on the intestinal microflora and immunity of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Biotechnol Lett.*, 4: 525-30.
- Lightner, D. V. 1996. A handbook of pathology and diagnostic procedures for diseases in penaeid shrimp. World Aquaculture Society, Baton Rouge, EE. UU. 305 p.
- Lin, C. K. 1995. Progression of intensive marine shrimp culture in Thailand. 12-23. En: Hopkins, S. J. (Eds.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, EE. UU. 1323 p.
- Lin, Y., S. Tanaka y H. Kong. 2006. Characterization of a newly isolated heterotrophic nitrifying bacterium. *Water Pr. Tech.*, 10: 22-166.
- Lindgren, S. y G. Clevström. 1978. Antibacterial activity of Lactic acid bacteria. *Swed. J. Agr. Res.*, 8: 61-66.

- Liu, W. y J. N. Hansen. 1990. Some chemical and physical properties of nisin, a small-protein antibiotic produced by *Lactococcus lactis*. Appl. Environ. Microbiol., 56: 2551-2558.
- Maeda, M. 1994. Biocontrol of the larvae rearing biotope in aquaculture. Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult., 1: 71-74.
- Maeda, M., K. Nogami, M. Kanematsu y K. Hirayama. 1997. The concept of biological control methods in aquaculture. Hydrobiologia, 358: 285-290.
- Martínez-Silva, M., A. Devia, A. Ospina, C. Reyes y L. Villamil. 2008a. Nuevos indicios sobre la idoneidad de los géneros *Bacillus* y *Lactobacillus* como probióticos en el cultivo de tilapia nilótica. Rev. Colomb. Cienc. Pecu., 21: 493-494.
- Martínez-Silva, M., A. Devia, A. Ospina, C. Reyes y L. Villamil. 2008b. Relación entre el uso de *Bacillus* y *Lactobacillus* y el nivel de supervivencia de tilapia nilótica durante desafíos experimentales con bacterias patógenas. Rev. Colomb. Cienc. Pecu., 21: 499.
- Midolo, P. D., J. R. Lambert, R. Hull, F. Luo y M. L. Grayson. 1995. In vitro inhibition of *Helicobacter pylori* NCNT 11637 by organic acids and lactic acid bacteria. J. Appl. Bacteriol., 79: 475-479.
- Moriarty, D. 1990. Interactions of microorganisms and aquatic animals, particularly the nutritional role of the gut flora. 217-222. En: Lesel, R. (Ed.). Microbiology in poecilotherms. Elsevier, Amsterdam. 282 p.
- Moriarty, D. 1998. Control of luminous *Vibrio* species in penaeid aquaculture ponds. Aquaculture, 164: 351-358.
- Moriarty, D. 1999. Disease control in shrimp aquaculture with probiotic bacteria. Microbial interactions in aquaculture. 237-243. En: Bell, C. R., M. Brylinsky y P. Johnson-Green (Eds.). Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology. Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canadá.
- Naidu, A. S., W. R. Bidlack y R. A. Clemmens. 1999. Probiotic spectra of lactic acid bacteria (LAB). Crit. Rev. Food Sci. Nutr., 39: 13-26.
- Nair, S. K., K. Tsukamoto y U. Shimidu. 1985. Distribution of bacteriolytic bacteria in the coastal marine environments of Japan. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 51: 1469-1473.
- Netherwood, T., H. J. Gilbert, D. S. Parker y A. G. O'Donnell. 1999. Probiotics shown to change bacterial community structure in the avian gastrointestinal tract. Appl. Environ. Microbiol., 5134-5138.
- Nikoskelainen, S., A. Ouwehand, G. Bylund, S. Salminen y E. M. Lilius. 2003. Immune enhancement in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) by potential probiotic bacteria (*Lactobacillus rhamnosus*). Fish Shellfish Immunol., 15: 443-452.
- Noh, S. H., K. Han, T. H. Won y Y. J. Choi. 1994. Effect of antibiotics, enzyme, yeast culture and probiotics on the growth performance of Israeli carp. Korean J. Anim. Sci., 36: 480-486.
- Nunan, L. M., D. V. Lightner, M. A. Oduori y G. E. Gasparich. 2005. *Spiroplasma penaei* sp. nov., associated with mortalities in *Penaeus vannamei*, Pacific white shrimp. Int. J. Syst. Evol. Microbiol., 55: 2317-22.
- Ottesen, O. y J. Olafsen. 2000. Effects on survival and mucous cell proliferation of Atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* L., larvae following microflora manipulation. Aquaculture, 187: 225-238.
- Paillard, C., F. Le Rox y J. J. Borrego. 2004. Bacterial disease in marine bivalves, a review of recent studies: Trends and evolution. Aquat. Living Resour., 17: 447-498.

- Preetha, R., N. S. Jayaprakash y I. S. Singh. 2007. *Synechocystis* MCCB 114 and 115 as putative probionts for *Penaeus monodon* post-larvae. *Dis Aquat Organ.*, 3: 243-247.
- Prieur, D. 1981. Experimental studies of trophic relationships between bacteria and bivalve mollusks. *Kiel. Meeresforsch. Sonderh.*, 5: 376-383.
- Prieur, D., G. Mével, J. L. Nicolas, A. Plusquellec y M. Vigneulle. 1990. Interactions between bivalve molluscs and bacteria in marine environments. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 28: 227-352.
- Pruzzo, C., G. Gallo y L. Canesi. 2005. Persistence of vibrios in marine bivalves: the role of interactions with haemolymph components. *Environ. Microbiol.*, 7 (6): 761-772.
- Queiroz, J. F. y C. E. Boyd. 1998. Effects of a bacterial inoculum in channel catfish ponds. *J. World Aquacult. Soc.*, 29: 67-73.
- Ramírez, C., A. Bolívar, G. A. Ciffoni, E. Pancheniak y E. Soccol. 2006. Microorganismos lácticos probióticos para ser aplicados en la alimentación de larvas de camarón y peces como sustituto de antibiótico. *La alimentación latinoamericana*, 264: 70-78.
- Ravi, A. V., K. S. Musthafa, G. Jegathammbal, K. Kathiresan y S. K. Pandian. 2007. Screening and evaluation of probiotics as a biocontrol agent against pathogenic *Vibrios* in marine aquaculture. *Lett. Appl. Microbiol.*, 2: 219-223.
- Reitan, K. I., J. R. Rainuzzo, G. Øie y Y. Olsen. 1993. Nutritional effects of algal addition in first-feeding of turbot (*Scophthalmus maximus*) larvae. *Aquaculture*, 118: 257-275.
- Reitan, K. I., J. R. Rainuzzo, G. Øie y Y. Olsen. 1997 A review of the nutritional effects of algae in marine fish larvae. *Aquaculture*, 155: 207-221.
- Rengpipat, S., A. Phianphak, S. Piyatiratitivorakul y P. Menasveta. 1998. Effects of a probiotic bacterium on black tiger shrimp *Penaeus monodon* survival and growth. *Aquaculture*, 167: 201-313.
- Rengpipat, S., A. Tunyanun, A. W. Fast, S. Piyatiratitivorakul y P. Menasveta. 2003. Enhanced growth and resistance to *Vibrio* challenge in pond-reared black tiger shrimp *Penaeus monodon* fed a *Bacillus* probiotic. *Dis. Aquat. Organ.*, 8 (2): 169-73.
- Ringø, E. 1999. Does *Carnobacterium divergens* isolated from Atlantic salmon, *Salmo salar* L., colonize the gut of early developing turbot, *Scophthalmus maximus* L., larvae? *Aquacult. Res.*, 30: 229-232.
- Ringø, E. y F. J. Gatesoupe. 1998. Lactic acid bacteria in fish: A review. *Aquaculture*, 160: 177-203.
- Ringø, E. y E. Strøm. 1994. Microflora of Atlantic charr, *Salvelinus alpinus* (L.); gastrointestinal flora microflora of free-living fish, and effect of diet and salinity on the intestinal microflora. *Aquacult. Fish. Manage.*, 25: 623-629.
- Ringø, E., P. D. Sinclair, H. Birkbeck y A. Barbour. 1992. Production of eicosapentaenoic acid (20:5n-3) by *Vibrio pelagius* isolated from Turbot (*Scophthalmus maximus* (L.) larvae. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58: 3777-3778.
- Ringø, E., H. R. Bendisken, S. J. Gausen, A. Sundsfjord y R. E. Olsen. 1998. The effect of dietary fatty acids on lactic acid bacteria associated with the epithelial mucosa and from faecalia of Atlantic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *J. Appl. Microbiol.*, 85: 855-864.
- Riquelme, C., R. Araya y R. Escribano. 2000. Selective incorporation of bacteria by *Argopecten purpuratus* larvae: implications for the use of probiotics in culturing systems of the Chilean scallop. *Aquaculture*, 181: 25-36.

- Robertson, L. A. y J. G. Kuenen. 1990. Combined heterotrophic nitrification and aerobic denitrification in *Thiospaera pantotropha* and other bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, 57: 139-152.
- Robertson, P. A. W., C. O'Dowd, C. Burrells, P. Williams y B. Austin. 2000. Use of *Carnobacterium* sp. a probiotic for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum). *Aquaculture*, 185: 235-243.
- Sakai, K., Y. Ikehata, Y. Ikenaga y M. Wakayama. 1996. Nitrite oxidation by heterotrophic bacteria under various nutritional and aerobic conditions. *J. Ferment. Bioeng.*, 82: 613-617.
- Sakai, K., K. Nakamura, M. Wakayama y M. Moriguchi. 1997. Change in nitrite conversion direction from oxidation to reduction in heterotrophic bacteria depending on the aeration conditions. *J. Ferment. Bioeng.*, 86: 47-52.
- Salminen, S., E. Isolauri y E. Salminen. 1996. Probiotics and stabilisation of the gut mucosal barrier. *Asia Pacific J. Clin. Nutr.*, 5: 53-56.
- Santos, J., T. López-Díaz, M. García-Fernández y A. García-Otero. 1996. Effect of lactic starter culture on the growth and protease activity of *Aeromonas hydrophila*. *J. Appl. Bacteriol.*, 80: 13-18.
- Severina, E., A. Severin y A. Tomasz. 1998. Antibacterial efficacy of nisin against multidrug-resistant Gram-positive pathogens. *J. Antimicrob. Chemoth.*, 41: 341-347.
- Smith, P., M. P. Hiney y B. D. Samuelson. 1994. Bacterial resistance to antimicrobial agents used in fish farming: A critical evaluation of method and meaning. *Ann. Rev. J. Fish. Dis.*, 4: 273-313.
- Spanggaard, B., I. Huber, J. Nielsen, E. B. Sick, C. B. Pipper, T. Martinussen, W. J. Slierendrecht y L. Gram. 2001. The probiotic potential against vibriosis of the indigenous microflora of rainbow trout. *Environ. Microbiol.*, 3 (12): 755-765.
- Strøm, E. y J. A. Olfasen. 1990. The indigenous flora of wild-captured juvenile cod in net-pen rearing. 181-185. En: Lèsel, R. (Ed.). *Microbiology in poecilotherms*. Elsevier, Amsterdam. 282 p.
- Subasinghe, R. 1997. Fish health and quarantine. En: FAO (Ed.). *Review of the state of the world aquaculture*. Fisheries circular no. 886, Food and Agriculture Organization of the United Nations-FAO, Roma. 163 p.
- Tinh, N. T. N., K. Dierckens, P. Sorgeloos y P. Bossier. 2007. A review of the functionality of probiotics in the larviculture food Chain. *Mar. Biotechnol.*, 10 (1): 1-12.
- Tsoumas, A., D. J. Alderman y C. J. Rodgers. 1989. *Aeromonas salmonicida*: development of resistance to 4-quinolone antimicrobials. *J. Fish Dis.*, 12: 493-507.
- Vaseeharan, B. y P. Ramasamy. 2003 Control of pathogenic *Vibrio* spp. by *Bacillus subtilis* BT23, a possible probiotic treatment for black tiger shrimp *Penaeus monodon*. *Lett. Appl. Microbiol.*, 36: 83-87.
- Vázquez, J. A., M. P. González y M. A. Murado. 2005. Effects of lactic acid bacteria cultures on pathogenic microbiota from fish. *Aquaculture*, 245: 149-161.
- Vázquez, J. A., S. F. Docasal, J. Mirón, M. P. González y M. A. Murado. 2006. Proteases production by two *Vibrio* species on residuals marine media. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 33 (8): 661-668.
- Verschuere, L., J. Dhont, P. Sogerloos y W. Verstrate. 1997. Monitoring biolog patterns and r/K strategists in the intensive culture of *Artemia* juveniles. *J. Appl. Microbiol.*, 83: 603-612.
- Verschuere, L., G. Rombaut, G. Huys, J. Dhont, P. Sogerloos y W. Verstrate. 1999. Microbial control of the culture of *Artemia* juveniles through pre-emptive colonisation by selected bacterial strains. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65: 2527-2533.

- Verschuere, L., H. Heang, G. R. Criel, P. Soogerloos y W. Verstrate. 2000a. Selected bacterial strains protect *Artemia* spp. from the pathogenic effects of *Vibrio proteoliticus* CW8T2. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 : 1139-1146.
- Verschuere, L., G. Rombaur, P. Soogerloos y W. Verstrate. 2000b. Probiotic bacteria as biological control agents in aquaculture. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 4 (64): 655-671.
- Villamil, L., C. Tafalla, A. Figueras y B. Novoa. 2002. Evaluation of immunomodulatory effects of some lactic acid bacteria in turbot (*Scophthalmus maximus*). *Clin. Diagn. Labor. Immun.*, 9 (6): 1318-1323.
- Villamil, L., A. Figueras y B. Novoa. 2003a. Immunomodulatory effects of nisin in turbot (*Scophthalmus maximus*). *Fish Shellfish Immun.*, 14: 157-164.
- Villamil, L., A. Figueras, A. Toranzo, M. Planas y B. Novoa. 2003b. Isolation of a highly pathogenic *Vibrio pelagius* like strain associated to mass mortalities of turbot *Scophthalmus maximus* (L), larvae. *J. Fish Dis.*, 26: 293-303.
- Villamil, L., A. Figueras, M. Planas y B. Novoa. 2003c. Control of *Vibrio alginolyticus* in *Artemia* culture by treatment with bacterial probiotics. *Aquaculture*, 219: 43-56.
- Vine, N. G., W. D. Leukes y H. Kaiser. 2006. Probiotics in marine larviculture. *FEMS Microbiol. Rev.*, 30 (3): 404-427.
- Wallace, R. J. y C. J. Newbold. 1992. Probiotics for ruminants. 317-353. En: Fuller, R. (Ed.). *Probiotics: the scientific basis*. Chapman and Hall, London.
- Wang, X., H. Li, X. Zhang, Y. Li, W. Ji y H. Xu. 2000. Microbial flora in the digestive tract of adult penaeid shrimp (*Penaeus chinensis*). *J. Ocean. Univ. Qingdao*, 30: 493-498.
- Watanabe, K., K. Sezaki, K. Yazawa y A. Hino. 1992 Nutritive fortification of the rotifer *Brachionus plicatilis* with eicosapentaenoic acid-producing bacteria. *Nippon Suisan Gakk.*, 58: 271-276.
- Williams, S. T. y J. C. Vickers. 1986. The ecology of antibiotic production. *Microbiol. Ecol.*, 12: 43-52.
- Yazawa, K. 1996. Production of eicosapentaenoic acid from marine bacteria. *Lipids*, 31: 297-300.

FECHA DE RECEPCIÓN: 17/10/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 01/10/09



ENFERMEDADES CORALINAS Y SU INVESTIGACIÓN EN LOS ARRECIFES COLOMBIANOS*

Diego L. Gil-Agudelo¹, Raúl Navas-Camacho¹, Alberto Rodríguez-Ramírez², María Catalina Reyes-Nivia³, Sonia Bejarano⁴, Jaime Garzón-Ferreira⁵ y Garriet W. Smith⁶

- 1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Zona Portuaria, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. diego.gil@invemar.org.co (D.L.G.A.), rnavas@invemar.org.co (R.N.C.)*
- 2 The University of Queensland, School of Earth Sciences, St. Lucia, Brisbane, QLD 4072, Australia. alberto.rodriguez@uq.edu.au*
- 3 The University of Queensland, Centre for Marine Studies, St. Lucia, Brisbane, QLD 4072, Australia. catalina.reyes@uq.edu.au*
- 4 University of Exeter. Marine Spatial Ecology Laboratory. Reino Unido. sb277@exeter.ac.uk*
- 5 Brewster Academy, 80 Academy Drive, Wolfeboro, NH, EE. UU. anisotremus@gmail.com*
- 6 University of South Carolina Aiken, Department of Biology and Geology, 471 University Parkway, Aiken, SC 29801, EE. UU. smithres@usca.edu*

RESUMEN

Los arrecifes coralinos, uno de los más bellos e importantes ecosistemas de nuestro planeta, han existido por más de 200 millones de años, sobreviviendo a grandes cambios durante su historia (glaciaciones, extinciones masivas, entre otros). Sin embargo, durante las últimas tres décadas se han registrado grandes y súbitos cambios en el medio marino que a juicio de algunos investigadores ponen en peligro la supervivencia de corales y arrecifes coralinos. Uno de los mayores problemas que enfrentan los arrecifes coralinos hoy en día es la aparición de enfermedades que atacan a los corales, la base de estos ecosistemas. No existe un consenso sobre si estas enfermedades son realmente nuevas o no, pero lo que sí se sabe es que algunas de ellas están creando cambios en los arrecifes coralinos sin precedentes en más de cuatro mil años. Los arrecifes colombianos no son ajenos a la influencia de enfermedades. Desde la década de los años 80 varias de ellas han sido observadas y estudiadas e incluso una de ellas fue descrita por primera vez en áreas arrecifales de Colombia. Esta revisión presenta un compendio de las principales enfermedades coralinas observadas en el mundo con el fin de servir como guía para su identificación y como base para nuevos estudios en el tema. De igual forma, se presenta un resumen de los estudios en enfermedades coralinas que han sido llevados a cabo en Colombia y se discute sobre las perspectivas de investigación en este campo en el país.

PALABRAS CLAVES: Enfermedades coralinas, Arrecifes coralinos, Mortalidad, Colombia.

*Contribución No. 1037 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.

ABSTRACT

Coral diseases and their research in Colombian reefs. Coral reefs are one of the most beautiful and important ecosystems in the planet. These ecosystems have existed for over 200 million years and have survived extreme episodes such as glaciations and mass extinctions during their history. Nonetheless, during the last three decades, these ecosystems have registered sudden and dramatic changes that, according to some researchers, endanger their survival and persistence. One of the major problems coral reefs are facing nowadays is the outbreak of diseases that affect corals, which constitute the basic unit of this ecosystem. There is no consensus regarding whether these disease outbreaks are recent episodes; but what seems to be true is that some of these diseases have favored unprecedented changes in coral reefs. Coral reefs in Colombia have also been affected by disease events, and since the 1980's, several coral diseases have been observed and studied, and even one of them was first described in Colombian reefs. This work presents a compendium of the main coral diseases registered around the world and is meant to serve as a guide for new studies in this topic. Similarly, a summary of coral disease research carried out in Colombia is presented as well as a discussion on current perspectives for the study of this field in the country.

KEY WORDS: Coral diseases, Coral reefs, Mortality, Colombia

INTRODUCCIÓN

Los corales escleractíneos (componentes principales de los arrecifes coralinos) aparecieron como grupo durante el Triásico (250 a 210 millones de años antes del presente). Durante este tiempo han experimentado períodos de gran diversidad (como por ejemplo durante el Jurásico), períodos de poca dominancia en el ambiente marino (por ejemplo desplazados por bivalvos rudistas durante el Cretáceo) y períodos de casi extinción (finales del Cretáceo y principios del Terciario) (Veron, 1995). En la actualidad, los arrecifes coralinos se encuentran distribuidos a lo largo de las costas tropicales del mundo, ocupando solamente el 1 % del ambiente marino (Birkeland, 1997), no obstante albergan una alta diversidad (calculada en más de nueve millones de especies sin contar microorganismos) y se constituyen en uno de los ecosistemas más altamente productivos del mundo (mayor que la de la mayoría de los cultivos que proveen alimento al hombre) (Dubinsky, 1990; Birkeland, 1997; Malakoff, 1997). Los arrecifes coralinos son igualmente importantes debido a sus significativas contribuciones en la economía mundial, aportando gran número de recursos (i.e. pesca) y servicios (i.e. turismo) y siendo la principal fuente de ingresos para numerosos países (Birkeland, 1997; Malakoff, 1997).

Debido a la estabilidad de la comunidad arrecifal y su cercanía al clímax ecológico, los arrecifes coralinos son ecosistemas muy frágiles ante la acción de agentes perturbadores externos; por esto existen muchas alteraciones, tanto de origen natural como antropogénico, que los afectan negativamente. Tormentas,

huracanes, eventos como el fenómeno del Niño, contaminación, alta sedimentación por deforestación y sobrepesca, entre otros muchos factores, han provocado una considerable disminución de la salud coralina en las últimas décadas (Grigg y Dollar, 1990; Ginsburg, 1994; Birkeland, 1997). Sin embargo, uno de los fenómenos que parece estar afectándolos en mayor medida durante los últimos tiempos, es la aparición de nuevas y numerosas enfermedades coralinas. En algunos casos se cree que estas enfermedades han sido relativamente bien caracterizadas (como es el caso de la Aspergilosis y la Plaga Blanca), pero otras muchas han sido poco estudiadas hasta la fecha (como es el caso de la Banda Amarilla y la enfermedad de los Lunares Oscuros) a pesar de tener una gran incidencia en la mortalidad coralina de algunas áreas. Más aún, enfermedades que se creían relativamente bien caracterizadas, han mostrado nuevas facetas que revelan realmente lo poco que se ha progresado en estas tres décadas en el estudio de las enfermedades coralinas (Richardson, 1998; Frías-López *et al.*, 2003; Sutherland *et al.*, 2004).

Los arrecifes colombianos no han sido ajenos a esta problemática. Trabajos realizados desde hace varios años en Colombia han arrojado datos preocupantes sobre el grado de deterioro y la pérdida de la cobertura del tejido vivo coralino en sus arrecifes. Al igual que en otras partes del mundo, el retroceso de la salud en los arrecifes colombianos está causando alarma en la comunidad científica nacional. Dado el importante papel de las enfermedades coralinas en la dinámica de los arrecifes, se han implementado y desarrollado diferentes protocolos de monitoreo en los mares de Colombia y el mundo, incluyendo el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC) que desde 1998 ha monitoreado, entre otras variables, las enfermedades coralinas en los arrecifes coralinos del Caribe y Pacífico de Colombia (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002b).

Este trabajo incluye una síntesis de las enfermedades descritas hasta la fecha a nivel mundial (sin considerar el blanqueamiento no relacionado con procesos infecciosos). No se pretende reemplazar los trabajos en los que otros autores han realizado similares esfuerzos al compilar y revisar la información existente sobre enfermedades coralinas en el mundo (Richardson, 1998; Rosenberg y Loya, 2004; Sutherland *et al.*, 2004; Weil *et al.*, 2006), sino complementarlos con nuevos avances tanto en Colombia y en el mundo y resaltar la importancia de estas enfermedades en los ambientes arrecifales colombianos. De igual forma, se pretende proporcionar un marco de referencia para los investigadores interesados en generar nueva información sobre esta temática en nuestro país, a través de un análisis de las perspectivas de investigación, de manera que pueda asistir al diseño, desarrollo y ejecución de futuros estudios.

COMPENDIO DE LAS PRINCIPALES ENFERMEDADES CORALINAS REGISTRADAS EN EL MUNDO

A continuación se presenta una revisión de las enfermedades descritas en el ámbito mundial, incluyendo una descripción de las características para reconocimiento en campo de cada una, así como información etiológica. En la tabla 1 puede encontrarse una síntesis de los principales aspectos de cada tipo de enfermedad. Las abreviaturas utilizadas en el presente artículo se encuentran en español; pueden variar de aquellas usualmente utilizadas en idioma inglés.

Tabla 1. Síntesis de las enfermedades coralinas descritas en el mundo.

Enfermedad- Abreviatura español/inglés	Distribución	Especies coralinas afectadas	Patógeno	Principales referencias
Enfermedad de la Banda Negra (EBN) Black Band Disease (BBD)	Global	19 especies de corales pétreos en el Caribe, 45 especies de corales pétreos en el Pacífico y numerosos octocorales tanto en el Caribe como en el Pacífico.	Inicialmente atribuida a la cianobacteria <i>Phormidium corallyticum</i> , pero nuevos estudios muestran otras cianobacterias de los géneros <i>Oscillatoria</i> y <i>Trichodesmium</i> como agentes causales.	Antonius (1977, 1981a), Rützler y Santavy (1983), Frías-López <i>et al.</i> (2003).
Enfermedad de la Banda Blanca (EBB) White Band Disease (WBD) Tipos I y II	Caribe	No determinado para EBBI. Para EBBII, <i>Vibrio harveyi</i> (no se ha cumplido el postulado 4 de Koch).	No determinado	Gladfelter (1982), Peters <i>et al.</i> (1983), Ritchie y Smith (1995, 1998), Aronson y Precht (2001). Gil-Agudelo <i>et al.</i> (2006a)
Reacción de Muerte Súbita (RMS) Shut Down Reaction (SDR)	Caribe y mar Rojo	Diferentes tipos de corales usualmente altamente estresados.	No determinado	Antonius (1977 1988).

Continuación Tabla 1

Enfermedad- Abreviatura español/inglés	Distribución	Especies coralinas afectadas	Patógeno	Principales referencias
Aspergilosis (ASP)	Caribe, posiblemente en el Pacífico americano	<i>Gorgonia ventalina</i> , <i>G. flabellum</i> y posiblemente otros octocorales.	Hongo filamentoso <i>Aspergillus sydowii</i>	Garzón- Ferreira y Zea (1992), Smith <i>et al.</i> (1996), Nagelkerken <i>et al.</i> (1997a, 1997b).
Aspergilosis (ASP)				
Enfermedad de la Plaga Blanca (EPB)	Caribe	Tipo I, inicialmente descrita para los géneros <i>Colpophyllia</i> y <i>Mycetophyllia</i> , pero encontrada en 17 especies de corales duros, Tipo II <i>Dichocoenia stokesi</i> , Tipo III <i>Colpophyllia natans</i> y <i>Montastraea annularis</i> .	Tipo II <i>bacteria Aurantimonas coralida</i>	Dustan (1977), Dustan y Halas (1987), Santavy y Peters (1997), Richardson (1998), Richardson <i>et al.</i> (1998a, 1998 b, 2001), Denner <i>et al.</i> (2003).
White Plague Disease (WPD)			Tipo I y III desconocido.	
Tipos I, II y III				
Enfermedad de la Banda Amarilla (EBA)	Caribe	Principalmente <i>Montastraea spp.</i> , <i>C. natans</i> , <i>Diploria spp.</i> , <i>Agaricia agaricites</i> , <i>Favia fragum</i> y <i>Porites astreoides</i>	No determinada	Reeves (1994), Santavy <i>et al.</i> (1999), Garzón- Ferreira <i>et al.</i> (2001), Toller <i>et al.</i> (2001), Cervino <i>et al.</i> (2004).
Yellow Band (Blotch) Disease (YBD)				
Serriatosis de Acróporas (SAC)	Caribe	<i>Acropora palmata</i>	Bacteria <i>Serratia marcescens</i>	Bruckner y Bruckner (1997), Patterson <i>et al.</i> (2002), Sutherland y Ritchie (2004).
White Pox o Acroporid Serriatosis (WPX)				
Enfermedad de los Lunares Oscuros (ELO)	Caribe	Al menos diez especies de corales pétreos, especialmente <i>M. annularis</i> , <i>Siderastrea siderea</i> y <i>Stephanocoenia intersepta</i>	No determinada	Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira (2001), Gil- Agudelo <i>et al.</i> (2004)
Dark Spot Disease (DSD)				

Continuación Tabla 1

Enfermedad- Abreviatura español/inglés	Distribución	Especies coralinas afectadas	Patógeno	Principales referencias
Blanqueamiento Bacteriano (BBT) Bacterial Bleaching	Mar Rojo y Océano Índico	<i>Oculina patagonica, Pocillopora damicornis</i>	<i>Vibrio shilonii, V. corallilyticus</i>	Kushmaro <i>et al.</i> (1997), Banin <i>et al.</i> (2000, 2001a, 2001b), Israely <i>et al.</i> (2001), Ben-Haim y Rosenberg (2002), Ben- Haim <i>et al.</i> (2003a, 2003b).
Tumores Tumors	Global	Muchos tipos diferentes de corales pétreos.	No determinado, posibles múltiples agentes.	Squires (1965), Bak (1983), Peters <i>et al.</i> (1986), Yamashiro <i>et al.</i> (2000).
Banda Erosionadora del Esqueleto (BEE) Skeleton Eroding Band	Caribe y Pacífico	Diferentes especies de corales pétreos.	Ciliado <i>Halofolliculina corallasia</i> (sin confirmar)	Antonius (1999), Antonius y Lipscomb (2001).
Síndrome de la Línea Rosa (SLR) Pink-Line Syndrome	Océano Índico	<i>Porites lutea</i>	<i>Phormidium vaderianum</i> aunque hay dudas sobre esta enfermedad.	Ravindran y Raghukumar (2002).
Enfermedad de la Banda Café (EBC) Brown Band (BRD)	Gran Barrera australiana	?	No determinado (<i>Helicostoma nonatum</i> sospechoso)	Willis <i>et al.</i> (2004).
Enfermedad de las Manchas Blancas Ulcerativas de Porites (MUP) Porites Ulcerative White Spot Disease (PUWS)	Filipinas	Diferentes especies del género <i>Porites</i> .	No determinado	Raymundo <i>et al.</i> (2003).

Enfermedad de la Banda Negra o Cyanobacterial (Microbial) Mat Disease (Black Band Disease) -EBN-

Observada y descrita por primera vez por Arnfried Antonius en 1973 en los arrecifes de Belice (Antonius, 1977, 1981a; Rützler *et al.*, 1983) y complementada por Rützler y Santavy (1983). Esta afección se caracteriza por presentar una porción del esqueleto del coral desnudo, blanco y recién expuesto rodeado por una banda oscura de 5 a 30 mm de ancho que delimita el tejido sano (Figuras 1A, 1B) (Rützler y Santavy, 1983). Esta enfermedad fue detectada inicialmente en el mar Caribe, afectando principalmente a los corales pétreos de las especies *Diploria strigosa* y *Montastraea annularis* (Antonius, 1981b). En la actualidad al menos 19 especies de corales pétreos han sido observados con signos de esta enfermedad en el Caribe (Sutherland *et al.*, 2004). La EBN ha sido también registrada en al menos 45 especies de corales pétreos del Indo-Pacífico y mar Rojo (Antonius, 1985b, 1988; Littler y Littler, 1996; Al-Moghrabi, 2001; Frías-López *et al.*, 2002, 2003; Sutherland *et al.*, 2004) y en numerosos octocorales tanto del Caribe como del Indo-Pacífico (Antonius, 1985a; Peters, 1993; Richardson *et al.*, 1997; Sutherland *et al.*, 2004).

Inicialmente Antonius (1981a, 1981b) identificó como componente principal de la EBN a la cianobacteria *Oscillatoria submembranacea*, posteriormente reclasificada como *Phormidium corallyticum* (Rützler y Santavy, 1983), la cual se creía que causaba necrosis en el tejido coralino por sus exudados (Peters, 1993). Estudios recientes, utilizando técnicas moleculares, han permitido establecer que esta enfermedad no es causada por un solo microorganismo sino que en la “banda” coexiste un consorcio microbiano constituido por al menos tres tipos de cianobacterias (Frías-López *et al.*, 2003). Sin embargo, Frías-López *et al.* (2003) hallaron que, de las cianobacterias directamente relacionadas con la enfermedad, ninguna pertenece al género *Phormidium*, encontrando también que el consorcio de microorganismos asociados a la EBN en el Caribe se encuentra dominado por una especie desconocida de cianobacteria del género *Oscillatoria*, mientras que en el Pacífico es dominada por cianobacterias del género *Trichodesmium*. Aún se encuentra en discusión el papel de las cianobacterias en el proceso de infección de la enfermedad, así como el papel real de *P. corallyticum* en la misma. Otros microorganismos que también hacen parte del consorcio microbiano de la EBN son las bacterias oxidadoras de sulfuro *Beggiatoa* spp. (Ducklow y Mitchell, 1979), bacterias sulfato-reductoras *Desulfovibrio* spp. (Garrett y Ducklow, 1975), hongos, y otras bacterias heterotróficas (Ramos-Flores, 1983). Estudios realizados por Carlton y Richardson (1995) y Richardson *et al.* (1997) muestran un cambio vertical abrupto en las concentraciones de oxígeno y sulfuro en la banda, alcanzando concentraciones de hasta 800 μM de sulfuro en la base de la banda a la vez que las concentraciones

de oxígeno bajan prácticamente a cero, condiciones que se ha demostrado matan el coral. Richardson (1992) describió lo que llamó “enfermedad de la banda roja” en los cayos de la Florida, no obstante la investigación de esta enfermedad reveló como causante de la misma a dos cianobacterias del género *Oscillatoria*, por lo cual se considera como otro caso de la misma EBN. Por estas condiciones, se ha propuesto cambiar el nombre de la enfermedad a Cyanobacterial (Microbial) Mat Disease (Andrew Bruckner. NOAA. Washington D.C. 2009. Com. Pers.), ya que este nombre describe mejor la etiología de la enfermedad.

Se ha encontrado que la EBN no está distribuida por igual en todo el arrecife, ya que ha sido observada principalmente a poca profundidad (entre 0.5 y 4.0 m), avanzando a una tasa media de 3.1 mm/día (Rützler *et al.*, 1983). También ha sido evidenciado un factor estacional en la aparición de la misma, avanzando más en algunas épocas del año que en otras (Rützler *et al.*, 1983; Kuta y Richardson, 1996), al parecer por la existencia de una relación entre el crecimiento y la temperatura del agua (Kuta y Richardson, 1996). Ensayos en laboratorio muestran que la temperatura óptima de avance de la enfermedad es entre 28 y 32 °C (Rützler *et al.*, 1983), deteniendo su desarrollo o muriendo por debajo de los 20 °C (Peters, 1993).

Enfermedad de la Banda Blanca (White Band Disease) -EBB-

Esta enfermedad, descrita inicialmente por Gladfelter (1982), ataca al parecer exclusivamente corales acropóridos (*Acropora palmata* y *A. cervicornis*) en el mar Caribe. El único registro de una afección similar fuera del Caribe corresponde a uno realizado por Antonius (1988) en el mar Rojo. Esta enfermedad se caracteriza por la presencia de una banda blanca de esqueleto recientemente desnudado de tejido, adyacente a un frente necrótico de tejido de aspecto normal (Figuras 1C y 1D). La banda blanca se origina en la base de las ramas y progresa hacia la parte superior de la colonia en una forma concéntrica (Gladfelter, 1982; Peters *et al.*, 1983).

Ritchie y Smith (1995, 1998) encontraron colonias de *A. cervicornis* con una afección similar a EBB pero con ligeras diferencias en el modo de crecimiento, la cual llamaron enfermedad de la banda blanca tipo II. Ésta se caracteriza por la presencia de una banda de entre 2 y 20 cm de ancho de tejido vivo, pero blanqueado, entre el tejido de apariencia normal y el desnudado por la enfermedad (Ritchie y Smith, 1998). En algunas ocasiones la banda necrótica puede alcanzar el tejido sano, lo que hace imposible la diferenciación entre EBB tipo I y tipo II. La EBB tipo II progresa a una tasa que puede superar los 5 cm/día (Ritchie y Smith, 1998), mientras que la velocidad observada en la tipo I puede ser de tan solo 2 cm/día (Gladfelter, 1982).

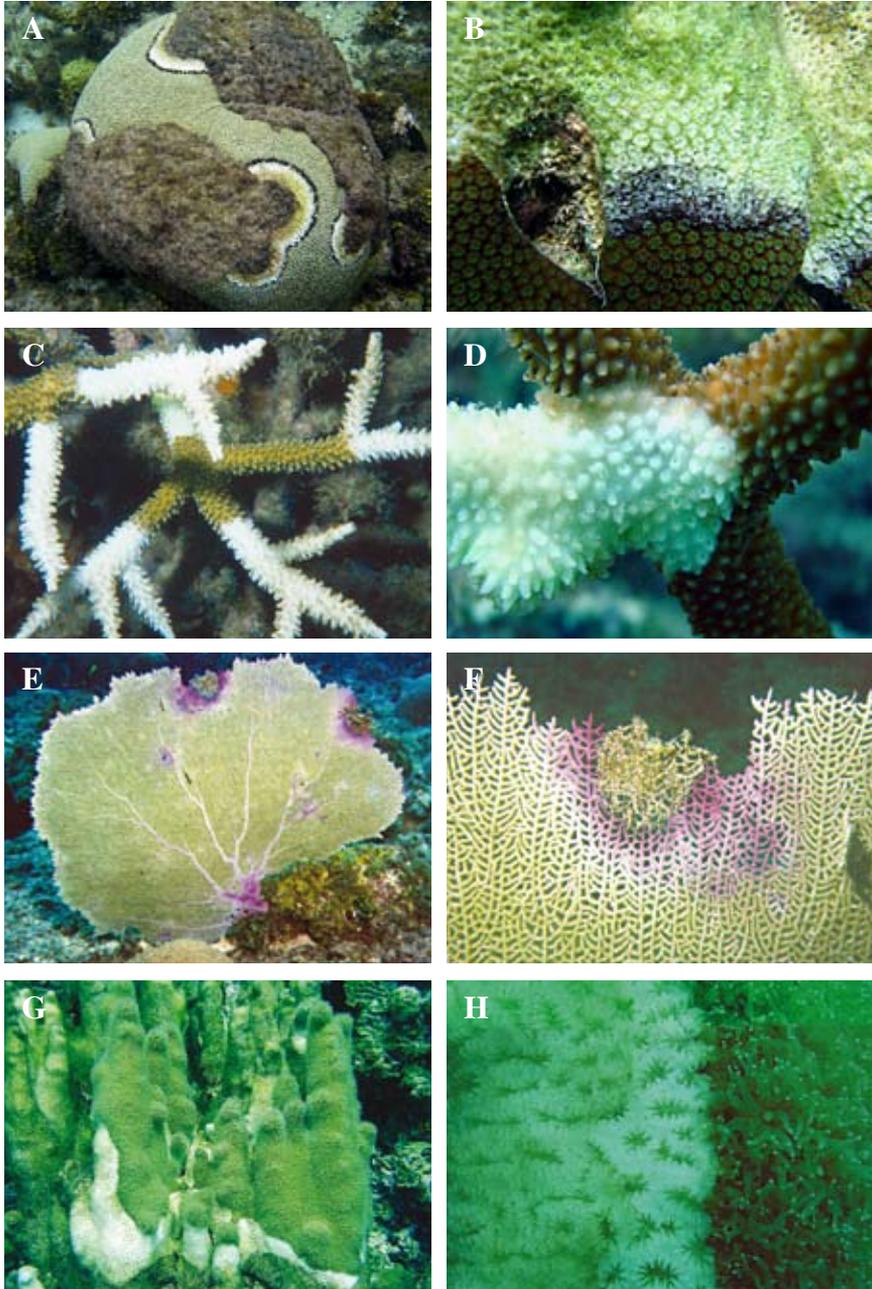


Figura 1. Enfermedades coralinas comúnmente encontradas en los arrecifes del Caribe colombiano. Enfermedad de Banda Negra (EBN) en *Diploria strigosa* y *Montastraea faveolata* (A y B). Enfermedad de la Banda Blanca (EBB) en *Acropora cervicornis* (C y D), Aspergilliosis (ASP) en una colonia del coral blando *Gorgonia ventalina* (E y F), Enfermedad de la Plaga Blanca (EPB) en *Dendrogyra cylindrus* (G y H)

Respecto a la identificación del organismo responsable de ocasionar la enfermedad, Peters *et al.* (1983) encontraron bacterias Gram negativas en el tejido de corales afectados por la EBB tipo I que no fueron encontrados en tejidos sanos. Sin embargo, estas agregaciones bacterianas no se han encontrado siempre asociadas con la enfermedad (Peters *et al.*, 1983). Por esto, aún no se ha determinado el papel de tales bacterias en el proceso de la enfermedad (Sutherland *et al.*, 2004). Ritchie y Smith (1995) estudiaron la composición bacteriana del mucus de corales con signos de EBB tipo II y encontraron que la bacteria *Vibrio carchariae* se encontraba presente en colonias enfermas pero no en las sanas, asignándola como posible causante de la enfermedad. No obstante, los postulados de Koch [1 el presunto patógeno debe estar presente en todos los casos de la enfermedad y ausente en organismos sanos; 2 el presunto patógeno debe ser aislado en un cultivo puro a partir de las lesiones de la enfermedad; 3 el presunto patógeno debe provocar los signos de la enfermedad en organismos susceptibles y sanos al ser inoculado; 4 el presunto patógeno debe reaislarse de las lesiones producidas en los organismos de experimentación (Madigan *et al.*, 2003)] no fueron satisfechos durante este estudio, sin lo cual no se acepta su identificación como agente causal. Posteriormente, Gil-Agudelo *et al.* (2006a) identificaron a *Vibrio harveyi* (sinonimia de *V. carchariae*) como el agente causal de la enfermedad, reproduciendo por primera vez sus signos de desarrollo.

La incidencia de esta enfermedad en los arrecifes coralinos del mar Caribe ha sido muy amplia. Gladfelter (1982) la halló asociada con la muerte de cerca del 99 % de las poblaciones de corales del género *Acropora* en algunos arrecifes de la región, especialmente en St. Croix, Islas Vírgenes. De hecho, se atribuye a esta enfermedad la mortalidad masiva de estos corales a lo largo del Caribe y el subsiguiente cambio en las comunidades ecológicas de arrecifes someros a lo largo de toda la región (Aronson y Precht, 2001). Antes de la aparición de la EBB los arrecifes coralinos del Caribe presentaban una zonación característica. En la parte más somera del arrecife (cresta arrecifal entre 1 y 5 m de profundidad) se encontraba la zona de *A. palmata* y entre los 5-25 m se podía encontrar la de *A. cervicornis*, donde la especie dominaba el frente de arrecifes expuestos a oleaje (Goreau, 1959; Geister, 1977). Luego de la epizootia de banda blanca, los corales de estas franjas prácticamente desaparecieron (Hughes, 1994) y hoy se encuentran bajas coberturas de coral vivo, representadas básicamente por pequeñas colonias de *Agaricia* spp. y *Porites astreoides*. Estudios de paleo-reconstrucción de las barreras coralinas de Belice y las islas Vírgenes han mostrado que este fenómeno no tiene precedentes en aproximadamente 4000 años (Aronson y Precht, 2001). A pesar de los numerosos estudios realizados en EEB, no se ha podido establecer una relación entre su incidencia y factores de tipo antropogénico o natural (Gladfelter, 1982; Peters, 1984; Ritchie y Smith 1995, 1998).

Reacción de Muerte Súbita (Shut-Down Reaction) -RMS-

Antonius (1977) registró la denominada Muerte Súbita (Shut Down Reaction) en el Caribe, síndrome que provocaba la muerte rápida a corales altamente estresados, principalmente por condiciones ambientales extremas (tales como temperatura y sedimentación). La RMS comienza en cualquier punto de la colonia coralina a partir del cual se difunde hacia el resto de la colonia, despojando el tejido vivo a una tasa que puede alcanzar los 10 cm/hora. Se ha encontrado también que esta enfermedad es contagiosa, infectando a otros corales por contacto a través de la columna de agua, siempre y cuando se encuentren estresados (Antonius, 1977, 1988). La RMS ha sido registrada en corales del Caribe (Antonius, 1977) y del mar Rojo (Antonius, 1988), pero el agente causal no ha sido determinado (Sutherland *et al.*, 2004).

Aspergilosis (Aspergillosis) -ASP-

Esta enfermedad hasta el momento sólo ha sido registrada afectando a los gorgonáceos *Gorgonia flabellum* y *G. ventalina*. Las lesiones ocasionadas por esta enfermedad se caracterizan por una regresión de la corteza (coenenquima) y una eventual exposición del esqueleto axial interno de estos abanicos de mar (Figuras 1E y 1F). Además, el área afectada se encuentra rodeada de un anillo color púrpura que indica la presencia de escleritos en abundancia y que podría ser un método de defensa (Smith *et al.*, 1998). Durante la década de los ochenta se registraron mortalidades masivas de *G. flabellum* y *G. ventalina* en el Caribe sur que causaron la desaparición de más del 90 % de estos organismos en algunas zonas (Garzón-Ferreira y Zea, 1992). Hacia 1995 un nuevo evento de mortandad fue evidenciado y, aunque fue menos catastrófico, afectó los abanicos de mar en todo el mar Caribe (Nagelkerken *et al.*, 1997a, 1997b).

Smith *et al.* (1996) identificaron como el patógeno responsable de esta enfermedad al hongo *Aspergillus sydowii* después de aislarlo de porciones enfermas de *G. flabellum* y *G. ventalina* y cumplir con todos los postulados de Koch. Las hifas del hongo se encuentran embebidas en el borde vivo de la lesión (Smith *et al.*, 1996). *Aspergillus sydowii* es un hongo terrestre, poco común en ambientes marinos, inhabilitado para esporular pero capaz de germinar en el mar. Por esto, se ha discutido que la introducción de este hongo pudo darse a través de descargas de ríos (Smith *et al.*, 1996). Si éste fuera el caso, podría indicar una conexión con perturbaciones de tipo antropogénico. De otro lado, Shinn *et al.* (2000) propusieron que las esporas podrían estar siendo trasladadas desde el África sahariana por masas de viento y polvo. Al respecto, Weir-Brush *et al.* (2004) aislaron esporas de *A. sydowii* de tormentas de polvo provenientes de África y que caían sobre las

Islas Vírgenes e inocularon colonias sanas de *G. ventalina*, produciendo signos de ASP. Igualmente, realizaron experimentos similares con cepas de hongos de cultivos de referencia, las cuales no produjeron signos de la enfermedad. Aunque no son concluyentes, estos experimentos muestran la posibilidad que estas masas de polvo sean vectores de enfermedades.

Se ha encontrado que esta enfermedad es más frecuente en ambientes protegidos que en zonas de alta dinámica, donde se encuentra restringida a zonas más profundas del arrecife (Nagelkerken *et al.*, 1997a, 1997b). También ha sido encontrada con mayor frecuencia en zonas de alta influencia antrópica (Kim y Harvell, 2002) y durante períodos cuando la temperatura del agua sobrepasa los 30 °C (Alker *et al.*, 2001).

Autores como Kim *et al.* (2000a, 2000b), Dube *et al.* (2002) y Alker *et al.* (2004) han utilizado el modelo de infección *A. sidowii*-*G. ventalina* para estudiar la respuesta de corales en la creación de antibióticos y antifungales. De esta forma mostraron que los corales (en este caso corales gorgonáceos) producen sustancias químicas que reducen el daño en el tejido coralino e inhiben la acción del organismo patógeno y que estas sustancias pueden variar según el tamaño del organismo, encontrándose en mayores concentraciones en colonias pequeñas. Similarmente, Gil-Agudelo *et al.* (2006b) evaluaron el posible papel de bacterias asociadas a la capa de mucopolisacáridos de estos corales como posible determinante de la resistencia a patógenos. Ante esto, encontraron variaciones en las comunidades bacterianas de corales sanos y enfermos sugiriendo el posible papel protector ante enfermedades de las bacterias que viven en la capa de mucopolisacáridos.

Enfermedad de la Plaga Blanca (White Plague Disease) -EPB-

Dustan (1977) menciona esta enfermedad que luego fue denominada “White Plague” (Dustan y Halas, 1987) o plaga blanca (EPB) en corales de los géneros *Colpophyllia* y *Mycetophyllia* en arrecifes de Key Largo (Florida, EE. UU.). Esta enfermedad se caracteriza por el desprendimiento del tejido coralino que deja el esqueleto en perfectas condiciones (Santavy y Peters, 1997) y por una marcada línea entre el tejido sano y el esqueleto desnudo blanco (Figuras 1G y 1H) (Dustan, 1977). Posteriormente, con base en un brote de EPB en la Florida en 1995, se definió un nuevo tipo de EPB que se denominó “White Plague type II” –EPB tipo II- (Richardson *et al.*, 1998a, 1988b). Las características para separar la EPB de los primeros informes (Dustan, 1977; Dustan y Halas, 1987) del tipo II, son las tasas de pérdida de tejido y las especies afectadas. Mientras las tasas inicialmente registradas no superaron los 3.1 mm/día, la EPB tipo II presentó tasas de hasta de 2 cm/día y afectó principalmente a *Dichocoenia stokesi*, una especie no mencionada como

susceptible en los primeros registros (Richardson, 1998). En 1999, un diferente tipo de EPB fue encontrado en grandes colonias de *M. annularis* y *C. natans*, denudando tejido a una velocidad aun mayor que la encontrada en la EPB tipos I y II. A este síndrome se le denominó plaga blanca tipo III (Richardson *et al.*, 2001), sin embargo, todavía no se han realizado estudios sobre esta aparente nueva enfermedad. En otras regiones diferentes al Caribe se han hecho observaciones de enfermedades en corales que muestran signos similares a los de EPB. Antonius (1985b) fue el primero en registrarla en el Indo-Pacífico, posteriormente Coles (1994) la registró en el golfo de Omán y más recientemente Riegl (2002) la registró para el golfo Árabe. Sin embargo, en estos estudios se refieren a esta enfermedad como banda blanca.

De los tres tipos de EPB, sólo en el caso del tipo II se ha podido identificar el agente causal. Richardson *et al.* (1998a) aislaron cepas bacterianas a partir de colonias enfermas de *D. stokesi* en el evento de 1995 en la Florida (EE. UU.). Inicialmente, se identificó una bacteria cercana al género *Sphingomonas*, pero posteriores estudios mostraron que esta bacteria pertenecía a un nuevo género, y fue llamada *Aurantimonas coralicida* (Denner *et al.*, 2003). Adicionalmente, el alga calcárea *Halimeda opuntia* fue identificada por Nugues *et al.* (2004) como posible vector y reservorio de la EPB tipo II. De otro lado, ensayos recientes utilizando marcadores fluorescentes no han mostrado la presencia de *A. coralicida* en muestras de corales afectados por EPB tipo I, lo cual es un indicativo que son enfermedades diferentes (Laurie Richardson. Florida International University. Miami, EE. UU. 2007. Com. Pers.).

Enfermedad de la Banda Amarilla (Yellow Band/Blotch Disease) -EBA-

Esta enfermedad se caracteriza por la presencia de parches circulares o irregulares de tejido de color amarillo brillante translúcido que pueden volverse bandas (Figuras 2A y 2B). El hecho que el tejido se torne amarillo la diferencia del palidecimiento o blanqueamiento coralino (Santavy *et al.*, 1999). La EBA fue observada por primera vez afectando corales de la especie *Montastraea faveolata* en los cayos de la Florida (Reeves, 1994). Hacia 1996, un extenso brote de la enfermedad fue observado en las islas de San Blas, Panamá, nuevamente en corales de la misma especie. Al mismo tiempo, similares signos de esta enfermedad fueron observados en otros lugares del Gran Caribe como Key West, Jamaica, Cuba y Honduras, en diferentes especies de *Montastraea* (Santavy *et al.*, 1999). Garzón-Ferreira *et al.* (2001), durante sus estudios en arrecifes colombianos, ampliaron el ámbito de especies que son afectadas por esta enfermedad, incluyendo *C. natans*, *Diploria* spp., *Agaricia agaricites*, *Favia fragum* y *Porites astreoides*. Recientemente James Cervino (University of South Carolina. Columbia, EE. UU. 2007. Com. Per.) observó

signos similares a los de esta enfermedad en arrecifes del Pacífico (Bali, Indonesia). El crecimiento de la EBA ha sido determinado únicamente para *M. faveolata*, encontrando tasas de avance cercanas a 0.70 cm/mes (Gil-Agudelo *et al.*, 2004).

Cervino *et al.* (2001) encontraron una reducción entre 41 y 97 % en el número de zooxantelas en corales con signos de banda amarilla. También estas zooxantelas tenían una significativa reducción en su índice mitótico llegando casi al 0 % y parecían vacuoladas. Por su parte, Toller *et al.* (2001) encontraron que las zooxantelas en el tejido afectado por esta enfermedad eran *Symbiodinium* pertenecientes a los clados A y E, en comparación con los clados B y C que usualmente dominan en las especies estudiadas (complejo *M. annularis*) en la zona. Esto explicaría el color amarillo de la banda (color de las zooxantelas del clado A) además que la presencia de estos clados sería la respuesta a condiciones de estrés que afectan a los simbiositos sensibles. Debido a estas observaciones, actualmente se cree que la EBA podría ser una enfermedad de las zooxantelas y no del coral (Cervino *et al.*, 2001; Gil-Agudelo *et al.*, 2004). Cervino *et al.* (2004) aislaron en laboratorio diferentes cepas bacterianas del género *Vibrio* sugiriendo que éstas podrían ser las responsables de producir la enfermedad, no obstante sus resultados no fueron concluyentes.

Korrubel y Riegl (1998) y Riegl (2002) registraron una enfermedad en el golfo de Omán que también denominaron banda amarilla. Sin embargo, esta afección es diferente a la encontrada en el Caribe debido a la presencia de una capa microbiana de color amarillo sobre el coral. Esta capa migra sobre la superficie del tejido coralino matándolo a su paso y dejando el esqueleto de color amarillo (Sutherland *et al.*, 2004). La tasa de crecimiento de esta enfermedad se incrementa durante los meses de verano, alcanzando más de 19 mm/semana. También se ha encontrado que es transmisible entre colonias coralinas (Riegl, 2002). Las especies coralinas más afectadas son *Acropora clathrata*, *A. pharaonis*, *A. tenuis*, *A. valida*, *A. florida*, *Porites lutea*, *P. lichen*, *P. nodifera*, *Turbidina reniformis* y *Cyphastrea microphthalma* (Korrubel y Riegl, 1998).

Serratosiis de Acróporas (White Pox o Acroporid Serratosiis) -SAC-

Observada por primera vez en los cayos de la Florida (Holden, 1996), esta enfermedad se ha encontrado afectando únicamente corales de la especie *A. palmata*. Conocida comúnmente como white pox disease, también ha sido llamada patchy necrosis (Bruckner y Bruckner, 1997). Las lesiones ocasionadas por la SAC se distinguen por ser parches blancos irregulares de esqueleto recién expuesto, rodeados por un frente necrótico de tejido con aspecto y coloración aparentemente normal (Figuras 2C y 2D) (Sutherland *et al.*, 2004). Las lesiones pueden ser pequeñas (algunos cm²) hasta 80 cm² o más y pueden encontrarse varias lesiones en la misma

colonia (Figura 2C) (Patterson *et al.*, 2002). Se ha encontrado que esta enfermedad se desarrolla con mayor rapidez y es más prevalente en épocas de aguas cálidas y de lluvias abundantes (Patterson *et al.*, 2002; Sutherland y Ritchie, 2004). La SAC ha sido relacionada con la mortandad masiva de corales *A. palmata* en el Santuario Natural de los Cayos de la Florida (Patterson *et al.*, 2002). Entre los años de 1996 y 2002, se calculó la pérdida de *A. palmata* en los cayos de la Florida en un 87 %, alcanzando el 97 % en algunos lugares, debido principalmente a la incidencia de esta enfermedad (Patterson *et al.*, 2002; Sutherland y Ritchie, 2004).

A esta enfermedad se le cambió el nombre de “white pox” a SAC (acroporid serratisis) debido a que la bacteria *Serratia marcescens* fue determinada como el agente causal (Patterson *et al.*, 2002); *S. marcescens* es una enterobacteria común en excrementos humanos y animales, en suelos y agua. Su prevalencia en el ambiente marino es desconocida, pero ha sido hallada en aguas marinas contaminadas con aguas residuales (Sutherland *et al.*, 2004). De igual forma, *S. marcescens* ha sido determinada como agente patógeno en otros animales (vacas, cabras, peces, insectos) y plantas, y es un patógeno oportunista en humanos (Sutherland y Ritchie, 2004). En la actualidad se realizan estudios para conocer la fuente y los vectores de la enfermedad. Inicialmente, *S. marcescens* ha sido encontrada en las heces del pez *Sparisoma viride*, el cual podría ser un vector de la enfermedad al defecar sobre las colonias de *A. palmata* (Bruckner, 2002). Estudios preliminares han encontrado este mismo tipo bacteriano en las aguas residuales de la ciudad de Key Largo (Florida), (Kathryn P. Sutherland. Rollins College. Winter Park, EE. UU. 2007. Com. Per.). De comprobarse la relación entre los aportes de aguas residuales al medio marino y el desarrollo de la enfermedad, sería el primer caso demostrado de un vínculo directo entre contaminación humana y el desarrollo de una enfermedad coralina (Sutherland y Ritchie, 2004).

Enfermedad de los Lunares Oscuros (Dark Spots Disease) -ELO-

Esta enfermedad fue observada por primera vez en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario (Caribe colombiano) hacia 1991. Inicialmente fue descrita como “medallones mostaza” y se registró como un tipo de blanqueamiento (Solano *et al.*, 1993). En 1994, fue nuevamente observada pero esta vez en el archipiélago de San Andrés y Providencia y fue llamada “enfermedad de los lunares oscuros” (ELO). Estas observaciones iniciales fueron realizadas en los corales del complejo *M. annularis*. Meses después, signos similares fueron observados en colonias de *Siderastrea siderea* en el golfo de Urabá, Caribe colombiano (Garzón-Ferreira y Gil, 1998; Gil-Agudelo *et al.*, 2004). Hoy en día esta enfermedad ha sido registrada a todo lo largo del mar Caribe (Goreau *et al.*, 1998; Gil-Agudelo *et al.*, 2004; Weil, 2004).



La ELO se caracteriza por la presencia de manchas redondas más oscuras que el tejido normal (de colores púrpura, marrón o café), que crecen en tamaño con el tiempo, presentando algunas de ellas depresión en el tejido y esqueleto coralino (Figuras 2E y 2F). Cuando se presenta tejido muerto al interior del lunar, el tejido afectado parece un anillo rodeando la porción muerta (Garzón-Ferreira y Gil, 1998; Goreau *et al.*, 1998; Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira 2001; Gil-Agudelo *et al.*, 2004). Se ha encontrado que esta enfermedad afecta principalmente a corales de las especies *S. siderea* y *M. annularis*, pero signos similares han sido registrados en al menos otras 10 especies coralinas del Caribe (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Weil (2004) ha calculado que la prevalencia de esta enfermedad en corales del Caribe es de aproximadamente 1.2 % y esto la hace una de las tres enfermedades más prevalentes en la región, superada solamente por la Enfermedad de Banda Negra y Aspergillosis. Su prevalencia parece incrementarse con el aumento de la temperatura del agua (Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira, 2001).

Se han realizado estudios microbiológicos con el fin de detectar el agente responsable de esta enfermedad. Como resultado, se han encontrado cambios en la composición microbiana del mucus de corales enfermos, y se han hallado bacterias posiblemente oportunistas como *V. carchariae* viviendo solamente en colonias enfermas. Aún no se ha podido inducir la enfermedad en corales sanos, para completar así los postulados de Koch (Gil-Agudelo *et al.*, 2004, 2007; datos sin publicar). También se han encontrado hongos endolíticos relacionados con colonias con signos de lunares oscuros. Una nueva hipótesis señala a estos hongos como posibles responsables de la enfermedad (Obs. Pers.; Galloway *et al.*, 2007).

Recientemente, Work *et al.* (2008) encontraron signos de una enfermedad similar a ELO en corales de las especies *Pavona varians*, *P. maldivensis*, *Psamocora nierstrazi* y *Montipora* sp. en Hawai y Samoa estadounidense en el océano Pacífico. Análisis histopatológicos de las lesiones mostraron hongos endolíticos asociados, similar a los encontrados en corales con ELO en el mar Caribe.

Blanqueamiento Bacteriano (Bacterial Bleaching) -BBT-

El blanqueamiento coralino ha sido ligado usualmente a cambios en factores físicos o químicos del ambiente y no a factores bióticos. Sin embargo, Kushmaro *et al.* (1997) demostraron que el coral *Oculina patagonica* se blanqueaba debido a la acción de la bacteria *Vibrio shilonii* (*V. shiloi*, sic) en el mar Mediterráneo, siendo la primera investigación que relaciona el blanqueamiento con un agente biológico. Posteriormente, se ha argumentado que *V. shilonii* es una sinonimia de *V. mediterranei* (Thompson *et al.*, 2001).

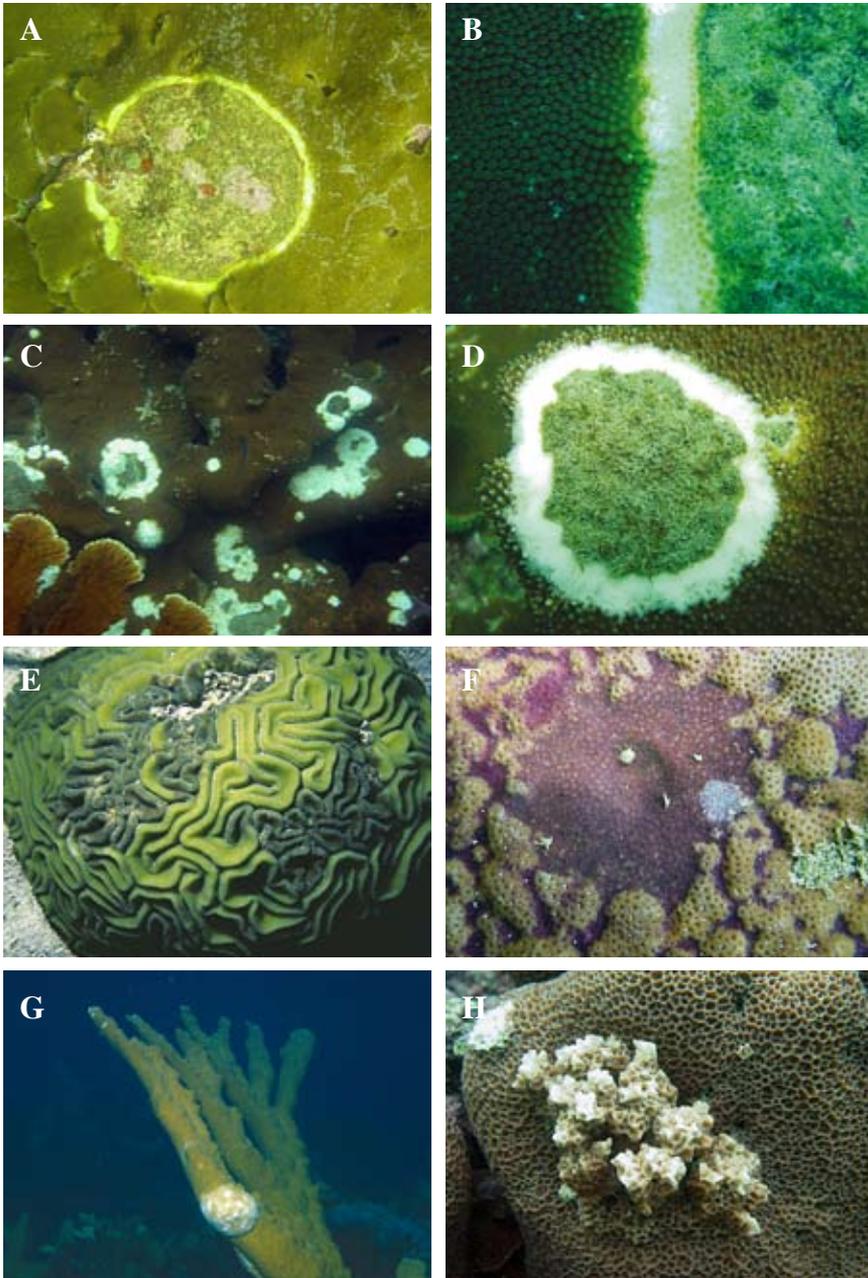


Figura 2. Enfermedades coralinas que afectan corales pétreos y blandos en los arrecifes colombianos. Enfermedad de la Banda Amarilla (EBA) en *Montastraea faveolata* (A y B). Serratisis de Acropóridos (SAC) en *Acropora palmata* (C y D). Enfermedad de Lunares Oscuros (ELO) en *Diptoria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea* (E y F). Tumores en *A. palmata* (Caribe) y *Gardineroseris planulata* en el Pacífico colombiano (G y H)

Esta enfermedad es posiblemente la mejor estudiada hasta la fecha desde el punto de vista de patogénesis. Se sabe que *V. shilonii* es atraída por el mucus de *O. patagonica* (Banin *et al.*, 2001a; Rosenberg, 2004). Luego, la bacteria se adhiere a receptores en la superficie del coral que contienen β -galactosidasa. Un aspecto interesante es que la adhesión de la bacteria a la superficie del coral sólo se lleva a cabo cuando *V. shilonii* es cultivada a temperaturas elevadas (25 a 28 °C) (Toren *et al.*, 1998; Rosenberg, 2004). Después, la bacteria penetra el tejido coralino y se multiplica, pasando a un estado viable pero no cultivable (Banin *et al.*, 2000). A partir de este punto no se conoce mucho sobre lo que sucede, pero se sabe que *V. shilonii* produce toxinas extracelulares que bloquean la fotosíntesis de las zooxantelas. Una de estas toxinas es la llamada toxina P, debido a la abundancia de prolina en el péptido. Se cree que la toxina se adhiere a la membrana de las zooxantelas haciendo canales que permiten el ingreso de amonio a éstas, destruyendo su gradiente de pH y bloqueando la fotosíntesis (Banin *et al.*, 2001b; Rosenberg, 2004). Recientemente se ha encontrado que las toxinas de *V. shilonii*, que producen daño en el aparato fotosintético de zooxantelas en *O. patagonica*, no tienen el mismo efecto en zooxantelas de otros corales (especialmente aquellos del Caribe). Esto podría mostrar que esta especie bacteriana no sería responsable de blanqueamiento masivo, el cual sucede en grandes áreas e involucra numerosas especies coralinas (observaciones recientes y datos sin publicar, Rosenberg, 2004) y el cual se ha atribuido a condiciones ambientales y de estrés.

La incidencia del blanqueamiento coralino puede llegar al 90 % de las colonias de *O. patagonica* durante los meses de verano (temperatura del agua cercana a los 30 °C) en el mar Mediterráneo, disminuyendo al 5 % o menos cuando la temperatura del agua se encuentra por debajo de 20 °C (Israely *et al.*, 2001; Rosenberg, 2004). Se ha establecido también que durante el invierno no es posible encontrar a *V. shilonii* en colonias de *O. patagonica*, sin embargo, sí en abundancia en el gusano de fuego *Hermodice carunculata*, el cual serviría como reservorio durante esta época y posiblemente también como vector de la enfermedad (Israely *et al.*, 2001; Rosenberg, 2004).

Ben-Haim y Rosenberg (2002) y Ben-Haim *et al.* (2003a) identificaron una nueva especie de *Vibrio* (*V. coralliilyticus*) produciendo signos similares a los del blanqueamiento bacteriano en corales de la especie *Pocillopora damicornis* en Zanzíbar, océano Índico. Además de producir blanqueamiento, *V. coralliilyticus* produce lisis del tejido coralino a temperaturas superiores a los 27 °C (Ben-Haim *et al.*, 2003b). Al igual que *V. shilonii*, *V. coralliilyticus* produce toxinas extracelulares. Sin embargo el papel de estas toxinas, su modo de acción y sus características aún son desconocidas (Ben-Haim *et al.*, 2003b). No se han realizado estudios de la

incidencia de esta enfermedad en los arrecifes de ésta y otras regiones, pero se sabe que el aumento en la temperatura del agua incrementa la virulencia del patógeno o la susceptibilidad del hospedero (Ben-Haim y Rosenberg, 2002).

Debido al hallazgo de bacterias que producen signos similares a los de blanqueamiento coralino, Rosenberg y Ben-Haim (2002) y Rosenberg (2004) formularon la llamada hipótesis de bacterias como productoras de blanqueamiento coralino. En ésta, se establece la posibilidad que el blanqueamiento coralino sea producido por bacterias, debido a que éstas liberan toxinas como respuesta a cambios ambientales, tales como aumento de la temperatura del agua. De esta forma, el blanqueamiento si bien parece ser producido por incrementos en la temperatura, su causa real es la enfermedad bacteriana.

Tumores

Los tumores en corales han sido observados por varias décadas en corales. Posiblemente el primero de estos registros es el de Squires (1965) en colonias del coral *Madrepora kauaiensis* colectadas en las islas de Hawai en 1902. Estos tumores son formados por una proliferación anormal del tejido coralino y usualmente se encuentran asociados a formaciones anormales del esqueleto (Figuras 2G y 2H) (Peters *et al.*, 1986; Sutherland *et al.*, 2004). Los tumores se caracterizan por presentar un adelgazamiento del tejido coralino que recubre la parte afectada, incremento en la porosidad del esqueleto, pérdida de células secretoras de mucus y nematocistos, disminución o ausencia de zooxantelas, reducción de la fecundidad de la colonia y, más notorio, pérdida o degeneración de los pólipos (Bak, 1983; Peters *et al.*, 1986; Yamashiro *et al.*, 2000).

Los tumores han sido registrados en una gran variedad de corales pétreos y octocorales en arrecifes alrededor del mundo (Peters *et al.*, 1986; Sutherland *et al.*, 2004). Gateño *et al.* (2003) encontraron que los tumores poseen una menor densidad y mayor contenido de magnesio en sus esqueletos, favoreciendo la entrada de organismos erodadores. Estas anomalías pueden ser el resultado de interacciones con otros organismos como crustáceos (Grygier y Cairns, 1996), tremátodos (Aeby, 1998) y otros (Sutherland *et al.*, 2004) o verdaderos tumores formados por simple multiplicación incontrolada de células (Peters *et al.*, 1986).

A pesar de que muchos consideran el término neoplasia y tumores como sinónimos, los tumores pueden formarse por neoplasia (proliferación celular incontrolada), hiperplasia (proliferación celular de tejidos normales) o hipertrofia (incremento del tamaño de las células de tejidos normales) (Sutherland *et al.*, 2004). Por su parte, Gateño *et al.* (2003) propone utilizar el término “Tumor del Esqueleto” (Skeletal Tumor) o Epitelioma Calicoblástico (Calicoblastic Epithelioma) por

considerar que los nombres anteriormente mencionados no reflejan la patogénesis y etiología de este fenómeno.

Banda Erosionadora del Esqueleto (Skeleton Eroding Band) -BEE-

Observada por primera vez por Antonius (1999), esta enfermedad ha sido registrada en el mar Rojo, el océano Índico y la Gran Barrera australiana. Se caracteriza por una delgada banda de color negro, muy similar a la banda negra que avanza consumiendo el tejido coralino y dejando marcas de erosión en el esqueleto desnudo. Sin embargo, se cree que esta enfermedad es causada por el protozoo *Halofolliculina corallasia* (Antonius, 1999; Antonius y Lipscomb, 2001) a pesar de que los postulados de Koch aún no han sido satisfechos. Grupos de estos ciliados producen daño físico al tejido y al esqueleto con sus cilios, embebiendo la parte basal de su lorica en el tejido del coral; se cree que este proceso se ve favorecido por la acción de sustancias químicas secretadas por los protozoarios (Antonius y Lipscomb, 2001). Recientemente, se han observado signos similares de esta enfermedad en corales de la costa Caribe venezolana (Aldo Croquer. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez, Puerto Rico. 2008. Com. Pers.) y Puerto Rico (obs. pers.). El avance de la banda erosionadora del esqueleto se da por la producción asexual de larvas de ciliados que migran para buscar un sitio para asentarse y secretar su lorica. Se ha calculado que este avance es de solamente 1 mm/semana, pero puede llegar a 1 mm/día (Antonius y Lipscomb, 2001).

Síndrome de la Línea Rosa (Pink-Line Syndrome) -SLR-

Registrada por primera vez en el océano Índico en 2002, esta enfermedad que ataca el coral *Porites lutea* se caracteriza por una línea o banda de tejido de color rosa que separa el tejido sano del esqueleto donde el tejido ha muerto. Se ha encontrado que la cianobacteria *Phormidium valderianum* produce los signos característicos de esta enfermedad, satisfaciendo así los postulados de Koch. Sin embargo, esta enfermedad no forma una capa de cianobacterias que mata el tejido que se encuentra bajo éste (como en el caso de la banda negra). La coloración de esta enfermedad se debe, al parecer, a una reacción del tejido a la presencia de la cianobacteria (Ravindran y Raghukumar, 2002).

Se desconoce la incidencia de esta enfermedad en los arrecifes del Pacífico, pero Ravindran y Raghukumar (2002) encontraron cerca del 10 % de las colonias de *P. lutea* con signos de SLR en el arrecife de Kavaratti (India). Willis *et al.* (2004) argumentan que esta misma coloración se presenta en este coral como respuesta a variadas formas de estrés, tales como depredación, competencia, invasión por parásitos, entre otras, lo cual mostraría que esta línea no puede relacionarse con un único agente causal o patógeno.

Enfermedad de la Banda Café (Brown Band Disease) -EBC-

Esta enfermedad fue detectada por primera vez en el verano de 2003 en la Gran Barrera arrecifal australiana. La EBC presenta una zona de color marrón, de grosor variable, bordeada de tejido sano en el frente de progresión y esqueleto expuesto en la parte posterior. Ocasionalmente se encuentra una zona blanca entre el tejido sano y la banda café, la cual se puede deber a tejido blanqueado o esqueleto desnudo (Willis *et al.*, 2004). Grandes densidades de organismos ciliados se han encontrado en esta banda, los cuales consumen las zooxantelas del coral y le dan la coloración café a la misma. Se cree que esta enfermedad es ocasionada por el ciliado *Helicostoma nonatum*, sin embargo aún no se han realizado experimentos para su comprobación (Willis *et al.*, 2004).

Enfermedad de las manchas blancas ulcerativas en *Porites* (*Porites* ulcerative white spot disease) -MUP-

Se observó por primera vez en las Filipinas a finales de los años 90. La enfermedad, que ataca a corales del género *Porites* comienza como focos de tejido blanqueado pero intacto, de forma redonda u ovalada y bien delimitados. Estos focos pueden llegar a formar úlceras en el tejido coralino, los cuales pueden unirse con otros focos. Ocasionalmente, la enfermedad produce la muerte de toda la colonia coralina (Raymundo *et al.*, 2003). La incidencia de esta enfermedad en los arrecifes de las Filipinas es alta. Raymundo *et al.* (2003) encontraron la enfermedad en 80 % de los arrecifes muestreados, afectando a aproximadamente un 22 % de las colonias de *Porites*. En 2002, Longin Kaczmarzky (Florida International University. Miami. 2007 Com. Per.) encontró más del 57 % de las colonias de *Porites* spp. afectadas por la enfermedad. La tasa de progresión de la enfermedad parece ser lenta, con colonias coralinas mostrando lesiones por largo tiempo sin mostrar pérdida significativa de tejido. Sin embargo, la recuperación de la enfermedad ha sido raramente observada (Raymundo *et al.*, 2003).

Experimentos de transmisión de la enfermedad realizados en campo mostraron que el 95 % de colonias sanas puestas en contacto con corales afectados por la enfermedad, presentaron lesiones luego de cinco semanas (Raymundo *et al.*, 2003). Aunque no se han realizado estudios extensivos, parece haber una relación entre temperatura y aparición de la enfermedad, encontrándose mayor prevalencia de ésta por encima de los 26 °C (Raymundo *et al.*, 2003).

INVESTIGACIÓN EN ENFERMEDADES DE CORALES EN COLOMBIA.

Historia

Antes de la década de los años 90, la investigación en corales y arrecifes coralinos en Colombia se enfocó principalmente en establecer una línea base de la composición, estructura y abundancia coralina de los arrecifes colombianos. Como ejemplo de este tipo de estudios están los trabajos de Erhardt y Werding (1975a, 1975b), Prahly y Erhardt (1985), Werding y Sánchez (1988, 1989), entre muchos otros. Sin embargo, sólo hasta 2000 se puede encontrar un estudio compendio con la línea base de todas las áreas coralinas de Colombia (Díaz *et al.*, 2000). Con base en dichos estudios y debido al evidente deterioro sufrido por los arrecifes colombianos durante la década de los años 80 y principios de los años 90, se establecieron iniciativas para el monitoreo de las áreas arrecifales en el país. La primera de éstas fue la vinculación del país al programa CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity Program) y, luego en 1998, se inició el desarrollo del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia –SIMAC– (Garzón-Ferreira, 1999), un programa interinstitucional liderado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) y con el cual se implementó un protocolo específico para el seguimiento temporal de las enfermedades coralinas.

No obstante, antes del SIMAC a principios de los años 90, se realizaron evaluaciones enfocadas a la descripción de eventos específicos de enfermedades. Quizás el primero de estos estudios fue el de Garzón-Ferreira y Zea (1992), en el cual se describió la mortandad masiva del octocoral *Gorgonia ventalina* en el área de Santa Marta. Luego en 1993 se publicó un estudio por Solano *et al.* (1993) sobre la incidencia de blanqueamiento coralino en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario. Posteriormente, Díaz *et al.* (1995) publicaron el primer estudio en el que se evaluó salud arrecifal en Colombia y en el que se distinguieron claramente algunas enfermedades coralinas como factores de deterioro arrecifal. En ese estudio se acuñó el nombre de “Enfermedad de los Lunares Oscuros ELO (Dark Spots Disease)”, a pesar que Solano *et al.* (1993) había descrito signos similares a esta enfermedad como “medallones mostaza” durante su estudio de blanqueamiento. Se convierte así esta enfermedad como la primera y única enfermedad coralina descrita en Colombia hasta el momento. Continuando con el estudio de la ELO, Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira (2001) describieron la distribución e incidencia de esta enfermedad en los arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, Santa Marta, y Garcés (2000) investigó el desarrollo de esta misma enfermedad en dos especies coralinas en la misma área. Finalmente, Gil-Agudelo *et al.* (2004) realizaron las primeras aproximaciones para establecer el patógeno causante de esta enfermedad (ver ELO en sección anterior).

También se han realizado trabajos sobre la incidencia de diferentes enfermedades coralinas en diversos arrecifes del país, como el Barrios (2000), en el cual se evaluaron conjuntamente las enfermedades y los principales agentes de deterioro de corales en el Caribe colombiano y el de Garzón-Ferreira *et al.* (2001), que registró enfermedades entre 1992 y 1998 en 13 arrecifes caribeños. Por su parte, Garzón-Ferreira y Pinzón (1999) realizaron los primeros registros de enfermedades coralinas para el Pacífico oriental en la isla de Malpelo, encontrando un síndrome similar a la EBB sobre corales del género *Pocillopora* y otro semejante a la EPB en *Porites lobata*. Además para el Pacífico colombiano, Zapata *et al.* (2001) hicieron la recopilación sobre el estado de salud de los arrecifes de la Isla Gorgona.

Monitoreo de enfermedades coralinas en Colombia en el marco del programa SIMAC

Con la creación del SIMAC, se comenzó con la evaluación y monitoreo de las diferentes enfermedades coralinas descritas, su incidencia, prevalencia y evolución en los arrecifes coralinos de cinco localidades del Caribe y tres en la costa pacífica colombiana (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002b). Tres de las estaciones del Caribe (isla de San Andrés, islas del Rosario y bahía de Chengue) han sido monitoreadas desde 1998. Las dos estaciones restantes (islas de San Bernardo y Urabá chocoano) se instalaron en 2002. En el Pacífico, la estación de la isla Gorgona fue establecida en 1998 y las otras dos (Utría y Malpelo) fueron instaladas en 2002 y 2003 respectivamente.

Durante el monitoreo SIMAC han sido observadas ocho enfermedades afectando los corales del Caribe colombiano: Plaga Blanca (EPB), Lunares Oscuros (ELO), Banda Negra (EBN), Banda Amarilla (EBA), Banda Blanca (EBB), Banda Roja (EBR), Reacción de Muerte Súbita (RMS) y la Serratiosis de Acropóridos (SAC). De éstas, la EMS y la SAC no habían sido registradas anteriormente (cf. Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Para las áreas de monitoreo del Pacífico, se han encontrado colonias aisladas con síndromes similares a la EPB y la EBB descritos por Garzón-Ferreira y Pinzón (1999). Más recientemente, gorgonáceos del género *Pacificorgia* fueron observados con signos de una enfermedad similar a la aspergillosis en la ensenada de Utría, durante la campaña de monitoreo de 2002. Por lo tanto, investigaciones conducentes para corroborar la presencia de enfermedades o patógenos asociados a la mortalidad de corales pétreos o blandos en los arrecifes del Pacífico colombiano deben ser implementados en el corto plazo.

Entre 1998 y 2005 en el SIMAC se han registrado diferentes especies de corales pétreos padeciendo enfermedades, de las cuales once no habían sido registradas por Garzón-Ferreira *et al.* (2001) e incrementaron a 36 el número total de especies

afectadas por al menos una enfermedad en los arrecifes del Caribe colombiano (Tabla 2). Además, para varias especies se han detectado nuevas afecciones, siendo las de mayor susceptibilidad (con cuatro o cinco enfermedades): *A. palmata*, *A. agaricites*, *C. natans*, *D. strigosa* y las especies del complejo *Montastraea annularis* (Tabla 2). La EPB y la ELO son las enfermedades que más especies han afectado con 34 y 22 especies respectivamente (Tabla 2) y en conjunto son las responsables de la mayor prevalencia de enfermedades, así como las únicas registradas en todas las localidades de monitoreo (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Previamente se habían registrado sólo alrededor de 20 especies coralinas afectadas por EPB (Richardson, 1998; Richardson *et al.*, 1998b; Gil-Agudelo *et al.*, 2004) y hasta diez con ELO (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Gil-Agudelo *et al.*, 2004). De otro lado, a lo largo del período de seguimiento (1998-2005) la prevalencia de enfermedades ha variado entre un máximo de 8.6 % (San Andrés 1999) y un mínimo de 0.6 % (islas del Rosario 2005 y bahía de Chengue 2000 y 2005), con cambios interanuales de diferente magnitud en cada localidad, pero tendiendo a presentar los mayores niveles en las estaciones de monitoreo de la isla de San Andrés (Figura 3). En relación con este hecho, desde hace algunos años San Andrés ha sido considerada como un centro de alta prevalencia de enfermedades coralinas (Weil *et al.*, 2002), sin embargo no hay claridad sobre cuales son los factores que han contribuido a ello.

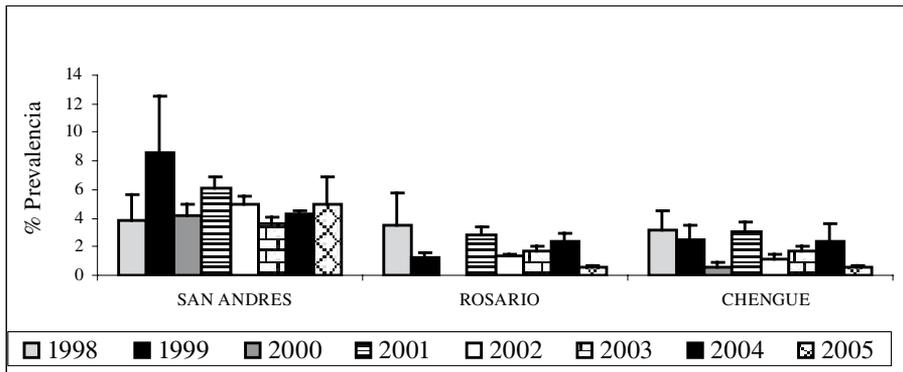


Figura 3. Promedio y error estándar de la prevalencia de enfermedades en corales pétreos de las áreas de monitoreo SIMAC en el Caribe entre 1998 y 2005. Los valores corresponden a la integración de los promedios de los diferentes niveles de profundidad evaluados en cada área. En 2000 no se realizó monitoreo en las Islas del Rosario.

Tabla 2. Especies de corales duros afectadas por cada una de las enfermedades registradas durante el monitoreo del SIMAC (1998-2005) y por Garzón Ferreira *et al.* (2001) en el Caribe colombiano. X= registrado por SIMAC y Garzón-Ferreira *et al.* (2001). (X)= registrado exclusivamente durante monitoreo SIMAC. XX= registrado exclusivamente por Garzón-Ferreira *et al.* (2001). Plaga Blanca (EPB), Lunares Oscuros (ELO), Banda Negra (EBN), Banda Amarilla (EBA), Reacción Muerte Súbita (RMS), Banda Blanca (EBB), Banda Roja (EBR) y Serratiosis de Acropóridos (SAC).

Especies	EPB	ELO	EBN	EBA	RMS	EBB	EBR	SAC
<i>Acropora cervicornis</i>						(X)		
<i>A. palmata</i>	X		X			X		(X)
<i>Agaricia agaricites</i>	X	X	(X)	XX	(X)			
<i>A. fragilis</i>	X							
<i>A. grahamae</i>	X							
<i>A. humilis</i>	X							
<i>A. lamarckii</i>	X							
<i>A. tenuifolia</i>	X							
<i>Colpophyllia natans</i>	X	X	X	X				
<i>Dichocoenia stockesii</i>	X	(X)						
<i>Diploria clivosa</i>	X							
<i>D. labyrinthiformis</i>	X	X		XX				
<i>D. strigosa</i>	X	(X)	X	X				
<i>Eusmilia fastigiata</i>	X	X						
<i>Favia fragum</i>	(X)	(X)		XX				
<i>Helioseris cucullata</i>	(X)	(X)	XX					
<i>Isophyllastrea rigida</i>	(X)	X						
<i>Madracis decactis</i>	X	X						
<i>M. mirabilis</i>	X							
<i>Manicina areolata</i>	XX							
<i>Meandrina meandrites</i>	X	X		X				
<i>Millepora alcicornis</i>	X							
<i>M. complanata</i>	X							
<i>Montastraea annularis</i>	X	X	X	X			XX	
<i>M. cavernosa</i>	X	X	(X)	X				
<i>M. faveolata</i>	X	X	X	X			XX	
<i>M. franksi</i>	X	(X)	X	X	(X)			
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	X							
<i>M. ferox</i>	X							
<i>M. lamarckiana</i>	X	(X)	(X)					
<i>Porites astreoides</i>	X	(X)		X				
<i>P. porites</i>	X	(X)						
<i>Siderastrea radians</i>		X						
<i>S. siderea</i>	X	X	X					
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	X	X	X					
<i>S. michelinii</i>	X	X						
Total especies afectadas	34	22	12	11	2	2	2	1

El incremento en la aparición de nuevas enfermedades coralinas y su más amplia dispersión geográfica en Colombia y el mundo es innegable (Goreau *et al.*, 1998; Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira, 2001; Rosenberg y Ben-Haim, 2002; Weil *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Sutherland *et al.*, 2004). Hoy en día, las enfermedades son consideradas uno de los factores que ocasionan mayor pérdida de tejido coralino, convirtiéndose en un aspecto crítico en la ecología de los arrecifes de coral (Weil *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). En consecuencia, los monitoreos sistemáticos de salud coralina en Colombia deben continuar y expandirse a otras áreas arrecifales para brindar información más sólida con el fin de explicar la variabilidad geográfica y temporal observada, involucrando, además, seguimientos particulares sobre la dinámica de la EPB y la ELO por su potencial papel en el proceso actual de deterioro arrecifal.

Perspectivas de investigación

Hasta el momento la investigación de enfermedades de corales en Colombia, al igual que el estudio de corales en general, ha sido dominada por las determinaciones en campo y estudios de línea base. En pocos casos se han realizado investigaciones que contemplen más allá de la descripción y cuantificación de estas enfermedades. Colombia posee un gran potencial para desarrollar investigaciones tendientes a resolver muchas de las incógnitas que rodean las enfermedades de corales, tales como son la identificación de los organismos patógenos, vectores de transmisión, reservorios y modos de dispersión de estos patógenos. De otra parte, se desconocen los procesos de infección y resistencia de los corales a las enfermedades. En este marco y de acuerdo a la experiencia de los investigadores del país, los siguientes serían algunos de los posibles proyectos de investigación que deberían llevarse a cabo:

- Identificación y caracterización de los patógenos de las enfermedades coralinas de Lunares Oscuros (ELO), Banda Blanca (EBB) tipos I y II y Plaga Blanca (EPB) tipos I y III usando técnicas microbiológicas clásicas y moleculares.
- Diferenciación de los tipos I, II y III de la EPB mediante estudios moleculares y estudios detallados en campo sobre su incidencia y distribución.
- Estudios de los reservorios de EPB tipo II mediante el uso de técnicas moleculares y microbiológicas clásicas.
- Estudios de la presencia de *V. shilonii* y *V. coralliilyticus* en aguas del Caribe y Pacífico colombiano y su potencial papel en el blanqueamiento coralino en la región.
- Ensayos en laboratorio tendientes a determinar el papel de variables ambientales tales como temperatura, sedimentación y concentración de nutrientes en el

proceso de enfermedades tales como EBB, ELO, Serratiosis de Acrópolis (SAC), entre otras.

- Estudio de los posibles vectores de enfermedades cuyos patógenos ya han sido establecidos (EPB, EBN, SAC) mediante el uso de técnicas moleculares.

Debido a su situación geográfica y a que cuenta con arrecifes coralinos tanto en el océano Pacífico como en el mar Caribe, Colombia puede considerarse como un lugar privilegiado para realizar estudios de enfermedades en ambos lugares e incluso realizar investigaciones en enfermedades transoceánicas. Tal es el caso de:

- Profundización en el conocimiento de las enfermedades que afectan corales del Pacífico colombiano.
- Presencia de Aspergilosis en octocorales del género *Pacificorgia* en el Pacífico colombiano.
- Corroborar la presencia de la EPB en corales de Malpelo y otras localidades del Pacífico, de las cuales se tienen registros iniciales (Garzón-Ferreira y Pinzón, 1999).

A su vez, deben fortalecerse los estudios de enfermedades coralinas en campo principalmente aquellos que implican el monitoreo de las zonas arrecifales colombianas para conocer el impacto a largo plazo en dichas áreas. La expansión geográfica de los programas de monitoreo permitirá también la detección de enfermedades en diferentes áreas coralinas, y debe ser acompañada de la implementación de protocolos rápidos de evaluación, así como de la toma de información complementarias para tratar de determinar los agentes causantes de las mismas. Dentro de este componente de monitoreo se recomienda:

- Evaluación de la prevalencia de enfermedades en áreas remotas del Caribe colombiano.
- Determinación de las tasas de pérdida de tejido asociadas con enfermedades como la EPB y el ELO.
- Determinar la relevancia de las enfermedades en la pérdida de cobertura coralina frente a otros agentes de mortalidad natural o antropogénica.

El desarrollo de estos temas necesita una estrecha interacción entre estudios de campo y de laboratorio. Para esto, Colombia ya posee una buena infraestructura cercana a zonas arrecifales que permite la ejecución de este tipo de investigaciones. En la costa Caribe, por ejemplo, se encuentran los laboratorios de INVEMAR y de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano en el área de Santa Marta. De otra parte, se cuenta con la Universidad de Cartagena, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo

Lozano y CARDIQUE en el área de Cartagena; Universidad de Córdoba y una estación remota de INVEMAR en el área del golfo de Morrosquillo y la Universidad de Antioquia en el golfo de Urabá. En el archipiélago de San Andrés y Providencia se cuenta con los laboratorios en CORALINA y la Universidad Nacional de Colombia, sede San Andrés. De otra parte, en el Pacífico colombiano están los laboratorios de la Universidad del Valle e INVEMAR. La Red de Parques Nacionales Naturales directa o indirectamente relacionados con zonas arrecifales en ambos océanos cuenta con la logística necesaria para apoyar este tipo de investigaciones en sus áreas de influencia. Los laboratorios y centros de investigación pueden servir no sólo para realizar investigaciones sobre enfermedades coralinas, sino que también pueden actuar como red de alerta temprana de posibles epidemias de enfermedades coralinas, dado que cuentan con personal capacitado. Con la creación del SIMAC se han dado los primeros pasos para integrar varias de estas entidades en torno a la investigación de arrecifes coralinos. Sin duda estos esfuerzos deben continuar en el futuro, con el ánimo de detectar cambios en la distribución e incidencia de las diferentes enfermedades coralinas hasta ahora observadas, pero también con el fin de identificar la aparición de nuevas enfermedades no detectadas con anterioridad.

De otra parte, es necesario canalizar esfuerzos conducentes a estudiar las causas de dichas enfermedades y los factores que exacerbaban su presencia en ciertas áreas. Para esto es imprescindible comenzar a cambiar en parte el enfoque de la investigación, pasando de los estudios descriptivos a estudios experimentales e involucrar en estas investigaciones a profesionales de otras ramas de la biología y de otras disciplinas de las ciencias. Es necesario vincular, por ejemplo, microbiólogos que se enfoquen en la identificación de los patógenos causantes de estas enfermedades, biólogos moleculares capaces de encontrar reservorios y vectores de estos patógenos, biólogos celulares que investiguen los mecanismos de acción, químicos que identifiquen las toxinas producidas por los patógenos y su forma de acción, entre muchos otros. A pesar de que muchos de los laboratorios anteriormente mencionados no tienen las facilidades o el personal adecuado para hacer este tipo de investigaciones, ellos podrían servir como puntos de enlace y colecta de muestras para su posterior análisis en otras entidades que cuentan con este tipo de infraestructura. Este el caso de universidades como Andes, Javeriana, Jorge Tadeo Lozano, Nacional de Colombia, Antioquia, Valle, e institutos como INVEMAR y Humboldt, entre otros, los cuales cuentan con equipos y profesionales especializados en diferentes áreas del conocimiento que podrían realizar valiosos aportes a este campo de estudio.

La investigación de corales y enfermedades coralinas en Colombia tiene ya un gran reconocimiento internacional. Muestra de esto es la posición del país

en la red CARICOMP, que agrupa a más de 25 laboratorios de 16 países del gran Caribe y en la que es uno de los miembros líderes. Esta colaboración ha arrojado importantes resultados no sólo desde el punto de vista del número de publicaciones realizadas por la red, sino también en la interacción permanente de los científicos colombianos con los de otros países. Como producto también de la posición de liderazgo de la investigación en arrecifes coralinos y sus enfermedades, Colombia (a través del INVEMAR) fue escogido como coordinador del nodo regional STA-GCRMN (Southern Tropical Atlantic, Global Coral Reef Monitoring Network) de la red global de monitoreo de arrecifes coralinos, en el cual están incluidos cinco países de la región (Costa Rica, Panamá, Colombia, Venezuela y Brasil).

El estudio de enfermedades de corales y en general de las de organismos marinos es un nuevo campo de mucho interés a nivel internacional, especialmente por el incremento de las mismas como consecuencia de procesos de contaminación y posiblemente por el cambio climático global. Muestra de esto es la reciente creación del grupo para estudios de enfermedades de corales del Banco Mundial y la creación de Reef Task por parte del gobierno de Estados Unidos. En consecuencia, la investigación en enfermedades de corales en Colombia debe cambiar su enfoque, pasando de estudios meramente descriptivos a una investigación multidisciplinaria e integral que involucre aspectos de ecología, microbiología y química. Además es importante buscar aliados tanto nacionales como internacionales que permitan a la comunidad científica nacional ser competitiva y líder de este tipo de investigaciones en la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a todos los investigadores, estudiantes y pasantes que han colaborado con nuestros estudios de enfermedades coralinas en Colombia; igualmente a los dos evaluadores anónimos del presente artículo, los cuales ayudaron a mejorar significativamente la calidad del mismo. Los fondos para las investigaciones de enfermedades coralinas realizadas en Colombia han sido aportados en parte por el Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología COLCIENCIAS (Proyecto Colciencias–BID 2105-09-327-97), del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, UNEP-CAR/RCU, National Science Foundation (NSF OCE-0326269) y National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA-CRES 0648–0384). DLG-A quiere también agradecer la beca FULBRIGHT-COLCIENCIAS-DNP (081/2000). Agradecemos especialmente el apoyo logístico del CEINER, Corporación CORALINA, Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales UAESPNN, Universidad Nacional y Universidad del Valle.



BIBLIOGRAFÍA

- Aeby, G. S. 1998. A digenean metacercaria from the reef coral, *Porites compressa*, experimentally identified as *Podocotyloides stenometra*. J. Parasitol., 84 (6): 1259-1261.
- Alker A. P., G. W. Smith y K. Kim. 2001. Characterization of *Aspergillus sydowii* (Thom et Church) a fungal pathogen of Caribbean sea fan corals. Hydrobiologia, 460: 105-111.
- Alker, A. P., K. Kim, D. H. Dube y C. D. Harvell. 2004. Localized induction of a generalized response against multiple biotic agents in Caribbean sea fans. Coral reefs, 23: 397-405.
- Al-Moghrabi, S. M. 2001. Unusual black band disease (BBD) outbreak in the northern tip of the Gulf of Aqaba (Jordan). Coral Reefs, 19: 330-331.
- Antonius, A. 1977. Coral mortality in reefs: a problem for science and management. Proc. 3rd Internat. Coral Reef Symp., 2: 617-623.
- Antonius, A. 1981a. The "band" disease in coral reefs. Proc. 4th Internat. Coral Reef Symp., 2: 7-14.
- Antonius, A. 1981b. Coral reef pathology: A review. Proc. 4th Internat. Coral Reef Symp., 2: 3-6.
- Antonius, A. 1985a. Black band disease infection experiments on hexacorals and octacorals. Proc. 5th Internat. Coral Reef Symp., 6: 155-160.
- Antonius, A. 1985b. Coral diseases in the Indo-Pacific: A first record. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol., 6 (3): 197-218.
- Antonius, A. 1988. Distribution and dynamics of coral diseases in the eastern Red sea. Proc. 6th Internat. Coral Reef Symp., 2: 293-298.
- Antonius, A. 1999. *Halofolliculina corallasia*, a new coral-killing ciliate on Indo-Pacific reefs. Coral Reefs, 18 (3): 300.
- Antonius, A. y D. Lipscomb. 2001. First protozoan coral-killer identified in the Indo-Pacific. Atoll. Res. Bull., 481-493: 1-21.
- Aronson, R. B. y W. F. Precht. 2001. White band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. Hydrobiologia, 460: 25-38.
- Bak, R. P. M. 1983. Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. Mar. Biol., 77 (3): 221-227.
- Banin, E., T. Israely, A. Kushmaro, Y. Loya, E. Orr y E. Rosenberg. 2000. Penetration of the coral-bleaching *Vibrio shiloi* into *Oculina patagonica*. Appl. Environ. Microbiol., 66: 3031-3036.
- Banin, E., T. Israely, M. Fine, Y. Loya y E. Rosenberg. 2001a. Role of endosymbiotic zooxanthellae and coral mucus in the adhesion of the coral-bleaching pathogen *Vibrio shiloi* to its host. FEMS Microbiol. Lett., 199: 33-37.
- Banin, E. T., K. H. Sanjay, F. Naider y E. Rosenberg. 2001b. A proline-rich peptide from the coral pathogen *Vibrio shiloi* that inhibits photosynthesis of zooxanthellae. Appl. Environ. Microbiol., 67 (4): 1536-1541.
- Barrios, L. M. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis Maestría Biol. Mar., Univ. Nal. Col., Santa Marta. 155 p.
- Ben-Haim, Y. y E. Rosenberg. 2002. A novel *Vibrio* sp. pathogen of the coral *Pocillopora damicornis*. Mar. Biol., 141: 47-55.

- Ben-Haim, Y., F. L. Thompson, C. C. Thompson, M. C. Cnockaert, B. Hoste, J. Swings y E. Rosenberg E. 2003a. *Vibrio coralliilyticus* sp. nov., a temperature-dependent pathogen of the coral *Pocillopora damicornis*. Int. J. Syst. Evol. Microbiol., 53: 309-315.
- Ben-Haim, Y., M. Zicherman-Keren y E. Rosenberg. 2003b. Temperature-regulated bleaching and lysis of the coral *Pocillopora damicornis* by the novel pathogen *Vibrio coralliilyticus*. Appl. Environ. Microbiol., 69: 4236-4242.
- Birkeland, R. (Ed.). 1997. Life and death of coral reefs. Chapman and Hall, Nueva York. 536 p.
- Bruckner, A. W. 2002. Priorities for effective management of coral diseases. Technical Memorandum. NOAA, Silver Spring, EE. UU. 57 p.
- Bruckner, A. y R. J. Bruckner. 1997. Outbreak of coral disease in Puerto Rico. Coral Reefs, 16 (5): 260.
- Carlton, R. G. y L. L. Richardson. 1995. Oxygen and sulfide dynamics in a horizontally migrating cyanobacterial mat: Black band disease of corals. FEMS Microb. Ecol., 18: 155-162.
- Cervino, J., T. J. Goreau, I. Nagelkerken, G. W. Smith y R. Hayes. 2001. Yellow band and dark spot syndromes in Caribbean corals: distribution, rate of spread, cytology, and effects on abundance and division rate of zooxanthellae. Hydrobiologia, 460: 53-63.
- Cervino, J., R. L. Hayes, S. W. Polson, S. C. Polson, T. J. Goreau, R. J. Martínez y G. W. Smith. 2004. Relationship of *Vibrio* species infection and elevated temperatures to yellow blotch/band disease in Caribbean corals. Appl. Environ. Microbiol., 70: 6855-6864.
- Coles, S. L. 1994. Extensive coral disease outbreak at Fahl Island, Gulf of Oman, Indian Ocean. Coral Reefs, 13: 242.
- Denner, E. B. M., G. W. Smith, H. J. Busse, P. Schumann, T. Narzt, S. W. Polson, W. Lubitz y L. L. Richardson. 2003. *Aurantimonas coralicida* gen. nov. sp. nov., the causative agent of white plague type II on Caribbean scleractinian corals. Int. J. Syst. Evol. Microbiol., 53 (4): 1115-1122.
- Díaz, J. M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fís. Nat., 7: 150 p.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, E. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Serie Publ. Esp. 5, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 176 p.
- Dube, D., K. Kim, A. A. Alker y C. D. Harvell. 2002. Size structure and geographic variation in chemical resistance of sea fan corals (*Gorgonia ventalina*) against a fungal pathogen. Mar. Ecol. Prog. Ser., 231: 139-150
- Dubinsky, Z. (Ed.). 1990. Coral reefs. Elsevier Science Publishers B.V., Ámsterdam. 550 p.
- Ducklow, H. y R. Mitchell. 1979. Observations on naturally and artificially diseased tropical corals: a scanning electron microscope study. Microb. Ecol., 5: 325-223.
- Dustan, P. 1977. Vitality of reef coral population off Key Largo, Florida: recruitment and mortality. Environ. Geol., 2: 51-58.
- Dustan, P. y J. C. Halas. 1987. Changes in the reef-coral community of Carysfort Reef, Key Largo, Florida: 1974-1982. Coral Reefs, 6 (2): 91-106.
- Erhardt, H y B. Werding. 1975a. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de Granate, pequeña bahía al este de Santa Marta, Colombia. Cadalsia, 11 (53): 107-138.

- Erhardt, H. y B. Werding. 1975b. Los corales (Anthozoa e Hidrozoo) de la bahía de Santa Marta, Colombia. *Bol. Mus. Mar.*, 7: 3-50.
- Frías-López, J., A. L. Zerkle, G. T. Bonheyo y B. W. Fouke. 2002. Partitioning of bacterial communities between seawater and healthy, black band diseased, and dead coral surfaces. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68: 2214-2228.
- Frías-López, J. A., G. T. Bonheyo, Q. Jin y B. W. Fouke. 2003. Cyanobacteria associated with coral black band disease in Caribbean and Indo-Pacific reefs. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69: 2409-2413.
- Galloway, S. B., T. M. Work, V. S. Bochler, R. A. Harley, E. Kramarsky-Winter, S. M. McLaughlin, C. U. Meteyer, J. F. Morado, J. H. Nicholson, P. G. Parnell, E. C. Peters, T. L. Reynolds, D. S. Rotstein, L. Sileo y C. M. Woodley. 2007. Coral disease and health workshop: Coral histopathology II. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 56 and NOAA Technical Memorandum CRCP 4. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, EE. UU. 84 p.
- Garcés, A. 2000. Desarrollo de la enfermedad de los lunares oscuros los corales pétreos *Montastraea annularis* y *Siderastrea siderea* en la bahía de Gayraca, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 101 p.
- Garrett, P. y P. Ducklow. 1975. Coral disease in Bermuda. *Nature*, 253: 349-350.
- Gateño, D., A. León, Y. Barki, J. Cortés y B. Rinkevich. 2003. Skeletal tumor formations in the massive coral *Pavona clavus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 97-108.
- Garzón-Ferreira, J. 1999. SIMAC: a new program to monitor coral reef condition in Colombia. *Reef Encounter*, 25: 10-15.
- Garzón-Ferreira, J. y S. Zea. 1992. A mass mortality of *Gorgonia ventalina* (Cnidaria:Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 50 (3): 522-526.
- Garzón-Ferreira, J. y D. L. Gil. 1998. Another unknown Caribbean coral phenomenon? *Reef Encounter*, 24: 10.
- Garzón-Ferreira, J. y J. H. Pinzón. 1999. Rapid assessment of coral community structure and health at Malpelo island (Colombian Pacific). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 28: 137-154.
- Garzón-Ferreira, J., D. L. Gil-Agudelo, L. M. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. *Hydrobiologia*, 460: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y M. C. Reyes-Nivia. 2002b. Estado de los arrecifes coralinos. 30-40. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2001. Serie Publ. Periód. 8, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 178 p.
- Garzón-Ferreira, J. A., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia, P. Herrón, F. Zapata, J. Rojas y O. Caucaí. 2004. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. 79-135. En: INVEMAR (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Serie Publ. Periód. 8., Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 329 p.
- Geister, J. 1977. The influence of wave exposure on the ecological zonation of Caribbean coral reefs. *Proc. 3rd Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 23-29.
- Gil-Agudelo, D. L. y J. Garzón-Ferreira. 2001. Spatial and seasonal variation of the dark spots disease in coral communities of the Santa Marta area (Colombian Caribbean). *Bull. Mar. Sci.*, 69 (2): 619-629.

- Gil-Agudelo, D. L., G. W. Smith, J. Garzón-Ferreira, E. Weil y D. Petersen. 2004. Dark spots disease and yellow band disease, two poorly known coral diseases with high incidence in Caribbean reefs. 337-349. En: Rosenberg, E. y Y. Loya (Eds.). Coral health and disease. Springer-Verlag, Berlín. 488p.
- Gil-Agudelo, D. L., G. W. Smith y E. Weil. 2006a. Fulfilling Koch's postulates for white band disease type II. Rev. Biol. Trop., 54 (Suppl. 3): 59-67.
- Gil-Agudelo, D. L., C. Myers, G. W. Smith y K. Kim. 2006b. Changes in the microbial communities associated with *Gorgonia ventalina* during aspergillosis infection. Dis. Aquat. Org., 69: 89-94.
- Gil-Agudelo, D. L., D. Fonseca, J. Garzón-Ferreira, E. Weil y G. W. Smith. 2007. Bacterial communities associated with the mucopolysaccharide layers of three coral species affected and unaffected with dark spots disease. Can. J. Microbiol., 53: 465-471.
- Ginsburg, R. N. (Ed.). 1994. Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs. Health, Hazards, and History. University of Miami, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Miami. 420 p.
- Gladfelter, W. B. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. Bull. Mar. Sci., 32 (2): 639-643.
- Goreau, T. F. 1959. The ecology of Jamaican coral reefs. I. Species composition and Zonation. Ecology, 40: 67-90.
- Goreau, T. J., J. Cervino, M. Goreau, R. Hayes, M. Hayes, L. Richardson, G. W. Smith, K. DeMeyer, I. Nagelkerken, J. Garzón-Ferreira, D. Gil, G. Garrison, E. H. Williams, L. Bunkley-Williams, C. Quirolo, K. Patterson, J. W. Porter y K. Porter. 1998. Rapid spread of diseases in Caribbean coral reefs. Rev. Biol. Trop., 46 (Supl. 5): 157-171.
- Grigg, R. W. y S. J. Dollar. 1990. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. 439-452. En: Dubinsky, Z. (Ed.). Coral reefs. Elsevier Science Publisher B.V., Ámsterdam. 550 p.
- Grygier, M. J. y S. D. Cairns. 1996. Suspected neoplasm in deep-sea corals (Scleractinia: Oculinidae: *Madrepora* spp.) reinterpreted as galls caused by *Petrarca madreporae* n. sp. (Crustacea: Ascothoracida: Petraracidae). Dis. Aquat. Org., 24 (1): 61-69.
- Holden, C. 1996. Coral disease hot spot in the Florida Keys. Science, 274: 2017.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shift and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265: 1547-1551.
- Israely, T., E. Banin y E. Rosenberg. 2001. Growth, differentiation and death of *Vibrio shiloi* in coral tissue as a function of seawater temperature. Aquat. Microb. Ecol., 24: 1-8.
- Kim, K. y C. D. Harvell. 2002. Aspergillosis of sea fan corals: disease dynamics in the Florida Keys. 813-824. En: Porter, J. W. y K. G. Porter (Ed.). The Everglades, Florida Bay, and coral reefs of the Florida Keys: an ecosystem sourcebook. CRC Press, Nueva York. 1024 p.
- Kim, K., C. D. Harvell, P. D. Kim, G. W. Smith y S. M. Merkel. 2000a. Fungal disease resistance of Caribbean sea fan corals (*Gorgonia* spp.). Mar. Biol., 136: 259-267.
- Kim, K., P. D. Kim, A. P. Alker y C. D. Harvell. 2000b. Chemical resistance of gorgonian corals against fungal infections. Mar. Biol., 137: 393-401.
- Korrubel, J. L. y B. R. Riegl. 1998. A new disease from the southern Arabian Gulf. Coral reefs, 17 (1): 22.
- Kushmaro, A., E. Rosenberg, M. Fine y Y. Loya. 1997. Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio* AK -1. Mar. Ecol. Prog. Ser., 147: 159-165.

- Kuta, K. G. y L. L. Richardson. 1996. Abundance and distribution of black band disease on coral reefs in the northern Florida Keys. *Coral reefs*, 14 (1): 1-5.
- Littler, M. M. y D. S. Littler. 1996. Black band disease in the South Pacific. *Coral Reefs*, 15 (1): 20.
- Malakoff, D. 1997. Extinction on the high seas. *Science*, 277: 487-488.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko y J. Parker. 2003. Brock biology of microorganisms. Décima edición. Pearson Education Inc. Upper Saddle River, EE. UU. 1019 p.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G. Smith, K. Bonair, P. Bush, J. Garzón-Ferreira, L. Botero, P. Gayle, C. Heberer, C. Petrovic, L. Pors y P. Yoshioka. 1997a. Widespread disease in Caribbean sea fans: I. Spreading and general characteristics. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 679-682.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G.W. Smith, K. Bonair, P. Bush, J. Garzón-Ferreira, L. Botero, P. Gayle, C.D. Harvell, C. Heberer, K. Kim, C. Petrovic, L. Pors y P. Yoshioka. 1997b. Widespread disease in Caribbean sea fans: II. Patterns of infection and tissue loss. *Mar. Ecol Prog Ser.*, 160: 255-263.
- Nugues, M. M., G. W. Smith, R. J. van Hooidonk, M. I. Seabra, y R. P. M. Bak. 2004. Algal contact as a trigger for coral disease. *Ecology letters*, 7: 919-923.
- Patterson, K. L., J. W. Porter, K. B. Ritchie, S. W. Polson, E. Mueller, E. C. Peters, D. L. Santavy y G. W. Smith. 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral *Acropora palmata*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 99: 8725-8730.
- Peters, E. C. 1993. Disease of other invertebrate Phyla: Porifera, Cnidaria, Ctenophora, Annelida, Echinodermata. 393-449. En: Couch, J. A. y J. W. Fournie (Ed.). *Advances in fisheries science. Pathobiology of marine and estuarine organisms*, CRC Press, Boca Ratón, EE. UU. 576 p.
- Peters, E. C. 1997. Diseases of coral-reefs organisms. 114-139. En: Birkeland, C. (Ed.). *Life and death of coral reefs*. Chapman and Hall, Nueva York. 536 p.
- Peters, E. C., P. Yevich y J. Oprandy. 1983. Possible causal agent of 'white band disease' in Caribbean acroporid corals. *J. Invertebr. Pathol.*, 41: 394-396.
- Peters, E. C. 1984. A survey of cellular reactions to environmental stress and disease in Caribbean scleractinian corals. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 37: 113-137.
- Peters, E. C., J. C. Halas y H. B. McCarty. 1986. Calicoblastic neoplasms in *Acropora palmata*, with a review of reports on anomalies of growth and form in corals. *J. Natl. Cancer Inst.*, 76 (5): 895-912.
- Prahl, H. v. y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN Colombia, Bogotá, 295 p.
- Ramos-Flores, T. 1983. Lower marine fungus associated with black line disease in star corals (*Montastrea annularis*, E. & S.). *Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole*, 165 (2): 424-435.
- Ravindran, J. y C. Raghukumar. 2002. Pink line syndrome (PLS) in the scleractinian coral *Porites lutea*. *Coral Reefs*, 21 (3): 252.
- Raymundo, L. J. H., C. D. Harvell y T. L. Reynolds. 2003. *Porites* ulcerative white spot disease: description, prevalence, and host range of a new coral disease affecting Indo-Pacific reefs. *Dis. Aquat. Org.*, 56: 95-104.
- Reeves, L. 1994. Newly discovered: Yellow band disease strikes Keys Reefs. *Underwater USA*, 11 (8): 16.
- Richardson, L. L. 1992. Red band disease: A new cyanobacterial infestation of corals. *Proc. Am. Acad. Underwater Sci. 12th Annual Scientific Diving Symposium*, 153-160.
- Richardson, L. L. 1998. Coral diseases: what is really known? *TREE*. 13: 438-443.
- Richardson, L. L., K. G. Kuta, S. Schnell y R. G. Carlton. 1997. Ecology of the black band disease microbial consortium. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 597-600.

- Richardson, L. L., W. M. Goldberg, K. G. Kuta, R. B. Aronson, G. W. Smith, K. B. Ritchie, J. C. Halas, J. S. Feingold y S. L. Miller. 1998a. Florida's mystery coral-killer identified. *Nature*, 392 (6676): 557-558.
- Richardson, L. L., W. M. Goldberg, R. G. Carton y J. C. Halas 1998b. Coral disease outbreak in the Florida Keys: plague type II. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 187-198.
- Richardson, L. L., G. W. Smith, K. B. Ritchie y R. G. Carlton 2001. Integrating microbiological, microsensor, molecular, and physiologic techniques in the study of coral disease pathogenesis. *Hydrobiologia*, 460: 71-89.
- Riegl, B. 2002. Effects of the 1996 and 1998 positive sea-surface temperature anomalies on corals, coral diseases and fish in the Arabian Gulf (Dubai, UAE). *Mar. Biol.*, 140: 29-40.
- Ritchie, K. B. y G. W. Smith. 1995. Preferential carbon utilization by surface bacterial communities from water mass, normal, and white-band diseased *Acropora cervicornis*. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, 4: 345-352.
- Ritchie, K. B. y G. W. Smith. 1998. Type II white-band disease. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 199-203.
- Rosenberg, E. 2004. The bacterial disease hypothesis of coral bleaching. 445-461. En: Rosenberg, E. y Y. Loya. *Coral health and disease*. Springer-Verlag, Berlín. 488 p.
- Rosenberg, E. y Y. Ben-Haim. 2002. Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.*, 4 (6): 318-326.
- Rosenberg, E. y Y. Loya. (Eds.). 2004. *Coral health and disease*. Springer-Verlag. Berlín. 488 p.
- Rützler, K. y D. Santavy. 1983. The black band disease of Atlantic reef corals. I. Description of the cyanophyte pathogen. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.*, 4 (4): 301-319.
- Rützler, K., D. Santavy y A. Antonius. 1983. The black band disease of Atlantic reef corals III. Distribution, Ecology and Development. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.*, 4 (4): 329-358.
- Santavy, D. L. y E. C. Peters. 1997. Microbial pests: coral disease in the western Atlantic. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 607-612.
- Santavy, D. L., E. C. Peters, C. Quirolo, J. W. Porter y C. N. Bianchi. 1999. Yellow-blotch disease outbreak of reefs of the San Blas Islands, Panama. *Coral reefs*, 18 (1): 97.
- Shinn, E. A., G. W. Smith, J. M. Próspero, P. Betzer, M. L. Hayes, V. Garrison y R. T. Barber. 2000. African dust and the demise of Caribbean coral reefs. *Geophys. Res. Lett.*, 27: 3029-3032.
- Smith, G. W., I. A. Nagelkerken y K. B. Ritchie. 1996. Caribbean sea-fan mortalities. *Nature*, 383: 487.
- Smith, G. W., C. D. Harvell y K. Kim. 1998. Response of sea fans to infection with *Aspergillus* sp. (Fungi). *Rev. Biol. Trop.*, 46: 205-208.
- Solano, O. D., G. Navas-Suárez y S. K. Moreno-Forero. 1993. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe colombiano). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 22: 97-111.
- Squires, D. F. 1965. Neoplasia in a coral? *Science*, 148: 503-505.
- Sutherland, K. P. y K. B. Ritchie 2004. White pox disease of the Caribbean elkhorn coral *Acropora palmata*. 289-300. En: Rosenberg, E. y Y. Loya. (Eds.). *Coral health and disease*. Springer-Verlag, Berlín. 488 p.
- Sutherland, K. P., J. W. Porter y C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302.

- Thompson, F. L., B. Hoste, C. C. Thompson, G. Huys y J. Swings. 2001. The coral bleaching *Vibrio shiloi* Kushmaro *et al.* 2001 is a later synonym of *Vibrio mediterranei* Pujalte and Garay 1986. Syst. Appl. Microbiol., 24: 516-519.
- Toller, W. W., R. Rowan y N. Knowlton. 2001. Repopulation of zooxanthellae in the Caribbean corals *Montastraea annularis* and *M. faveolata* following experimental and disease-associated bleaching. Biol. Bull., 201 (3): 360-373.
- Toren, A., L. Landau, A. Kushmaro, Y. Loya y E. Rosenberg. 1998. Effects of temperature on adhesion of *Vibrio* strain AK-1 to *Oculina patagonica* and on coral bleaching. Appl. Environ. Microbiol., 64: 1379-1384.
- Veron, J. E. N. 1995. Corals in space and time: The biogeography and evolution of the Scleractinia. Cornell University Press, Ithaca, EE. UU. 321 p.
- Weil, E., I. Urreiztieta y J. Garzón-Ferreira. 2002. Geographic variability in the incidence of coral and octocoral diseases in the wider Caribbean. Proc. 9th Internat. Coral Reef Symp. Bali, 2: 1231-1237.
- Weil, E. 2006. Coral reef diseases in the wider Caribbean. 35-68. En: Rosenberg, E. y Y. Loya (Eds.). Coral health and disease. Springer-Verlag, Berlín. 488 p.
- Weil, E., G. Smith y D. L. Gil-Agudelo. 2004. Status and progress in coral reef disease research. Dis. Aquat. Org., 69 (1): 1-7
- Weir-Brush, J., V. H. Garrison, G. W. Smith y E. A. Shinn. 2004. The relationship between gorgonian coral (Cnidaria: Gorgonaceae) diseases and African dust storms. Aerobiología, 20 (2): 119-126.
- Warding, B. y H. Sánchez. 1988. Deterioro observado en las formaciones coralinas de la bahía de Santa Marta, Colombia. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betón, 18: 9-16.
- Warding, B. y H. Sánchez. 1989. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. Medio Ambiente, 10 (2): 61-68.
- Willis, B. L., C. A. Page y E. A. Dinsdale. 2004. Coral disease in the Great Barrier Reef. 69-104. En: Rosenberg, E. y Y. Loya (Eds.). Coral health and disease. Springer-Verlag, Berlín. 488 p.
- Work, T. M., G. S. Aeby, F. G. Stanton y D. Fenner. 2008. Overgrowth of fungi (endolithic hypermycosis) associated with multifocal to diffuse distinct amorphous dark discoloration of corals in the Indo-Pacific. Coral Reefs, 27: 663
- Yamashiro, H., M. Yamamoto y R. van Woesik. 2000. Tumor formation on the coral *Montipora informis*. Dis. Aquat. Org., 41: 211-217.
- Zapata, F. A., B. Vargas-Ángel y J. Garzón-Ferreira. 2001. Salud y conservación de las comunidades coralinas. 41-50. En: Barrios, L. M. y M. López-Victoria. (Eds.). Gorgona marina. Contribución al conocimiento de una isla única. Serie Publ. Esp. 7. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Santa Marta. 160 p.

FECHA DE RECEPCIÓN:09/02/07

FECHA DE ACEPTACIÓN: 13/10/09

NOTA:

ANÁLISIS DE LA DINÁMICA CARDIACA DE LA BALLENA JOROBADA (*MEGAPTERA NOVAEANGLIAE*) CON LA TEORÍA DE LA PROBABILIDAD

Javier Rodríguez, Liliana Ortiz, Signed Prieto, Luisa Álvarez, Catalina Correa y Jorge Reynolds

Carrera 79b · 51-16 Sur, Interior 1 Apartamento 102. Bogotá, Colombia. grupoinight2025@yahoo.es

ABSTRACT

Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) cardiac dynamic analysis using probability theory. The cardiac behaviour of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) is described, in order to mathematically characterize its electrocardiogram (ECG) using the Dynamic Components of the System (DCS) and the probability theory. Images of 199 cardiac complexes from the electrocardiography register of a humpback whale were digitalized, determining the frequency apparition of each DCS and calculating the probability of those which frequency was greater or equal than four. Application of the probability theory to the electrocardiography analysis of the whale allows its mathematical, objective and reproducible characterization.

KEY WORDS: Electrocardiogram (ECG), Probability, Dynamic Component of the System (DCS)

Las teorías matemáticas y físicas son útiles en la caracterización objetiva de fenómenos fisiológicos con aplicaciones a nivel experimental y clínico (Goldberger, 1996, 2002; Lipsitz y Goldberger, 1992; Goldberger *et al.*, 1987, 1990). Rodríguez *et al.* (2004) desarrollaron una nueva metodología para la caracterización de la dinámica cardiaca en la monitoría fetal a partir de la definición de eventos denominados CDS, cuya metodología será implementada en este trabajo para caracterizar los eventos cardiacos de la ballena. Investigaciones en tecnología y actividad eléctrica cardiaca animal de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) han permitido implementar técnicas para la toma de registros como el electrocardiograma (ECG) y el fonograma (Reynolds *et al.*, 1986). La probabilidad es una función que tiene como dominio el conjunto de todos los posibles resultados de un experimento, llamado también espacio muestral, y a cada resultado le asigna un valor numérico dentro del intervalo [0,1] (Feynman, 1987; Blanco, 2004). El propósito del presente estudio es caracterizar matemáticamente la dinámica cardiaca de la ballena jorobada, mediante la evaluación de la probabilidad de aparición de CDS en el ECG.

Para el estudio se contó con el ECG de una ballena jorobada; la toma del registro, que se hizo en la región de la isla Gorgona, requiere del uso de una ballesta y un dardo RF (Reynolds *et al.*, 1986). El registro comprende en total 199 imágenes, cada una de las cuales constituye un complejo, y cuya duración total fue de 10 minutos y 16 segundos; en cada complejo se evaluó la aparición de eventos denominados CDS, definidos como una variación específica en la actividad eléctrica en el tiempo, evidenciable geoméricamente como una subida (CDS creciente) o una bajada (CDS invertido) en el trazado respecto al punto anterior (Rodríguez *et al.*, 2004). En la figura (1) se muestra un CDS creciente dentro del electrocardiograma, lo que gráficamente es el triángulo encerrado en uno de los pulsos registrados en el ECG, el eje horizontal es el tiempo y el eje vertical representa el voltaje. En el presente estudio los CDS se evaluaron tomando milímetros (mm) como escala de medida, siendo así el menor de 1 mm de ancho por 1 mm de altura. Posteriormente se calcularon las probabilidades de aparición de cada uno de los CDS que presentaron una frecuencia de mínimo cuatro veces de aparición en la totalidad del registro, para ello se tomaron todos los CDS y a la aparición de un CDS particular se le asignó la probabilidad dada por

$$P(\text{CDS}) = \frac{N_A}{N_T}$$

donde, N_A es el número de veces que se presenta dicho CDS y N_T es el número total de CDS medidos. Se tomaron por separado CDS crecientes los cuales fueron en total 1126 y los invertidos los cuales fueron 1242 (Feynman, 1987; Blanco, 2004).

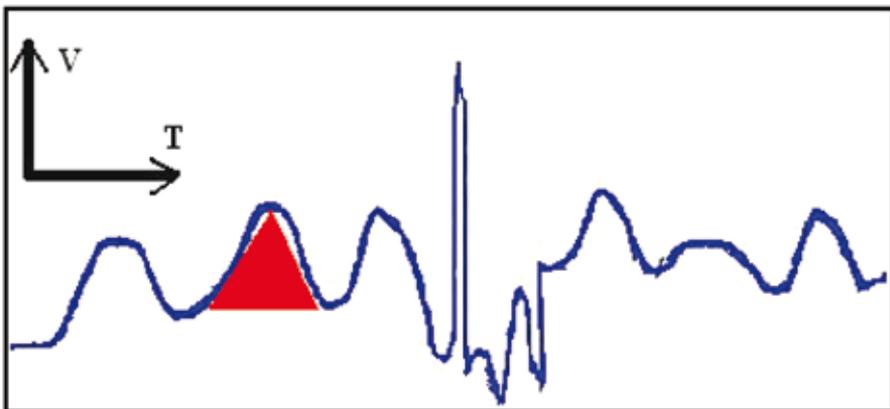


Figura 1. Ejemplo de un CDS, la componente horizontal representa el tiempo (T), en el eje vertical el voltaje (V), el triángulo rojo inscrito en la cresta del ECG es un CDS creciente.

Se encontraron 348 tipos de CDS diferentes en el electrocardiograma de la ballena. Cada complejo presenta varios CDS relevantes, o sobresalientes, que lo caracterizan y que representan los picos positivos e invertidos, los cuales se encuentran entre el ámbito de 1x8 mm y 1x11 mm en el caso de los crecientes y entre 1x9 mm y 1x13 mm en los invertidos. La tabla 1 muestra la frecuencia de aparición de cada tipo de CDS creciente en la totalidad del registro electrocardiográfico. La tabla 2 muestra los resultados totales de frecuencia de aparición de CDS, ordenados por ámbitos establecidos de acuerdo con la altura de los componentes crecientes e invertidos. Los resultados encontrados al hacer el cálculo de probabilidades con los CDS se presentan en la tabla 3.

Este es el primer trabajo en el que se hace una caracterización matemática de la dinámica cardiaca de las ballenas jorobadas, encontrando que la metodología desarrollada es apropiada para la caracterización de la dinámica cardiaca de la ballena y mostrando que existe un número finito de eventos medidos, lo que probablemente implicaría la existencia de un conjunto finito de dinámicas cardiacas posibles. Los resultados encontrados evidencian la aparición de 348 CDS diferentes en la evaluación del comportamiento eléctrico del corazón del mamífero marino. Los avances en la automatización de la interpretación de electrocardiografía son una herramienta fundamental para la simulación teórica y experimental del funcionamiento mecánico y eléctrico del corazón. Según Reynolds (Reynolds, 2003): “El análisis electrocardiográfico cambiará en pocos años, no se hablará de los «ejes eléctricos del corazón», sino de los algoritmos pertinentes a la interpretación que se quiera obtener del electrocardiograma”. Así, esta investigación da continuidad a los trabajos previamente elaborados, encontrando una organización matemática de los datos tomados experimentalmente. El presente trabajo establece una nueva metodología matemática de caracterización objetiva del ECG que implica una evaluación independiente de la interpretación médica convencional en el humano. La visión matemática y física de fenómenos de la naturaleza permite la obtención de órdenes generales, aplicables tanto a la totalidad de eventos estudiados como a cada caso particular, estableciendo características independientemente de metodologías estadísticas, que no pueden dar cuenta de la individualidad. Desde esta concepción, es posible pensar en la construcción futura de una generalización que de cuenta de la dinámica cardiaca de cualquier ser vivo.

Tabla 1. Frecuencia de CDS crecientes en la totalidad del ECG de una ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). El número de cada columna indica la base del componente (B), que corresponde al tiempo de duración del evento cardíaco dada en milímetros en donde 25 mm equivalen a un segundo y la cifra de las filas muestra la altura (A), dada también en milímetros, en donde 20 mm equivalen a 1 (mV).

B \ A	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	29	30	32					
1	8	24	23	15	8	2	4	4	3	3	3	3	2	4	1	2		2	1	2	1		1				1	1	1						
2	2	1	27	16	16	17	3	9	5	6	6	5	5	5		2	3	2	2	2	1			1	1										
3	2	17	13	25	15	21	13	5	7	8	11	7	6	4	1	2	1	3	2	2	1		2			1	3								
4	5	7	3	10	23	15	17	7	4	8	3	7	5	2	1	3	2	3	2	2	1				1	1	1								
5	7	10	9	5	8	13	7	10	5	3	3	2	3	1		4	2											1							
6	11	5	4	5	9	13	9	5	7	3		4	2	2	1	3	1				1	1				1									
7	14	9	13	4	6	4	8	5	6	3	3	1	1	4	1		1				1	1	1	2			1		1						
8	23	16	5	2	5	7	6	5	2	2	2	2	1	1		2				1	1														
9	23	18	11		2	4	4	4	2	2	1	1	1		1			2		1															
10	35	22	11		2	1	1	3	1	1	1		1	1		1																			
11	18	24	24			1	4	5	2	1	1			1						1									1	1					
12	13	19	23						1			3	2	1		1			1		1														
13	10	9	6			1	1	1	2	2	1			1																					
14	5	3	4	1							1																								
15	7	1	4			1		1	1															1											
16	18	1	1				1		1			1																							
17	11		2				1		1																										

Continuación Tabla 1.

B A	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	29	30	32
18	14	1					1	9																						
19	7																													
20	2	1	3	1																										
21	4																													
22	1	1																												
23	1																													
24																														
25																														
26																														
27																														
28																														
29							1																							

Tabla 2. Frecuencias totales de CDS crecientes e invertidos ordenadas por ámbitos de altura. Se presentan ordenadas las frecuencias de los CDS por ámbitos de altura, la cual está dada en milímetros, cada 20 mm equivalentes a 1 (mV).

Altura	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	29
Crecientes	119	150	171	133	93	88	90	83	77	81	84	190	34	14	16	23	15	16	7	7	4	2	1	0	0	0	0	1
Invertidos	133	180	156	157	110	83	80	70	82	73	94	221	53	43	37	20	10	10	5	4	3	1	1	1	2	1	1	0



Tabla No. 3. Probabilidad de aparición de CDS crecientes

B	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	26
A																
1	0.0071	0.0213	0.0204	0.0133	0.0071		0.0035	0.0035						0.0035		
2		0.0098	0.0240	0.0142	0.0142	0.0151	0.0027	0.0080	0.0044	0.0053	0.0053	0.0044	0.0044	0.0044		0.0035
3		0.0151	0.0115	0.0222	0.0133	0.0186	0.0115	0.0044	0.0062	0.0071	0.0098	0.0062	0.0053	0.0035		
4	0.0044	0.0062		0.0089	0.0204	0.0133	0.0151	0.0062	0.0035	0.0071		0.0062	0.0044			
5	0.0062	0.0089	0.0080	0.0044	0.0071	0.0115	0.0062	0.0089	0.0044						0.0035	
6	0.0098	0.0044	0.0035	0.0044	0.0080	0.0115	0.0080	0.0044	0.0062			0.0035				
7	0.0124	0.0080	0.0115	0.0035	0.0053	0.0035	0.0071	0.0044	0.0053					0.0035		
8	0.0204	0.0142	0.0044		0.0044	0.0062	0.0053	0.0044								
9	0.0204	0.0160	0.0098													
10	0.0311	0.0195	0.0098													
11	0.0160	0.0213	0.0213				0.0035	0.0044								
12	0.0115	0.0169	0.0204													
13	0.0089	0.0080	0.0053													
14	0.0044	0.0027	0.0035													
15	0.0062		0.0035													
16	0.0160															
17	0.0098															
18	0.0124															
19	0.0062															
21	0.0035															

AGRADECIMIENTOS

A Nicolás Avilán por ayudarnos en la recopilación de las imágenes.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco, L. 2004. Probabilidad. Univ. Nal. Col., Unibiblos, Bogotá. 374 p.
- Feynman, R. P., R. B. Leighton y M. Sands. 1987. Probabilidad. 6-16. En: Feynman, R. P., R. B. Leighton, y M. Sands. Física, Volumen 1. Addison-Wesley Iberoamericana, San Francisco, EE. UU. 730 p.
- Goldberger, A. 1996. Non-linear dynamics for clinicians: chaos theory, fractals, and complexity at the bedside. *Lancet*, 347: 1312-1314.
- Goldberger, A. 2002. Fractal dynamics in physiology: Alterations with disease and aging. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 99: 2466-2472.
- Goldberger, A. L. y B. J. West. 1987. Fractals in physiology and medicine. *Yale J. Biol.*, 60: 421-35.
- Goldberger, A., D. Rigney y B. West. 1990. Chaos and fractals in human physiology. *Sci. Am.*, 262: 42-49.
- Lipsitz, L. y A. Goldberger. 1992. Loss of "complexity" and aging. (Preliminary Communication). *J. Am. Med. Ass.*, 267: 1806-1809.
- Reynolds, J. 2003. ¿Será éste el futuro de la cardiología? Vista por un ingeniero electrónico. *Rev. Col. Card.*, 10: 219-227.
- Reynolds, J., F. Ospina, J. León y A. París. 1986. El electrocardiograma y fonograma de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). *Rev. Col. Card.*, 2: 127-136.
- Rodríguez, J., V. Carmona, N. Avilán y P. Hincapié. 2004. Análisis de la monitoría fetal con la teoría de la probabilidad. *Rev. Col. Obs. Gin.*, 55: 267- 278.

FECHA DE RECEPCIÓN:19/01/06

FECHA DE ACEPTACIÓN:04/05/09



NOTE:

Cd, Pb AND ORGANOCHLORINE PESTICIDES OF *MYTELLA STRIGATA* (PELECYPODA: MYTILIDAE) OF SIX COASTAL LAGOONS OF NW MEXICO

José I. Osuna-López¹, Martín G. Frías-Espericueta¹, Gabriel López-López¹, Héctor M. Zazueta-Padilla¹, Gildardo Izaguirre-Fierro¹, Federico Páez-Osuna², Ana C. Ruiz-Fernández² y Domenico Voltolina³

¹ Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar, Laboratorio de Estudios Ambientales, Ap. Postal 1132, Mazatlán 82000, Sinaloa, México. *cgjiol@uas.uasnet.mx* (J.I.O.L.), *friasm@ola.icmyl.unam.mx* (M.G.F.E.), *gablop05@hotmail.com* (G.L.L.), *hectoraz@hotmail.com* (H.M.Z.P.), *gilofierro@yahoo.com.mx* (G.I.F.)

² Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Ap. Postal 811, C.P. 82040. Mazatlán, Sinaloa, México. *paezos@servidor.unam.mx* (F.P.O.), *caro@ola.icmyl.unam.mx* (A.C.R.F.)

³ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Laboratorio UAS-CIBNOR, Ap. Postal 1132, Mazatlán 82000, Sinaloa, México. *voltolin04@cibnor.mx*

RESUMEN

Contenido de Cd, Pb y pesticidas organoclorados de *Mytella strigata* (Pelecypoda: Mytilidae) de seis lagunas costeras del noroeste de México. Los contenidos de Cd y Pb de los tejidos blandos de los mejillones de mangle *Mytella strigata* colectados en 1996, en seis lagunas costeras del noroeste de México variaron entre 0.73 y 1.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ y entre 8.3 y 17.1 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; los valores de DDD variaron entre 4.5 y 119 ng g^{-1} , los de DDE desde menos del límite de detección (<DL) hasta 205 ng g^{-1} y el DDT varió entre <DL hasta 4.1 ng g^{-1} , con los valores más altos en las lagunas cercanas a zonas de agricultura intensiva, que se encuentran en la parte central y septentrional del estado de Sinaloa. El intervalo de las concentraciones de HCB fue de <DL hasta 695 ng g^{-1} y los valores mayores se midieron en las lagunas meridionales, en áreas de agricultura extensiva y menos mecanizada. Los valores de Pb superaron los límites aceptables para el consumo humano, mientras que los restantes no alcanzaron niveles preocupantes para la salud humana o ambiental, pero indican una tendencia al aumento en comparación con estudios realizados con anterioridad.

PALABRAS CLAVE: Bivalvos, Pacífico mexicano, Contaminación, Inocuidad alimentaria.

There is growing evidence of the coastal water contamination of the Mexican Pacific and, in spite of the official policies directed to regulate contaminant emissions, this is likely to increase in view of the intense agricultural, industrial and fisheries-related activities of the coastal states of NW Mexico (Soto-Jiménez *et al.*, 2003; González-Farías *et al.*, 2006). These water bodies are nursery and feeding areas for many aquatic species and support several traditional fisheries, as well as important shrimp and mollusc aquaculture developments (De la Lanza-Espino *et al.*, 1994). For this reason, if their contamination was increasing this might be of concern for environmental and human health. However, there is little information on the previous levels of contaminants of these aquatic environments.

Different species of mussels have been used worldwide for several decades as sentinels, to provide information on the levels of contamination of the marine coastal environment (Rainbow, 1995; Cantillo, 1998; Mubiana *et al.*, 2005). This study provides background information on the concentration of some contaminants determined in 1996 in the soft tissues of the mangrove mussel *Mytella strigata* collected in six coastal lagoons of NW Mexico.

The mussels (shell height range: 3 to 4.7 cm) were hand-collected between April and May 1996 from the mangrove roots of two-three sampling sites of the intertidal zone of the lagoons of Navachiste (NA), Altata-Ensenada del Pabellón (AEP), Ceuta (CE), Estero de Urías (EU), Mexcaltitán (MX), and San Cristóbal (SC), located in the Mexican Pacific coastal plains of the states of Sinaloa (NA to EU) and Nayarit (MX and SC: Figure 1). Their surface areas range from 24 ha (SC) to 36,000 ha (AEP), the tidal regime is semidiurnal and the average tidal range of these lagoons is close to 1 m.

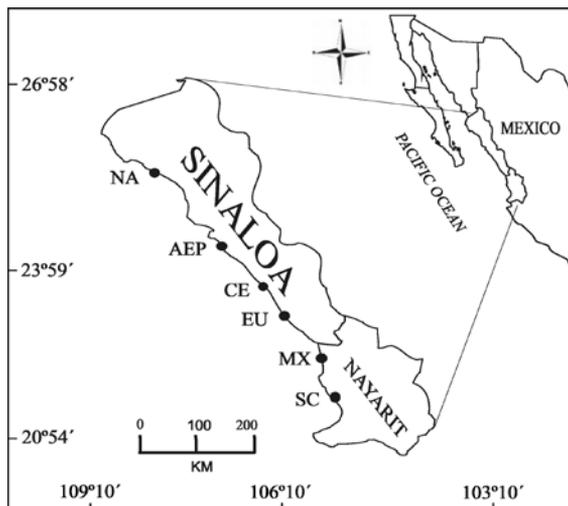


Figure 1. Location of the six lagoons: Navachiste: NA; Altata Ensenada del Pabellón: AEP; Ceuta: CE; Estero de Urías: EU; Mexcaltitán: MX; San Cristóbal: SC.

All these lagoons receive effluents from human activities, mainly of intensive agriculture in the case of NA, AEP and CE. AEP and EU are also the receiving water bodies of the urban and industrial wastewaters of the cities of Culiacán and Mazatlán, and MX and SC are located in areas of less intensive, traditional agriculture and fisheries.

In the laboratory, 30 mussels obtained in each sampling site of each lagoon were washed free of sediments and epibionts and shucked. The pooled samples were freeze-dried, homogenized in a teflon mortar and the respective analyses were performed on three subsamples of these composite samples.

The contaminants determined were two non essential heavy metals (Cd and Pb), and the organochlorine pesticides dichlorodiphenyltrichloroethane (4,4 p,p: DDT), dichlorodiphenyldichloroethane (4,4 p,p: DDD), dichlorodiphenylethylene (4,4 o,p: DDE), and hexachlorobenzene (HCB) determined in a similar study by Páez-Osuna *et al.* (2002). All glassware and materials used for sample handling were acid-cleaned as in Moody and Lindstrom (1977) for metal analysis, or washed with methanol and hexane for pesticides (IDF, 1983). All reagents used for digestion and extraction were metal-free for heavy metals and HPLC-grade for pesticides.

After acid digestion of the subsamples (1 g in 25 mL concentrated HNO₃, evaporation to dryness at 90 °C and solution of the residue in 20 mL 2M HNO₃; Páez-Osuna *et al.*, 2002), trace metals were determined by flame atomic absorption spectrophotometry using the method of internal standard additions, and mussel homogenate MA-M-2/MT as an analytical reference. The respective percentages of recovery of Cd and Pb were 96 and 85 %.

DDT, DDD, DDE and HCB were obtained by solvent extraction from freeze-dried, homogenized tissue samples (10-15 g), separated using a chromatography column of activated florisil and eluted with hexane (fraction 1), hexane/methylene chloride 7:3 v/v (fraction 2), and methylene chloride (fraction 3). Each fraction was concentrated to 1 mL as in UNEP (1988) and the pesticides were determined with a Hewlett Packard 5890 gas chromatograph with electron-capture detectors, using fused-silica capillary columns (25 m x 0.2 mm ID x 0.33 µm, HP). The temperature program was 70 °C for 2 min, increasing by 3 °C min⁻¹ to 260 °C and held constant for 10 min. Quantification and identification of the pesticides were carried out using Supelco™ standards. The efficiency of recovery, determined using 2, 3, 4-tetrachlorobiphenyl as internal standard, ranged from 70 to 100 %.

The highest mean Cd and Pb concentrations were determined in NA and AEP (Cd: 1.9 and 1.7 µg g⁻¹; Pb: 13.0 and 17.1 µg g⁻¹, respectively), whereas the other lagoons had values ranging between 0.81 and 0.73 µg g⁻¹ (Cd) and from 8.3 to 11.0 µg g⁻¹ (Pb). CE and SC shared the lowest values for both metals (Figure 2). Pb

levels are expected to be high in water bodies close to urban or industrial centers, or to other areas of intense human activities and related use of surface vehicles, such as the intensive agricultural and food-related industries of the areas surrounding the NA and AEP lagoonal systems (Green-Ruiz and Páez-Osuna, 2003).

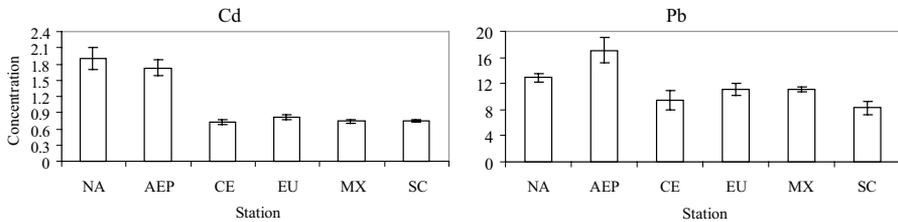


Figure 2. Cd and Pb concentrations in the soft tissues of *Mytella strigata* ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, dry weight). Data are mean values \pm sd.

The Cd and Pb concentrations reported in EU (0.8 and 8.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) are almost twice and one order of magnitude higher than the respective values of 0.45 (Cd) and 0.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Pb) determined by Szefer *et al.* (1998) for *M. strigata* collected in different areas of the same lagoonal system, although the geographic trend and the range of Pb contents coincide with those found in the same year by Páez-Osuna *et al.* (2002) in the mangrove oyster *C. corteziensis*. According to Cantillo (1998) the values indicative of metal contamination are 3.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cd and 3.7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Pb. The range of Pb concentrations observed in our specimens was 8.3-17.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, all above the threshold value and, considering a water content of between 80 and 85 %, all were close or higher than the level considered safe for human consumption (1.5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight: FDA, 2001, GUCE, 2006) indicating that a decade ago Pb had already reached levels of concern in Mexican coastal water bodies both from the environmental as well as from the food safety points of view.

Bivalves species have specific metal accumulation strategies, and for this reason the use of same species is recommended for comparative purposes. However, there is only one recent study with *Mytella strigata* of the Mexican Pacific coastal waters (Frías-Espericueta *et al.* 2008), who found Cd and Pb values of 6.30 and 5.22 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in AEP lagoon.

In addition, Frías-Espericueta *et al.* (2009) reported annual values of 6.47, 6.91 and 1.55 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ for Cd, and Pb contents of 4.86, 8.09 and 6.51 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis* of the lagoons NA, CE and EU, respectively. According to these data, there seems to be a relative Cd increase and a Pb decrease in the area, probably related in the first case to the intensification of agricultural activities (Berlanga and Ruiz-Luna, 2007) since Cd is associated with

phosphate fertilizers (Loganathan *et al.*, 2008), and in the second because the use of Pb-added gasoline became illegal in Mexico in 1997 (Gavilán-García *et al.*, 2004).

The more than 50 years of intensive agriculture in the northern and central parts of the state of Sinaloa are reflected in the high values of DDT, DDD and DDE determined in AEP, CE and NA, respectively, with 4.1, 119.3 and 205.7 ng g⁻¹; the highest concentration of HCB (695 ng g⁻¹) was that of Estero de Urías, while Mexcaltitán showed the lowest concentrations of all these compounds (Table 1). Until recent years, the production and use of several persistent pesticides were not restricted in Mexico and, even in the case of restrictions as a result of international pressure, these have not been fully implemented and adequately enforced (Albert, 1996).

Table 1. Concentrations of organochlorine pesticides (ng g⁻¹, dry weight). <DL: below detection limit (0.1 ng g⁻¹).

Lagoon	DDT	DDD	DDE	HCB
NA	<DL	76.8	205.7	98.6
AEP	4.1	12.3	83.2	5.2
CE	<DL	119.3	28.3	11.1
EU	<DL	12.0	<DL	695
MX	<DL	4.5	0.2	<DL
SC	2.1	5.3	61.8	<DL

This explains the data of 4.1 ng g⁻¹ of DDT detected in AEP, which is two to three orders of magnitude higher than the 1.8 to 65 ng g⁻¹ and the 5.6 ng g⁻¹ reported by Gutiérrez-Galindo *et al.* (1983, 1988) and Botello *et al.* (1994) for other areas of the NW Pacific coast and the Gulf of Mexico. The same applies to the concentrations of DDD and DDE, which were by far higher than those found in El Salvador by Michel and Zengel (1998). All the high values found in this lagoon may be due to pollutants accumulation generated locally or imported from surrounding areas, caused by its limited water exchange with the open ocean (Carbajal and Núñez-Riboni, 2002).

Only the DDE values found in EU and MX were lower than the 0.075-0.423 µg g⁻¹ of DDE determined by Wade *et al.* (1998) in the coastal zone of SE USA, where HCB concentrations ranged from <0.25-2.4 ng g⁻¹ that, with the exception of SC and MX lagoons, are by far lower than those of this study. Considering that these lagoons are important traditional fishing grounds, that all samples showed high levels of Pb and that the organic pollutants studied are likely to cause at least sublethal effects on a wide range of aquatic organisms at the ng g⁻¹ level (Munn *et al.*, 2006), our results show that more research is needed on the levels of contamination of the

coastal ecosystems of NW Mexico, since the state of pollution of these water bodies of the Mexican Pacific could have already reached levels of serious concern.

ACKNOWLEDGMENT

Supported by CONACYT Project 0185P-T.

LITERATURE CITED

- Albert, L.A. 1996. Persistent pesticides in Mexico. *Rev. Env. Contam. Toxicol.*, 147: 1-44.
- Berlanga, R. C. y A. Ruiz-Luna. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia*, 23: 29-46.
- Botello, A.V., G. Díaz, L. Rueda and S.F. Villanueva. 1994. Organochlorine compounds in oysters and sediments from coastal lagoons of the Gulf of Mexico. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 53: 238-245.
- Cantillo, A. Y. 1998. Comparison of results of mussel watch programs of the United States and France with worldwide mussel watch studies. *Mar. Pollut. Bull.*, 36: 712-717.
- Carbajal, N. and I. D. Núñez-Riboni. 2002. Dispersión de contaminantes pasivos en el complejo lagunar Bahía de Altata/Ensenada del Pabellón, Sinaloa. *Rep. Inst. Potosino Invest. Cient. Tecnol.*, 1 (1): 23-38.
- De la Lanza-Espino, G., J. J. Salaya-Ávila and E. Farsi. 1994. Aquaculture exploitation and management of coastal lagoons in Latin America and the Caribbean. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 83: 595-599.
- FDA. 2001. Fish and fisheries products hazards and controls guidance. <http://www.cfsan.fda.gov/~comm/haccp4.html>. 20/01/08.
- Frías-Espericueta, M. G., J. I. Osuna-López, D. Voltolina, G. López-López, G. Izaguirre-Fierro and M. D. Muy-Rangel. 2008. The metal content of bivalve molluscs of a coastal lagoon of NW Mexico. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 80: 90-92.
- Frías-Espericueta, M. G., J. I. Osuna-López, M. I. Bañuelos-Vargas, G. López-López, M. D. Muy-Rangel, G. Izaguirre-Fierro, W. Rubio-Carrasco, P. C. Meza-Guerrero and D. Voltolina. 2009. The contents of Cd, Cu, Pb and Zn of the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis* of seven coastal lagoons of NW Mexico. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 83: 595-599.
- Gavilán-García, I., A. Gavilán-García and J. Castro-Díaz. 2004. Organometales. 201-243. In: Fernández Bremauntz, A., M. Yarto-Ramírez and J. Castro-Díaz. (Eds.). *Las sustancias tóxicas persistentes en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología. Mexico, D.F. 260 p.
- González-Farías, F., M. Hernández-Garza and G. Díaz-González. 2006. Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon-estuarine system in Northwest Mexico. *Int. J. Env. Pollut.*, 26: 234-252.
- Green-Ruiz, C. and F. Páez-Osuna. 2003. Heavy metals distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural basin. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 71: 52-59.

- GUCE. 2006. Reglamento (CE) n. 1881/2006 della commissione che definisce i tenori massimi di alcuni contaminanti nei prodotti alimentari. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea 20 dicembre 2006, L 364: 5-24.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., S.A. Sañudo-Wilhelmy and B.P. Flores-Báez. 1983. Variación espacial y temporal de pesticidas organoclorados en el mejillón *Mytilus californiensis* (Conrad) de Baja California. Ciencias Marinas, 9: 7-18.
- Gutiérrez-Galindo E. A., G. Flores-Muñoz and J. A. Villaescusa-Celaya. 1988. Hidrocarburos clorados en moluscos del valle de Mexicali y alto golfo de California. Ciencias Marinas, 14: 91-113.
- IDF. 1983. Milk and milk products. Recommended methods for determination of organochlorine pesticides residues. Provisional International IDF standard 75B. International Dairy Federation, General Secretariat, Brussels, Belgium.
- Loganathan, P., M. J. Hedley and N. D. Grace. 2008. Pasture soils contaminated with fertilizer-derived cadmium and fluorine: livestock effects. Rev. Env. Contam. Toxicol., 192: 29-66.
- Michel, J. and S. Zengel. 1998. Monitoring of oysters and sediments in Acajutla, El Salvador. Mar. Pollut. Bull., 36: 256-266.
- Moody, J. R. and R. N. Lindstrom. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. Anal. Chem., 49: 2264-2267.
- Mubiana, V. K., D. Oadah, J. Meys and R. Blust. 2005. Temporal and spatial trends in heavy metals concentrations in the marine mussel *Mytilus edulis* from the western Scheldt estuary (The Netherlands). Hydrobiologia, 540: 169-180.
- Munn, M. D., R. J. Gilliom, P. W. Moran and L.H. Nowell. 2006. Pesticide toxicity index for freshwater aquatic organisms, 2nd Edition: U.S. Geological Survey Sci. Invest. Rep. 5148: 81 p.
- Páez-Osuna, F., A. C. Ruiz-Fernández, A. V. Botello, G. Ponce-Vélez, J. I. Osuna-López, M. G. Frías-Espéricueta, G. López-López and H. M. Zazueta-Padilla. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. Mar. Pollut. Bull., 44: 1303-1308.
- Rainbow, P. S. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Mar. Pollut. Bull., 31: 183-192.
- Soto-Jiménez, M., F. Páez-Osuna and A. C. Ruiz-Fernández. 2003. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). Environ. Pollut., 125: 423-432.
- Szefer, P., J. Geldon, A. A. Ali, F. Páez-Osuna, A.C. Ruiz-Fernandez and S. Guerrero-Galván. 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan harbour, a mangrove lagoon of the Northwest coast of Mexico. Environ. Int., 24: 359-374.
- UNEP. 1988. Determination of DDTs and PCBs by capillary gas chromatography and electron capture detection. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 40. United Nations Environment Programme, Geneva. 18 p.
- Wade, T. L., J. L. Sericano, P. R. Gardinali, G. Wolff and L. Chambers. 1998. NOAA's 'Mussel Watch' project: current use organic compounds in bivalves. Mar. Pollut. Bull., 37: 20-26.

FECHA DE RECEPCIÓN:11/07/08

FECHA DE ACEPTACIÓN:11/01/10



NOTA:

PRESENCIA DE *REMORINA ALBESCENS* (PERCIFORMES: ECHENEIDAE) EN EL CARIBE COLOMBIANO, INCLUYENDO UNA CLAVE DE IDENTIFICACIÓN PARA LAS ESPECIES DE LA FAMILIA EN COLOMBIA

Edwin Farfán López¹, Arturo Acero P.² y Marcela Grijalba-Bendeck¹

¹ Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología Marina. Edificio Mundo Marino, Carrera 2 No. 11-68, El Rodadero - Santa Marta, Colombia. egofar@gmail.com (E.F.L.), marcela.grijalba@utadeo.edu.co (M.G.B.)

² Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. aacero@invemar.org.co

ABSTRACT

Occurrence of *Remorina albescens* (Perciformes: Echeneidae) in the Colombian Caribbean, including a taxonomic key for species of the family in Colombia. The presence of *Remorina albescens* for the Colombian Caribbean is confirmed, based on a specimen of 165.91 mm of standard length collected in Nenguanje bay at the Tayrona National Natural Park. A taxonomic key for the remoras known from Colombian seas is also included.

KEY WORDS: White suckerfish, Echeneidae, Colombian Caribbean.

Los miembros de la familia Echeneidae, llamados comúnmente rémoras, se caracterizan por presentar dos aletas dorsales, la primera modificada en un disco en forma de óvalo situado en la parte superior de la cabeza y origen del tronco. En esta estructura cada lepidotriquia está transformada en una lámina transversal colocada simétricamente a los lados de la cresta media y de un reborde externo; pudiéndose encontrar de 10 a 28 láminas por disco según la especie (Nelson, 2006). El disco les permite adherirse a animales de gran tamaño como tiburones, rayas, tortugas y mamíferos marinos, los cuales usa como transporte, protección y, en la mayoría de los casos, para obtener alimento que se basa en restos de comida o parásitos de sus simbioses, presentándose en algunas especies de rémoras una alta selectividad por su hospedero. El cuerpo es fusiforme, con un cráneo muy deprimido y ancho que proporciona un soporte adecuado para el disco. La mandíbula es prominente con dientes de forma de cepillo, al igual que el vómer, facilitándoles la captura de sus presas (Cervigón, 1993).

La familia Echeneidae se encuentra representada en las aguas colombianas por ocho especies de las subfamilias Echeneinae y Remorinae, la primera incluye los géneros *Phtheichthys* y *Echeneis*, y a la segunda corresponden *Remorina* y *Remora*, donde la mayoría de estas especies tiene una amplia distribución en los mares cálidos del mundo. En Colombia se encuentran en el Caribe *Echeneis neucratoides*, en el Pacífico *P. lineatus*, *Remorina albescens*, *Remora australis*, *R. osteochir* y *R. brachyptera*, mientras que *E. naucrates* y *R. remora* se encuentran en ambos mares (Franke y Acero, 1990). Este trabajo presenta el primer registro de *R. albescens* para el Caribe colombiano, la cual fue hallada previamente en el Pacífico por Franke y Acero (1990).

El espécimen se encuentra depositado en la colección de peces de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. Se realizaron contajes de todas las aletas y las medidas fueron tomadas con un calibrador electrónico, siguiendo los criterios de Collette (2002). Su identificación como especie se llevó a cabo con diferentes claves taxonómicas, como las propuestas por Franke y Acero (1990), Cervigón (1993) y Collette (2002).

***Remorina albescens* (Temminck y Schlegel) (Figura 1)**

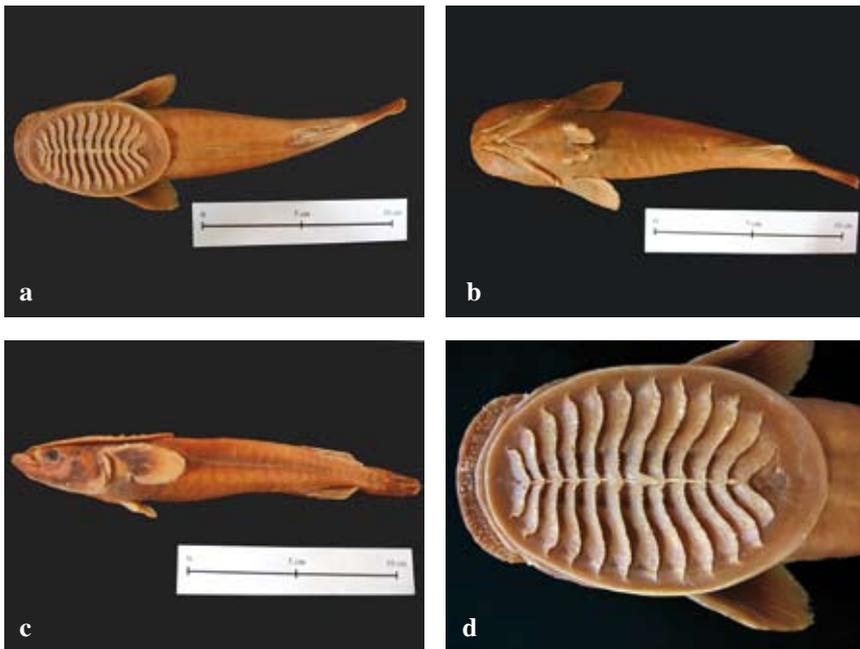


Figura 1. *Remorina albescens* (UJTL-Echeneidae): 165.91 mm de longitud estándar. Santa Marta, Colombia. (a. Vista dorsal, b. Vista ventral, c. Vista lateral, d. Detalle del disco) escala 10 cm. Fotografías Farfán, 2007.

Echeneis albescens Temminck y Schlegel en Siebold, Fauna Japónica, 14: 272, 1850 (Nagasaki, Japón); Day (1878-1888): 258; Cadenat (1950): 265.

Remora albescens, Lozano y Rey (1960): 11-12.

Remorina albescens, Cervigón (1966): 945; Cressey y Lachner (1970): 315-316; Miller y Lea (1972): 144; Martin y Drewry (1978): 239-240; López y Bussing (1982): 16; Eschmeyer *et al.* (1983): 205; Heemstra (1986): 664; Lachner (1986): 1334; Robins *et al.* (1986): 158-159; Franke y Acero (1990): 23-30; Cervigón (1993): 47-53; Collette (2002): 1414-1419.

Nombres comunes: Rémora blanca, white suckerfish.

Material examinado: Un ejemplar de 165.91 mm de longitud estándar (LE) (UJTL- Echeneidae), recolectado el 10/II/1993 en la bahía de Nenguanje, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano.

Caracteres merísticos: El individuo presenta 16 radios en la segunda dorsal, 15 en la pectoral, 22 en la anal, una espina y cuatro radios blandos en las pélvicas y 12 láminas en el disco. Según Franke y Acero (1990) y Cervigón (1993), hay una dorsal sin espinas con 16 a 23 radios, anal sin espinas y 21 a 26 radios blandos, pectoral con 16 a 21 radios blandos y 12 a 14 láminas en el disco.

Caracteres morfométricos: La morfometría del ejemplar estudiado se presenta en la Tabla 1.

Coloración: Blanco a gris pálido, en algunos casos con tonalidades amarillas; incluyendo el disco y las aletas; cuerpo más claro hacia la parte dorsal (Cervigón, 1993). En etanol el cuerpo es de color amarillento, más claro en la parte ventral.

Caracteres distintivos: Cuerpo relativamente corto, fusiforme, aletas pélvicas unidas al abdomen por su base, pectorales grandes (Cervigón, 1993). El género es monotípico.

Talla: LE máxima 300 mm (Franke y Acero, 1990).



Tabla 1. Datos morfométricos de *Remorina albescens*. Las medidas se presentan en milímetros y en porcentajes de L.E. Se muestran algunas de las mediciones realizadas por otros investigadores.

Medición	Presente estudio		Franke y Acero (1990)		Cervigón (1993)	
	mm	%	mm	%	mm	%
Longitud total	188.25	-	201-216	-	197	-
Longitud estándar	165.91	-	167-199	-	171	-
Longitud cabeza	44.63	26.90	-	26-18	-	25.3
Diámetro ojo	5.23	3.15	-	3	-	2.9
Espacio interorbital	36.42	21.95	-	-	-	-
Longitud postorbital	26.97	16.26	-	-	-	-
Ancho cabeza	39.97	24.09	-	-	-	-
Ancho de la boca	32.16	19.38	-	-	-	-
Longitud disco	60.42	36.42	-	34-39	-	-
Ancho disco	40.23	24.25	-	-	-	-
Longitud pre-segunda dorsal	120.94	72.89	-	-	-	-
Longitud prepectoral	45.02	27.14	-	-	-	-
Longitud prepélvica	50.13	30.22	-	-	-	-
Longitud preanal	119.75	72.18	-	-	-	-
Altura cabeza	29.2	17.60	-	-	-	-
Altura cuerpo	25.16	15.16	-	13-18	-	14.2
Altura pedúnculo caudal	12.85	7.75	-	-	-	-
Longitud segunda aleta dorsal	13.11	7.90	-	-	-	-
Base segunda aleta dorsal	28.66	17.27	-	-	-	-
Longitud aleta pectoral	24.48	14.75	-	-	-	-
Base aleta pectoral	13.74	8.28	-	-	-	-
Longitud entre pectorales	30.4	18.32	-	-	-	-
Longitud aleta pélvica	14.92	8.99	-	-	-	-
Base aleta pélvica	8.45	5.09	-	-	-	-
Longitud entre pélvicas	2.17	1.31	-	-	-	-
Longitud aleta anal	7.67	4.62	-	-	-	-
Base aleta anal	24.16	14.56	-	-	-	-
Longitud aleta caudal	22.34	13.47	-	-	-	-
Base aleta caudal	12.31	7.42	-	-	-	-

Hábitat: Pelágicos, marinos, tropicales y subtropicales (Riede, 2004), sus principales simbioses son mantarrayas (*Mobula hypostoma* y *Manta birostris*), pero ocasionalmente se adhiere a tiburones (*Sphyrna tudes*) (Lozano y Rey, 1960). Se puede encontrar dentro de la cavidad branquial o en la boca de sus simbioses, también

se adhiere al marlín negro (*Makaira indica*) en la región del Indo Pacífico (Robins *et al.*, 1986) y rara vez se halla nadando libremente (Lachner y Post, 1990).

Distribución: A nivel mundial es una especie conocida de todos los trópicos (Fricke, 1999). En el Atlántico occidental se distribuye desde Florida y el Golfo de México hasta Brasil (Robins *et al.*, 1986), llegando hasta las Rocas de San Pedro y San Pablo en el Atlántico ecuatorial al noreste de Brasil (Lubbock y Edwards, 1981). Presente en el Indico oriental (Fricke, 1999) y en el Pacífico oriental desde San Francisco en California hasta Chile (Eschmeyer *et al.*, 1983), mientras que para el Pacífico colombiano se encuentra en Isla de Gorgona (Franke y Acero, 1990).

**CLAVE PARA LAS ESPECIES DE LA FAMILIA ECHENEIDAE
PRESENTES EN LOS MARES COLOMBIANOS
(Modificada de Robins y Ray, 1986; Franke y Acero, 1990; Cervigón, 1993;
Collete, 2002)**

- 1a.** Cuerpo muy alargado, su altura contenida de 8 a 14 veces en la LE; con 9 a 28 láminas en el disco suctor; aletas pectorales puntiagudas, usualmente con una banda longitudinal oscura a cada lado del cuerpo bordeada de blanco; anal de base larga con 29 a 41 radios blandos; caudal lanceolada en individuos juveniles con radios centrales filamentosos y truncada en adultos (subfamilia Echeneinae)..... **2**
- 1b.** Cuerpo no alargado, su altura contenida de 5 a 8 veces en la LE; 12 a 28 láminas en el disco; pectorales redondeadas y unidas al abdomen; color relativamente uniforme, sin bandas; anal de base corta con 18 a 28 radios; caudal bifurcada en individuos juveniles que es recta o truncada en adultos (subfamilia Remorinae) **3**
- 2a.** Disco pequeño con 9 a 11 láminas y 39 a 41 vértebras (dorsal con 29 a 40 radios, anal con 29 a 38 y pectoral con 17 a 21). Asociada a barracudas (*S. barracuda*) y tortugas (*L. olivacea*), alcanza 760 mm pero normalmente sólo 450 mm *Phtheirichthys lineatus*
- 2b.** Disco grande, con 18 a 28 láminas y 30 vértebras (*Echeneis*)..... **4**
- 3a.** Aletas pélvicas sólo unidas al abdomen por su base peduncular; 12 a 14 láminas en el disco; 26 vértebras; 16 a 23 radios en la dorsal. Color blanquecino, huésped de mantas *Remorina albescens*
- 3b.** Aletas pélvicas ampliamente unidas al abdomen; 14 a 28 láminas en el disco; 27 vértebras; 20 a 34 radios en la dorsal. Color café claro a oscuro, asociada con tiburones y cetáceos (*Remora*)..... **5**
- 4a.** Disco usualmente con 23 láminas; coloración pálida con las puntas de la dorsal,



- anal y caudal blancas; modalmente dorsal con 39 radios y anal con 36 a 37; longitud del disco 29 % de la LE.....*Echeneis naucrates*
- 4b.** Con 21 láminas en el disco; coloración blanca; modalmente dorsal con 35 radios y anal con 32; longitud del disco 26 % de LE ...*Echeneis neucratoides*
- 5a.** Con 28 a 37 branquiespinas en el primer arco branquial (disco suctor con 16 a 20 láminas; 21 a 27 radios en la dorsal y 25 a 27 en la pectoral). Longitud del disco menos de la mitad de la longitud del cuerpo. Borde posterior del disco situado delante de los extremos de las aletas*Remora remora*
- 5b.** De 11 a 20 branquiespinas en el primer arco branquial..... **6**
- 6a.** Disco con 24 a 28 láminas; 17 a 20 branquiespinas en el primer arco branquial, longitud del disco casi la mitad de la longitud del cuerpo. Usualmente viven con cetáceos*Remora australis*
- 6b.** Con 14 a 19 láminas en el disco; con 11 a 21 branquiespinas; longitud del disco menor que la mitad de la longitud del cuerpo..... **7**
- 7a.** Borde posterior del disco situado delante de los extremos de las aletas pectorales, longitud del disco 28 a 40 % de la LE, con 14 a 17 láminas; dorsal con 27 a 34 radios, pectoral 23 a 27; número total de branquiespinas en el primer arco branquial menor a 21*Remora brachyptera*
- 7b.** Borde posterior del disco situado muy por detrás de los extremos de las aletas pectorales cuando estas están pegadas al cuerpo, longitud del disco corresponde del 37 al 45 % de la LE, con 17 a 19 láminas; dorsal con 21 a 27 radios, pectoral con 20 a 24; con 11 a 13 branquiespinas en el primer arco branquial
.....*Remora osteochir*

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta, por facilitar el material estudiado que se encuentra depositado en su colección ictiológica y el apoyo logístico a este trabajo. Contribución 021 del Grupo de Investigación en Peces del Caribe GIPECA del Programa de Biología Marina.

BIBLIOGRAFÍA

- Cervigón, F. 1966. Los peces marinos de Venezuela Tomo II. Fund. La Salle Cien. Nat., Monografía 12: 449-951.
- Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela Volumen II. Segunda edición. Fund. Cien. Los Roques. Monografía 12, Venezuela. 502 p.
- Collete, B. 2002. The living marine resources of the Western Central Atlantic. FAO y American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Roma, 3: 1414-1419.

- Cressey, F. y A. Lachner. 1970. The parasitic copepod diet and life history of diskfishes (Echeneidae). *Copeia* 2: 310-318.
- Eschmeyer, N., S. Herald y H. Hammann. 1983. A field guide to the Pacific coast fishes of North America. Houghton Mifflin, Boston. 336 p.
- Franke, R. y A. Acero P. 1990. Rémoras (Pisces: Echeneidae) conocidas de los mares colombianos. *Bol. Ecotrópica*, 23: 23-30.
- Fricke, R. 1999. Fishes of the Mascarene Islands: an annotated checklist, with descriptions of new species. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, *Theses Zoologicae*, 2 (31): 759 p.
- Lachner, E. 1986. Echeneidae. In fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, 3: 1329-1334.
- Lachner, E. y A. Post. 1990. Echeneidae. 725-728. En: Quéro, J., C. Hureau, A. Karrer, A. Post y L. Saldaña. Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic. Vol. 2. JNICT, SEI y UNESCO, París. 1524 p.
- López, M y A. Bussing. 1982. Lista provisional de los peces marinos de la costa Pacífica de Costa Rica. *Biología Tropical* 30 (1): 5-26.
- Lozano, L y Rey. 1960. Peces fisoclistos. Subserie torácicos. Tercera parte. Serie de Ciencias Naturales. Tomo XIV. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, Madrid. 693 p.
- Lubbock, R. y Edwards, A. 1981. The fishes of Saint Paul's Rocks. *J. Fish Biol.*, 18: 135-157.
- Martin, J. y E. Drewry. 1978. Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight. Volume III. Stromateidae through Ogcocephalidae. Institute Fish Wildlife Service, Washington D.C. 424 p.
- Miller, J. y L. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. California Department Fish and Game. *Fish Bull.*, 157: 235 p.
- Nelson, J. 2006. Fishes of the world. Cuarta edición. John Wiley y Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, EE. UU. 624 p.
- Riede, K. 2004. Global register of migratory species from global to regional scales. Final report of the R y D. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Alemania. 329 p.
- Robins, C. R. y G. Ray. 1986. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston. 354 p.

FECHA DE RECEPCIÓN:10/11/08

FECHA DE ACEPTACIÓN:22/10/09



INSTRUCCIONES A LOS AUTORES

Se consideran para publicación en el Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras únicamente artículos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no han sido publicados ni están siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben también artículos de revisión crítica, que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. Se tendrán en cuenta los manuscritos preparados según las normas siguientes. Como complemento, se recomienda a los autores siempre examinar cuidadosamente el estilo de presentación de artículos en el último número de la revista.

Idioma: Español o inglés, con resumen en ambos idiomas.

Presentación: Enviar un correo electrónico a boletin@invemar.org.co anexando el archivo en formato digital, como adjunto o someterlo a la página del boletín: www.invemar.org.co/boletin. **Tipo de letra:** preferiblemente Times New Roman, tamaño 11 o su equivalente, configuración de página tamaño carta y a doble espacio. **Máximo 40 páginas** incluyendo figuras y tablas; sólo en casos excepcionales y justificados se aceptarán manuscritos más extensos. **Márgenes:** izquierdo y superior de 3 cm y derecho e inferior de 2 cm como mínimo. **Todos los títulos** van en negrilla: título del trabajo y títulos principales en situación centrada y mayúsculas (incluidos los nombres científicos), dejando un espacio para comenzar el párrafo; los títulos de segundo rango centrados pero en minúsculas y sin dejar espacio para comenzar el párrafo; los de tercer rango al lado izquierdo y en minúsculas, también sin espacio. **Todas las hojas numeradas** consecutivamente, incluyendo las de figuras, tablas y leyendas para las figuras. Una vez aceptado el trabajo, el texto final deberá ser entregado nuevamente en archivo electrónico (textos, figuras y tablas) y/o enviado como archivo adjunto a: boletin@invemar.org.co. El contenido del archivo electrónico debe corresponder exactamente a la copia final impresa.

Texto: Conformado por las siguientes secciones en su orden: Título, Autor(es), Filiación y dirección del (de los) Autor(es), Resumen, Abstract, Introducción, Área de Estudio, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones, Agradecimientos y Bibliografía. Este formato puede ser modificado si la naturaleza del trabajo lo exige. Los artículos en forma de “**Notas**” deben ser idealmente de máximo 5 páginas de texto y sin división en secciones como los artículos extensos (excepto Abstract cuando el texto sea en español, Resumen cuando el texto sea en inglés), Agradecimientos y Bibliografía. **Resumen** de máximo 30 renglones en un sólo párrafo. El Abstract debe ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Tanto el Resumen como el Abstract deben llevar al final y en un renglón aparte, máximo cinco **Palabras Clave** (Key Words), las cuales deben comenzar en mayúscula. El título del trabajo debe incluir una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en español, la cual se incluye en negrita al comienzo del Abstract, y viceversa cuando el trabajo sea en inglés.

Tablas: Elaboradas en procesador de texto (con la opción “tabla”), a doble espacio, cada una comenzando en página aparte y evitando trazar líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúsculas, y ser suficientemente explicativa. Deben ser numeradas consecutivamente, citadas (en orden) en el texto y presentadas juntas al final del texto. La información incluida en las tablas no puede aparecer repetida en las figuras.

Figuras: Incluir bajo esta denominación todas las ilustraciones, como mapas, esquemas, fotografías y láminas. Deben ser excluidas del texto y el número correspondiente se indicará en cada figura, sobre el margen inferior. Las leyendas deben ir en minúsculas, presentarse juntas en hoja aparte y ser suficientemente explicativas. **Dibujos:** Letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al

reducirlos no pierdan su nitidez. Se aceptan gráficas de computador pero de alta calidad (impresión láser o equivalente). **Fotografías:** La revista asume los costos de publicar fotografías en blanco y negro. Los costos de fotografías y figuras a color deben ser asumidos por el autor. Los archivos de las fotografías o imágenes a color deben ser guardados en formato TIF, con una resolución de al menos 360 dpi y los colores deben corresponder a la escala CMYK. Se recomienda que la primera versión del manuscrito a ser sometido utilice una resolución de 72 dpi, en escala RGB, para facilitar el envío de estos archivos por correo electrónico.

Abreviaturas: Pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes, tales como m, cm, km, g, kg, mg, mL, L, %, o °C, siempre y cuando vayan acompañando números. Evitar los puntos en las abreviaturas. Todas las cifras decimales deberán separarse con punto y no con coma.

Referencias: Dentro del texto citarse como en los siguientes ejemplos, evitando el uso de op. cit.: “La especie vive sobre sustratos rocosos y coralinos (Pérez, 1980; Darwin y Scott, 1991), aunque, según García (1992), prefiere fondos de cascajo”. Cuando la referencia involucra a más de dos autores debe citarse como: Castro *et al.* (1965) o (Castro *et al.*, 1965), donde “*et al.*” debe aparecer siempre en letra cursiva. Las comunicaciones personales deben evitarse en lo posible pero serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso y deberán seguir el siguiente formato: Nombre completo (punto) Institución (punto) Ciudad (coma) País (punto) Año (punto) Com. Pers. No se aceptan las referencias indirectas, p. ej. Pérez 2007 (En: Fernández, 2008).

Bibliografía: Incluir todas y únicamente las referencias citadas en el texto, en orden alfabético de apellidos y en orden cronológico cuando haya varios trabajos del mismo autor. El símbolo “&”, comúnmente usado, deberá reemplazarse por la letra “y” o la palabra “and” según el idioma del manuscrito. El estilo de elaboración de las citas bibliográficas debe verse en los trabajos publicados en este volumen para seguir obligatoriamente el mismo formato y su exactitud es responsabilidad únicamente de los autores. No se admiten citas de trabajos que no hayan sido aceptados para publicación y las citas de artículos en prensa deben incluir el volumen, el año, y el nombre de la revista en que saldrán publicados. Los **artículos publicados en revistas periódicas** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (dos puntos) Ámbito de páginas (punto). Ejemplo: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108. En los casos en que la referencia incluya la totalidad de las páginas de la revista periódica, se debe citar así: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (coma) páginas totales (punto). Ejemplo: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p. Debe abreviarse el nombre de la revista cuando esté formado por más de una palabra, siguiendo la información presentada en www.abbreviations.com. Para revistas no listadas debe presentarse el nombre completo. Los **libros** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) número total de páginas (punto). Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p. Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Nombre del capítulo (punto) Ámbito de páginas (punto). Editores (punto) Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) número total de páginas (punto). Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons*. UNAM, México D.F. 653 p. Las **memorias de reuniones y documentos inéditos y de escasa divulgación (tesis y literatura gris)** sólo se citarán a criterio del editor del manuscrito. Las tesis se deben citar como los libros. Ejemplo (tesis): Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos

y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.; (informe): Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Recursos electrónicos: Los documentos electrónicos varían constantemente dentro de las páginas web, por lo tanto se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en casos en que sea indispensable hacerlo y serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso; deberán seguir el siguiente formato: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) URL completa (punto) Fecha de consulta (punto). Ejemplo: Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2008. PAST – Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008.

Otros: No se admitirán notas de pie de página. Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en letra cursiva o en su defecto subrayarse. Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo el código internacional de nomenclatura para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite. Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Recordar que los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos. Se deben sugerir los nombres de al menos tres evaluadores para el documento sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (dirección postal y correo electrónico).

Trámite: Los manuscritos en archivo electrónico deben ser ingresados a la página del boletín www.invemar.org.co/boletin, anexando una carta remisoría dirigida al: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Cerro Punta de Betún, Santa Marta, Colombia (e-mail: boletin@invemar.org.co). Los trámites posteriores de evaluación y comunicación de resultados se harán preferentemente a través de la página o a través de correo electrónico, para mayor agilidad del proceso. Todo trabajo será evaluado por tres especialistas y en un término no mayor de tres meses el Comité Editorial decidirá e informará si el artículo se acepta para publicación, si es aceptable pero debe ser corregido siguiendo las recomendaciones de los evaluadores o si se rechaza. En caso de correcciones los autores deberán entregar una nueva versión en un plazo no mayor a dos meses.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Potential contributors to the *Bulletin of Marine and Coastal Research* should follow the subsequent instructions: authors must submit original articles; that means those that have significant unpublished results, nor being considered for another journal. The *Bulletin* also accepts manuscripts on critical revisions that compile and analyze studies in particular fields and propose accurate research lines. We suggest that authors, in any case, check the presentation style in the last *Bulletin*'s issue to follow the exact structure.

Languages: Spanish or English, abstract in both languages.

Presentation: Attach digital complete text file and figures to an email and send it to boletin@invemar.org.co. **Type of font:** preferably times New Roman, size 11 or its equivalent, double-spaced. **Maximum 40 pages**, including figures and tables. Only in exceptional cases we will accept papers longer than that. **Margins:** Left and upper, 3 cm; right and lower, 2 cm. **All titles** must be written in boldface type. Manuscript title and main titles must be written in capital letters, centered, and there must be a space line before the first line of the text; subtitles must be also centered but as lower-case letters and there must be no space before the first line of the text; and third titles must be written on the left side of the paper, as lower-case letter, and also with no space. **All pages must be numbered** consecutively, including figures, tables, and legend for figures pages. Once the paper is accepted, the complete final file must be sent again as attachment to: boletin@invemar.org.co. Final file must include exactly the same information that was accepted as the last version.

Text: Text must be structured as follows: Title, Author (s), Author's address, Abstract, Abstract in Spanish (Resumen), Introduction, Study area, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusion (optional), Acknowledgements, and Bibliography. This format can be modified depending on the type of work. Articles in "Note" format must be preferably five pages long or shorter, without divisions and subtitles like the long manuscripts (except a Spanish Resumen), Acknowledgements, and Bibliography). Abstract must be one paragraph and should not exceed 30 lines. Spanish Resumen should be an exact translation of the abstract, both must include at the end a maximum of five key words, which have to start with capital letters. The title of the manuscript should be given in both languages.

Tables: Must be processed using the "table" tool as text file, double-spaced, vertical lines should be avoided, one table per page. Tables legend must be placed on top, in lower-case letters, and present clearly the content. Tables must be numerated consecutively, cited so in the text, and presented together at the end of the manuscript. Information included in tables should not be repeated in figures.

Figures: *Figures* include illustrations such as maps, pictures, plates, and schemes. They must be numbered and presented, excluded from the text, on separated pages. Legends for figures must be presented in a separated page. Drawings: letters and symbols on drawings should have a suitable size, so that if they get reduced they will not lose their shape and details. We can accept high resolution digital drawings. Photographs: the journal covers the costs for publishing black and white photographs. If there are color images in the manuscript, the authors will have to afford color page fees. Photographs and image files should be saved as TIF files, with at least 360 dpi resolution and colors should correspond to CMYK scale. We suggest sending images for first version in 72 dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to be sent by email.

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or °C, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by periods. **References:** In the text please reference the bibliography as follows, avoiding use of *op.cit.*: “The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate.” When the reference includes more than two authors, it has to be quoted as: Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with “*et al.*” always written in italics. Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included they should be presented as: Complete name. Institution. City, Country. Year. Pers. Comm.

Bibliography: The bibliography must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order and in chronological order when there is more than one article by the same author (s). The symbol “&”, frequently used, has to be changed for the word “and”. The bibliographic style can be checked in any article in the last issue of the Bulletin and its accuracy is the author’s responsibility. Unpublished data or manuscripts are not supposed to be cited. If a manuscript in press has to be cited, it should include information about issue, year, and title of the journal of the future publication.

Electronic resources: Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor’s decision to accept it or not. These citations should follow the next format: Author. Date. Title. Complete URL.

Others: Use of footnotes in the text is strongly discouraged. Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. Taxonomic reports have to be written following the international nomenclature code. Bulletin office have some examples that may asked for if needed. Measurements have to be marked using metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units. You should suggest the names of at least two potential reviewers for the manuscript, including their contact information.

Procedure: Manuscripts, digital files, and communications should be sent to: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Cerro Punta de Betún, Santa Marta, Colombia (e-mail: boletin@invemar.org.co). Communications about results and correction suggestions should be preferably sent by email, in order to abbreviate the complete process. Manuscripts are first reviewed by three experts in the relevant discipline. No longer than three months later, the editorial board will decide and notify if the article is acceptable for publication, if it is acceptable but need some corrections, or if it is rejected. If some corrections are needed, authors have to write a new version and return it no longer than two months later.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS (BULLETIN OF MARINE AND COASTAL RESEARCH)

FORMATO DE SUSCRIPCIÓN SUBSCRIPTION FORM

Nombre completo: Full name:	Fecha: Date:
Filiación: Affiliation:	
Grado académico: Degree:	
Dirección: Address:	
Ciudad: City:	Departamento: State:
Código postal: ZIP:	País: Country:
Teléfono: Telephone:	Fax:
Correo electrónico: E-mail:	

	COLOMBIA	OTROS PAÍSES/OTHER COUNTRIES
PRECIOS PRICES	\$ 20.000 pesos Envío: \$5.500 (kilo adicional \$1.200) más IVA	US\$ 10 más envío / plus shipment (USD\$10)

Forma de suscripción (seleccione marcando con una X) Subscription details (select with X)
Canje (especificar la revista) Exchange (specify journal)
Pago Payment
<p>Para pago nacional: BANCO DAVIVIENDA Cuenta de ahorros No. 1160 6999994-8 INVEMAR</p> <p>Para pagos internacionales: For International payment: ABA Routing Number 0660011392 OCEAN BANK 780 NW 42nd Avenue, Miami, Florida 33126 Account 0082-7657-20 INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS - INVEMAR</p>

J. D. Rodríguez-Chila, J. E. Mancera-Pineda y H. J. López-Salgado

Efectos de la recomunicación del río Magdalena con su antiguo delta: cambios en la producción primaria fitoplanctónica y respiración en el complejo Pajarales, 1989 a 2005

[Effects of the Magdalena river recommunication with its former delta: changes in the phytoplanktonic primary production and respiration in the Pajarales Complex, 1989 to 2005] 119

A. Polanco F., J. A. Quintero-Gil, F. Cortés y G. Duque

Contribución al conocimiento de la fauna íctica en dos isóbatas (10 y 50 m) de la región de la Guajira, Caribe colombiano

[Contribution to the knowledge of the fish fauna in two isobaths (10 and 50 m) of the Guajira region, Colombian Caribbean] 145

L. Villamil Díaz y M. A. Martínez-Silva

Probióticos como herramienta biotecnológica en el cultivo de camarón: reseña

[Probiotics as a biotechnological tool in shrimp culture: A review] 165

D. L. Gil-Agudelo, R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G. W. Smith

Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos

[Coral diseases and their research in Colombian reefs] 189

NOTAS - NOTES

J. Rodríguez, L. Ortiz, S. Prieto, L. Álvarez, C. Correa y J. Reynolds

Análisis de la dinámica cardíaca de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) con la teoría de la probabilidad

[Humpback whale (*Megaptera novaengliae*) cardiac dynamic analysis using probability theory] 225

J. I. Osuna-López, M. G. Frías-Espéricueta, G. López-López, H. M. Zazueta-Padilla, G. Izaguirre-Fierro, F. Páez-Osuna, A. C. Ruiz-Fernández and D. Voltolina

Cd, Pb and organochlorine pesticides of *Mytella strigata* (Pelecypoda: Mytilidae) of six coastal lagoons of MW Mexico

[Contenido de Cd, Pb y pesticidas organoclorados de *Mytella strigata* (Pelecypoda: Mytilidae) de seis lagunas costeras del noroeste de México] 233

E. Farfán López, A. Acero P. y M. Grijalba-Bendeck

Presencia de *Remorina albescens* (Perciformes: Echeneidae) en el Caribe Colombiano, incluyendo una clave de identificación para las especies de la familia en Colombia

[Occurrence of *Remorina albescens* (Perciformes: Echeneidae) in the Colombian Caribbean, including a taxonomic key for species of the family in Colombia] 241

CONTENIDO - CONTENTS

P. Zamorano y G. Leyte-Morales

Equinodermos asociados a formaciones arrecifales en Zihuatanejo y Acapulco, Guerrero, México

[Echinoderms associated with reef formations in Zihuatanejo and Acapulco, Guerrero, Mexico]7

J. Jaramillo-González y A. Acosta

Comparación temporal en la estructura de una comunidad coralina en primeros estados de sucesión, isla de San Andrés, Colombia

[Temporal comparison in the coral community structure in its early sucesional state, San Andres Island, Colombia]29

J. Medellín-Mora, N. H. Campos, A. Franco-Herrera y J. C. Jaimes

Taxonomía de larvas zoea de crustáceos decápodos del área nororiental del mar Caribe Colombiano

[Taxonomy of zoea larvae of crustacean decapods at the northeastern area, Colombian Caribbean Sea]55

R. G. Barragán G., A. Canosa y J. P. Niño

Bacterioplankton en bahía Gaira, mar Caribe (Colombia): comparación de la variabilidad en abundancia y biomasa bacteriana durante diferentes períodos

[Bacterioplankton in Gaira Bay, Caribbean Sea (Colombia): Comparison of abundance and biomass variability during different periods]75

E. Alvarado Ch. y A. Acosta

Fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* en un arrecife degradado

[Fertility and fecundity of *Montastrea annularis* in a degraded reef]91

H. Valle-Zapata, S. Ospina-Guerrero, E. Galeano-Jaramillo, A. Martínez-Martínez,

M. Márquez-Fernández y J. López-Ortiz

Obtención de una fracción antimitótica del extracto etanólico de la macroalga *Digenia simplex*

[Obtention of an antimitotic fraction upon the crude ethanol extract of the alga *Digenia simplex*]109