

Serie de Publicaciones Periódicas

Año 2009 - Volumen 38 (1)



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 2008, 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 “Mittelungen aus dem Instituto Colombo-Alemán 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 (1)

Arturo Acero Pizarro, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia

Comité Editorial

Arturo Acero Pizarro, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia

Adriana Bermúdez, *Dr. rer. Nat.*

Universidad de Cartagena, 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

Ángela I. Guzmán, *Dr. en Oceanografía*

Universidad Nacional de Colombia – Palmira, Colombia

Gabriel Navas, *M. Sc.*

INVEMAR, Colombia

Vladimir Puentes Granada, *Ph. D.*

Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia

Mónica Puyana, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Mario Rueda, *Ph. D.*

INVEMAR, Colombia

Marie-Luise Schnetter, *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

Álvaro Bernal, <i>Ph. D.</i>	Justus-Liebig Universität Giessen, Alemania
María del Pilar Blanco, <i>Ph. D.</i>	Instituto Politécnico Nacional, México
Néstor Campos, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia
Alan Giraldo, <i>Ph. D.</i>	Universidad del Valle, Colombia
Martha Gómez, <i>M. Sc.</i>	Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia
Howard Junca, <i>Ph. D.</i>	Centro Colombiano de Genómica y Bioinformática de Ambientes Extremos, Colombia
Rafael Lemaitre, <i>Ph. D.</i>	National Museum of Natural History, Estados Unidos
Luz Stella Mejía, <i>M. Sc.</i>	Conservación Internacional, Estados Unidos
Jennyfer Mora, <i>M. Sc.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Jorge Páramo, <i>Cand. Ph. D.</i>	Universidad del Magdalena, Colombia
Andrea Polanco, <i>M. Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Silvia Restrepo, <i>Ph. D.</i>	Universidad de los Andes
Marina Röderstein, <i>Ph. D.</i>	University of Göttingen, Alemania
David Rohr, <i>Ph. D.</i>	Sul Ross State University, Estados Unidos
Adolfo Sanjuán, <i>M. Sc.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Adriana Santos, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Marie-Luise Schmetter, <i>Dr. rer. nat.</i>	Justus Liebig Universität, Alemania
Ricardo Silva, <i>Ph. D.</i>	Universidad Federal de Río de Janeiro, Brasil
José Julián Tavera, <i>Cand. Ph. D.</i>	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México
Olivier Thomas, <i>Ph. D.</i>	Université Nice Sophia Antipolis, Francia
Sven Zea, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia – CECIMAR, Colombia

Foto portada: Francisco Arias Isaza

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

Distribución y sucripciones: 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 (1). Serie de Publicaciones Periódicas. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Santa Marta. 223 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 (1)



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

A. Gómez Gaspar e I. Hernández Ávila

Diversidad íctica en playas de isla Cubagua, Venezuela
[Fish diversity in Cubagua island beaches] 7

J. Mora-Cristancho, S. Zea y D. L. Gil-Agudelo

Actividad antagonónica entre bacterias epibióticas aisladas de esponjas marinas del Caribe colombiano y su relación con la macroepibiosis
[Antagonistic activity between epibiotic bacteria isolated from marine sponges of the Colombian Caribbean and its relationship with the macrofouling] 25

T. Sosa-Rodríguez, J. Sánchez-Nieves y L. M. Melgarejo

Papel funcional de los hongos en ecosistemas de manglar
[Functional roll of fungi in mangrove ecosystems] 39

O. Sierra-Rozo, J. E. Mancera Pineda y A. Santos-Martínez

Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en san Andrés isla, Caribe colombiano
[Velocity of litter decomposition in different mangrove substrates during the rainy season in San Andrés Island, Colombian Caribbean] 59

M. del P. Martínez-Barragán, A. Franco-Herrera, J. Medina-Calderón y A. Santos-Martínez

La comunidad de copépodos en las islas de Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano) durante el período lluvioso (octubre) 2005
[The copepod community at Providence and Santa Catalina islands (Colombian Caribbean), during a rainy season (October) 2005]. 85

J. J. Selvaraj, M. Rajasekharan y A. I. Guzmán-Alvis

Aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos al manejo de pesquerías marinas y desafíos para su desarrollo en Colombia
[Applications of Geographic Information System and Remote Sensing in marine fisheries management and challenges for its development in Colombia] 105

A. Merchán-Cepeda, N. Hernando Campos, A. Franco y A. Bermúdez

Distribución y datos biológicos de los cangrejos ermitaños (Decapoda: Anomura) del mar Caribe colombiano colectados por la expedición Invemar-Macrofauna II
[Distribution and biological data on the hermit crabs (Decapoda: Anomura) of the Colombian Caribbean collected by the Expedition INVEMAR-Macrofauna II] 121

A. Gracia C. y N. E. Ardila

Striocadulus magdalenensis, a new deep-sea scaphopod (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae) from the colombian Caribbean
[*Striocadulus magdalenensis* una nueva especie de escafópodo (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae) de aguas profundas del Caribe colombiano] 143

J. Blanco R. y E. Pérez

La variación anual de los ángulos solares en la latitud de Santa Marta y su importancia local
[Sun angles annual variation at Santa Marta latitude and its local significance] 151

J. I. Sánchez-Botero, D. Sequeira Garcez, E. Pellegrini Caramaschi y A. M. Saad

Indicators of influence of salinity in the resistance and resilience of fish community in a tropical coastal lagoon (Southeastern Brazil)
[Indicadores de la influencia de salinidad en la resistencia y resiliencia de la ictiofauna en laguna costera tropical (sudoeste de Brasil)] 171

NOTAS - NOTES

O. Delgadillo-Garzón

Peces y macroinvertebrados móviles de hábitats artificiales en la bahía de Taganga, Caribe colombiano
[Fishes and mobile macroinvertebrates of artificial habitats in Taganga Bay, Colombian Caribbean]. 197

O. Martínez-Ramírez, M. Grijalba-Bendeck, C. Trujillo-Arcila y A. Acero P.

Primer registro de *Liopropoma carmabi* (Perciformes, Serranidae) para el Caribe colombiano
[First record of *Liopropoma carmabi* (Perciformes, Serranidae) from the Colombian Caribbean] 205

M. Grijalba-Bendeck y K. Acevedo

Mitsukurina owstoni Jordan (Chondrichthyes: Mitsukurinidae) primer registro para el Caribe colombiano
[*Mitsukurina owstoni* Jordan (Chondrichthyes: Mitsukurinidae) first record for the Colombian Caribbean] 211

DIVERSIDAD ÍCTICA EN PLAYAS DE ISLA CUBAGUA, VENEZUELA

Alfredo Gómez Gaspar e Iván Hernández Ávila

Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente, Nueva Esparta, Boca del Río, Isla de Margarita, Venezuela. museomarinomgta@movistar.net.ve

RESUMEN

En la isla de Cubagua (Venezuela) se estudió la estructura de las comunidades de peces costeros mediante colectas realizadas en 40 estaciones alrededor de la isla, utilizando una red de pesca artesanal (40 m x 2 m x 2 mm abertura de malla) arrastrada desde 30-50 m hasta la playa. Se colectaron 7946 ejemplares con biomasa de 55315.17 g. Se identificaron 99 especies y 33 familias, las más representadas fueron Haemulidae (once especies), Sciaenidae (ocho especies), Carangidae y Labrisomidae (siete especies cada una). Catorce especies constituyeron el 89.5 % de las colectas. En las comunidades se determinaron diferencias de acuerdo con el tipo de sustrato considerado y entre los muestreos. La variabilidad entre los muestreos se correlaciona con las variables ambientales. En el sustrato arenoso la diversidad íctica fue 1.87 bits ind⁻¹; en sustrato con arenas y rocas o corales fue 1.91 bits ind⁻¹; en arena con praderas de *Thalassia testudinum* de 1.94 bits ind⁻¹ y en praderas de *Thalassia* con rocas o corales de 2.58 bits ind⁻¹.

PALABRAS CLAVE: Ictiofauna, Índice diversidad, Caribe de Venezuela.

ABSTRACT

Fish diversity in Cubagua island beaches, Venezuela. Coastal fishes assemblages around Cubagua Island were studied in 40 stations sampled with an artisanal net (40 m x 2 m x 2 mm mesh) trawled from 5-50 m offshore. 7946 specimens (biomass of 55315.17 g) were collected. 99 species and 33 fish families were identified, the best represented were Haemulidae (eleven species), Sciaenidae (eight species), Carangidae and Labrisomidae (seven species each one). Fourteen species made 89.5 % of the total capture. Differences in the assemblages according to the substrate and capture were detected, and the variability between samples related to environmental variables was analyzed. The Shannon-Wiener diversity of fishes in sandy substrate was 1.87 bits ind⁻¹; in sand with rocks and corals 1.91 bits ind⁻¹; in beds of *Thalassia testudinum* with sand 1.94 bits ind⁻¹, and in *Thalassia* beds with rocks and corals 2.58 bits ind⁻¹.

KEY WORDS: Ichthyofauna, Diversity index, Venezuelan Caribbean.

INTRODUCCIÓN

La isla de Cubagua tiene especial relevancia histórica porque originó a la actual Venezuela, al fundarse Nueva Cádiz de Cubagua en 1502 con fines de la explotación intensiva de los placeres de la ostra perlífera *Pinctada imbricata*. Constituyó la primera población del Nuevo Mundo con alcalde y ayuntamiento, que funcionaron hasta el primer agotamiento de los placeres en 1537 cuando se inició el despoblamiento de la isla (Cervigón, 1998), que fue devastada en 1541 por un huracán o fuerte tormenta tropical. Sin embargo, aún mantiene su importancia para la pesca regional, siendo un lugar de asentamiento temporal y refugio para pescadores artesanales de los estados Nueva Esparta y Sucre que ejercen su actividad en las proximidades de Cubagua. Los peces de Cubagua han sido fundamento para estudios ampliamente reconocidos (Cervigón, 1991, 1993, 1994, 1996; Cervigón y Alcalá, 1999); también se han realizado estudios localizados sobre la estructura de la comunidad íctica en playas arenosas y con fanerógamas marinas (Gómez, 1987a, b; Parra y Ruiz, 2003). La presente investigación tiene por objeto estudiar la estructura de la comunidad íctica alrededor de la isla de Cubagua, donde están presentes playas con sustrato arenoso, con la fanerógama *Thalassia testudinum* y con rocas y/o corales.

ÁREA DE ESTUDIO

El nororiente de Venezuela lo constituyen los estados Sucre y Nueva Esparta, este último conformado por las islas de Margarita, Coche y Cubagua. En general, la región está afectada por la surgencia de aguas subsuperficiales que propician una producción primaria moderada, por lo cual esta área marina se ha considerado un enclave de características templadas (Margalef, 1965), manifiesta principalmente por la temperatura del agua en superficie la cual, comparada con el resto del mar Caribe, es anormalmente baja especialmente durante los primeros meses del año. Las aguas que afloran tienen importancia en la ecología regional (Gómez, 1987b, 1996, 2001; Gómez y Chanut, 1993), permitiendo la existencia de valiosos recursos pesqueros pelágicos como la sardina *Sardinella aurita* y bentónicos como el molusco peleceípodo *Arca zebra*, especies que por los volúmenes de captura anual constituyen los recursos marinos venezolanos más importantes.

La isla de Cubagua (Fig. 1) se localiza al sur de la isla de Margarita, tiene una superficie de 22.4 km² y un perímetro de 25 km. Presenta distintos tipos de fondos: arenosos, praderas de la fanerógama *Thalassia testudinum*, rocosos y parches coralinos. Se han realizado estudios descriptivos generales (Rodríguez, 1959),

asimismo se ha estudiado la hidrografía, la producción primaria, la concentración de los pigmentos fotosintéticos y la abundancia planctónica (Gómez y Chanut, 1998,1993). Además, se ha estudiado la taxonomía de diversos grupos zoológicos entre ellos los corales (Ramírez, 2001), los moluscos (Princz, 1973; Capelo y Buitrago, 1998; Macsotay y Campos, 2001) y los crustáceos decápodos (Rodríguez, 1980; Scelzo, 1983; Hernández *et al.*, 2007).

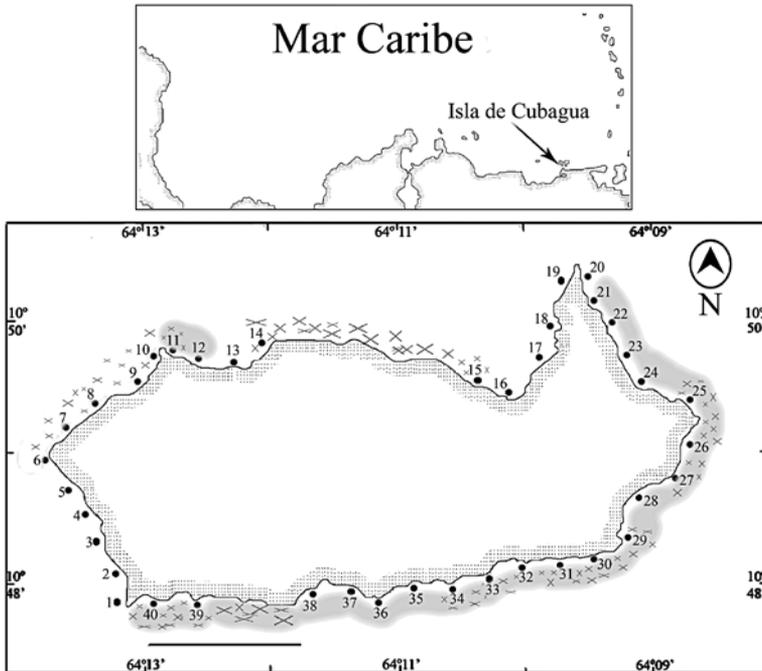


Figura 1. Isla de Cubagua, se representan las estaciones muestreadas, así como los tipos de fondos en el margen costero. Los espacios en blanco corresponden a arena; en gris a las praderas de *Thalassia testudinum* y “x” los sustratos con rocas y/o corales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Durante los períodos marzo 2001 a enero 2002 y agosto 2003 a abril 2004 fueron realizados muestreos en 40 estaciones (Fig. 1) alrededor de la isla de Cubagua. La selección de las estaciones únicamente consideró un distanciamiento de 500 m. En cada estación se realizó un muestreo diurno (entre las 8 y 10 AM) consistente en dos arrastres contiguos (captura por unidad de esfuerzo CPUE) utilizando un chinchorro playero (40 m de longitud, altura de 2 m y abertura de malla de 2 mm) abarcando el área comprendida entre la costa hasta 30 – 40 m. Los peces colectados fueron preservados con hielo y en el laboratorio fueron identificados a nivel de

especie utilizando las claves apropiadas (Fischer, 1978; Cervigón, 1991, 1993, 1994, 1996; Cervigón y Alcalá, 1999). La biomasa de cada especie fue determinada utilizando una balanza electrónica (precisión 1 mg).

De acuerdo con las características del sustrato, las estaciones muestreadas fueron clasificadas en cuatro unidades discretas. A: Arena (sustrato arenoso totalmente); AR: Arena Rocas y/o corales (sustrato arenoso con rocas y corales aislados); AT: Arena *Thalassia* (arena con parches aislados de *Thalassia testudinum*); TR: *Thalassia* Rocas (sustrato donde predominan las praderas de *Thalassia* pero contiene rocas y/o corales aislados). Los sustratos con total dominancia de rocas o parches coralinos no fueron muestreados por la inoperancia del arte de pesca.

La diversidad específica de la taxocenosis fue calculada utilizando la expresión de Shannon-Wiener $H' = -\sum (ni/N) \log_2 ni/N$ (Pielou, 1960; Margalef, 1974) donde “ni” es el número o peso de los individuos de cada especie y “N” el número o biomasa total de los ejemplares colectados, de acuerdo con la metodología previamente utilizada (Gómez, 1981, 1987a, b). En cada estación, a 50 m de la costa se determinó la temperatura del agua y se colectaron muestras de agua para analizar el oxígeno disuelto utilizando el método de Winkler y la salinidad con salinómetro de inducción.

Para el análisis multivariado de las comunidades se utilizó el análisis de similaridad ANOSIM (Clarke y Green, 1988) para detectar diferencias entre los tipos de sustrato, este análisis fue realizado sin considerar la variabilidad espacio-temporal entre los muestreos. Sin embargo, para evaluar diferencias entre los ambientes considerando los muestreos fueron realizados dos análisis: a) utilizando un análisis de varianza multivariado con base en permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001; McArdle y Anderson, 2001) que evalúa diferencias entre dos niveles del tipo de sustrato (Arena y Arena-Rocas) y dos niveles de muestreo con dos réplicas; b) evaluando diferencias entre los otros dos tipos de sustrato (Arena-*Thalassia*, *Thalassia*-Rocas) considerando también el factor muestreo a dos niveles con tres réplicas. Las réplicas fueron las estaciones adyacentes homogéneas en cuanto al sustrato y realizadas durante un mismo periodo.

Adicionalmente, mediante un análisis PERMANOVA se evaluaron diferencias en la estructura de la comunidad entre los muestreos para el sustrato Arena, utilizando niveles diferentes de muestreos a los empleados en el análisis previo. Se utilizaron tres réplicas para cada grupo y se empleó el método Monte Carlo para obtener el número necesario de permutaciones para generar la probabilidad de error tipo I.

En los análisis multivariados se utilizó el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Clarke *et al.*, 2006) descartando las especies identificadas en una o dos ocasiones ($\leq 5\%$ de la matriz general). En los PERMANOVA la hipótesis nula fue realizada

bajo modelo reducido (Anderson, 2001). En la Tabla 1 se muestran los niveles de las fuentes de variación y de réplicas usadas en cada caso.

Tabla 1. Esquema de las estaciones consideradas en los diseños de análisis de datos, (1) Estaciones con distintos tipos de sustratos contrastados en el análisis de similaridad, (2 y 4) diseños de análisis de la varianza en los que se contrasta el factor sustrato, anidando el factor muestreo, (3) diseño de análisis de la varianza simple para el factor muestreo en el sustrato arenoso (A)

A: arena R: rocas y/o corales aislados T: *Thalassia*

(1) ANÁLISIS ENTRE SUSTRATOS

A		AR		AT		TR	
1	16	6	15	12	35	11	31
2	17	7		21	36	25	32
3	18	8		22	37	26	33
4	19	9		23	38	27	34
5	20	10		24		29	39
13		14		28		30	40

(2) ANÁLISIS ENTRE SUSTRATOS (A; AR; MUESTREOS ANIDADOS)

Ambiente	Muestreo	Fecha de colecta
A	3 4	marzo 2001
	1 2	julio 2001
AR	6 7	abril 2001
	9 10	junio-julio 2001

(3) ANÁLISIS ENTRE MUESTREOS (ARENA)

Ambiente	Muestreo	Fecha de colecta
A	3 4 5	marzo-abril 2001
	17 18 19	diciembre 2001

(4) ANÁLISIS ENTRE SUSTRATOS (AT; TR; MUESTREOS ANIDADOS)

Ambiente	Muestreo	Fecha de colecta
AT	21 22 23	agosto-septiembre 2003
	36 37 38	febrero 2004
TR	25 26 27	septiembre-octubre 2003
	36 37 38	diciembre 2003-enero 2004

Para determinar diferencias significativas en los análisis comunitarios univariados, fueron realizados ANOVA utilizando los tres últimos diseños de la Tabla 1, para evaluar la abundancia, la biomasa, la riqueza y la diversidad en número y en peso. En los análisis de abundancia los datos fueron transformados (logaritmos) para ajustarlos a los supuestos requeridos.

Las diferencias en las comunidades según los sustratos, así como la variabilidad entre muestreos, se presentan en gráficos de ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS). A través de análisis SIMPER (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994) fueron detectadas las especies que contribuyen a las diferencias en la estructura de las comunidades. Las diferencias entre muestreos puede relacionarse con variaciones entre las localidades o la temporalidad de los factores ambientales durante las colectas. Para determinar la correlación entre similaridad entre muestreos y las variables ambientales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) se construyó una matriz con las distancias euclidianas que se comparó con la disimilitud de especies mediante la metodología BIOENV (Clarke y Ainsworth, 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la ejecución de los muestreos la temperatura del agua fluctuó entre 21.5 y 28.8 °C, las oscilaciones de este parámetro se ajustan en general a los patrones del proceso de surgencia costera regional. Este proceso se presenta durante los primeros meses del año (enero-mayo) con una ocurrencia secundaria y ocasional hacia mediados de año. Sin embargo, durante el período agosto 2003 – abril 2004 se determinaron temperaturas superiores y al parecer la surgencia tuvo una menor intensidad. La salinidad fluctuó entre 32.9 y 38.6, esta osciló principalmente durante el segundo período del año (Fig. 2).

Fueron colectados 7946 ejemplares con peso total 55315.17 g. Fueron identificadas 99 especies pertenecientes a 33 familias: Haemulidae se representó con once especies, Sciaenidae con ocho, Carangidae y Labrisomidae con siete. Catorce especies constituyeron el 89.48 % del total de ejemplares capturados (Tabla 2), las especies más comunes en la colecta general fueron *Jenkinsia lamprotaenia* (26.84 %), el complejo *Eucinostomus argenteus* (16.03 %), *Atherinella brasiliensis* (9.89 %), *Anchoa* sp. (7.49 %), *Nicholsina usta* (4.96 %), *Umbrina coroides* (4.91 %), *Archosargus rhomboidalis* (4.38 %), *Atherinomorus stipes* (3.45 %), *Mugil curema* (3.38 %), *Bairdiella sanctaeluciae* (2.0 %), *Menticirrhus littoralis* (1.82 %), *Haemulon steindachneri* (1.77 %), *Sciades herzbergii* (1.28 %) y *Eucinostomus gula* (1.28 %). El número de especies identificadas supera estudios previos sobre

estructura íctica en Cubagua realizados en sustratos arenosos (Gómez, 1987a) y en rodales de *Thalassia testudinum* donde se han identificado 82 especies (Gómez, 1987b), asimismo se mencionan 38 especies en playas con parches de *Thalassia* y formaciones coralinas aisladas (Parra y Ruiz, 2003).

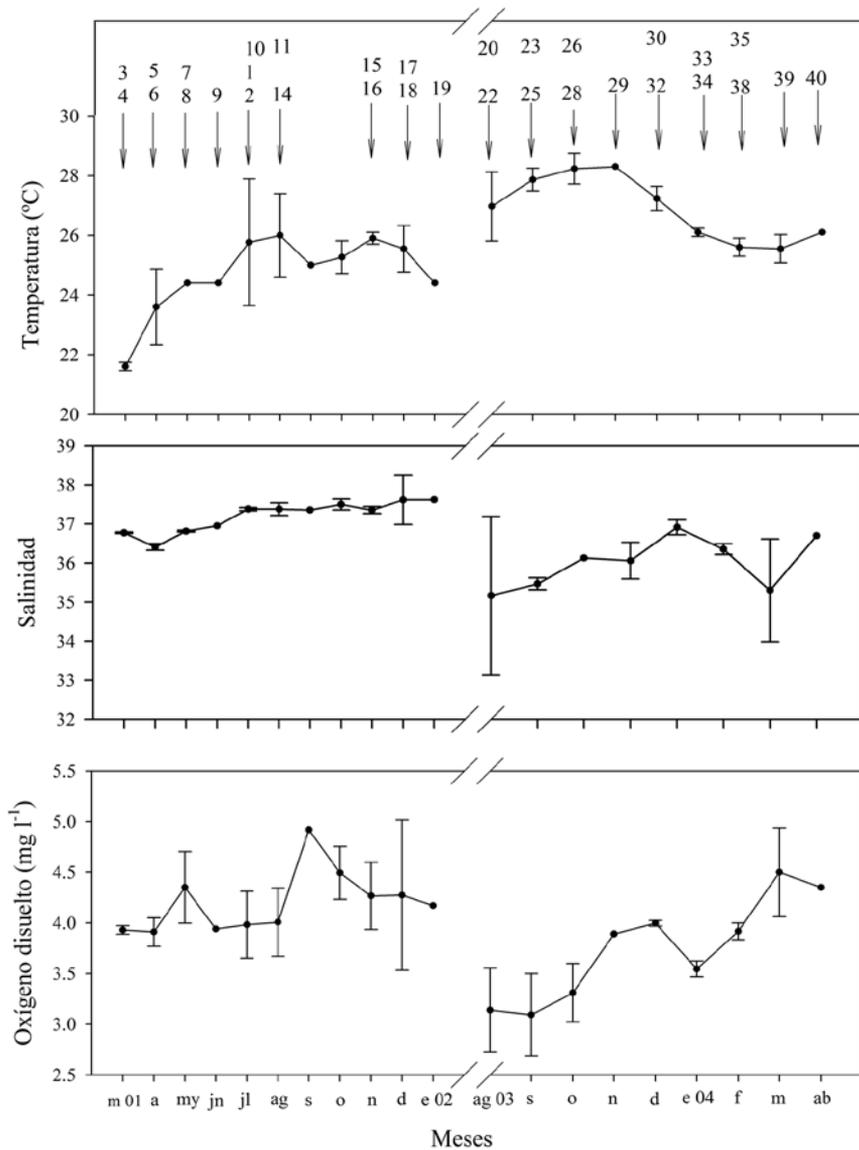


Figura 2. Variación de la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto en la isla de Cubagua durante el periodo de estudio, en el borde superior se presenta la secuencia temporal de colecta en las estaciones.

En la Tabla 2 se listan las especies identificadas en el presente estudio; el número (99) es relativamente bajo en comparación con las trabajadas por Cervigón (1991, 1993, 1994, 1996) y Cervigón y Alcalá (1999) pero es notable que en Cubagua se han descubierto para la ciencia más de cinco especies (F. Cervigón, Museo Marino de Margarita, Boca de Río, Venezuela, Com. Pers.) lo cual puede ser consecuencia de la surgencia de aguas que es notable en esta isla (Gómez, 1987a, b; Gómez y Chanut, 1988, 1993) y porque este grupo taxonómico ha sido ampliamente estudiado. En este trabajo es de notar la común presencia de los chaenópsidos *Emblemaria diphyodontis*, endémico de Cubagua, y *Protemblemaria punctata*, así como del batrachoideo *Batrachoides manglae*, especie que es considerada vulnerable en Colombia (Mejía y Acero, 2002).

Tabla 2. Abundancia de peces en sustratos de la isla de Cubagua, los datos se expresan en captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Se indica la contribución de cada especie a la variabilidad matricial según análisis SIMPER (se excluyen contribuciones < 0.05 %).

Nombre	Arena	Arena-Rocas	Arena-Thalassia	Thalassia-Rocas	% Contr.
ELOPIDAE					
<i>Elops saurus</i>				*	
ALBULIDAE					
<i>Albula vulpes</i>	*				
CLUPEIDAE					
<i>Harengula clupeola</i>	1.33	5.83	0.2	0.08	0.93
<i>Harengula jaguana</i>				*	
<i>Opisthonema oglinum</i>		*			
<i>Sardinella aurita</i>	0.17	0.67		0.08	0.13
<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>	66.08	194		13.17	13.16
<i>Jenkinsia</i> sp.				*	
ENGRAULIDAE					
<i>Anchoa hepsetus</i>	3.17		3.1		0.97
<i>Anchoa lyolepis</i>				*	
<i>Anchoa trinitatis</i>		*			
<i>Anchoa</i> sp.	30.33	28.5			7.03
ARIIDAE					
<i>Sciaedes herzbergii</i>			7.3	2.42	2.36
<i>Cathorops</i> sp.	0.42	0.33	1.1	0.58	0.53

Continuación Tabla 2

Nombre	Arena	Arena-Rocas	Arena-Thalassia	Thalassia-Rocas	% Contr.
BATRACHOIDIDAE					
<i>Amphichthys cryptocentrus</i>	0.08		0.1	0.17	1.1
<i>Batrachoides manglae</i>	0.08			1.42	0.32
<i>Thalassophryne maculosa</i>				*	
HEMIRAMPHIDAE					
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	3.58	0.33		1.25	1.1
BELONIDAE					
<i>Strongylura marina</i>	0.08	0.17		0.08	0.05
<i>Strongylura timucu</i>				*	
<i>Tylosurus crocodilus</i>		*	*		
ATHERINIDAE					
<i>Atherinella brasiliensis</i>	16.83	9.83	32.7	8.33	8.47
<i>Atherinella blackburni</i>		0.33		0.5	0.2
<i>Atherinomorus stipes</i>	*				
SYNGNATHIDAE					
<i>Syngnathus caribbaeus</i>			0.2	0.25	0.08
<i>Syngnathus randalli</i>	*			*	
<i>Syngnathus</i> sp.				*	
<i>Microphis brachyurus</i>			*		
<i>Hippocampus reidi</i>					
DACTYLOPTERIDAE					
<i>Dactylopterus volitans</i>	0.08		0.3	0.17	0.1
SERRANIDAE					
<i>Paralabrax dewegeri</i>	*	*			
CARANGIDAE					
<i>Caranx latus</i>	0.25	0.17		0.25	0.17
<i>Caranx hippos</i>	*				
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	*				
<i>Oligoplites saliens</i>				*	
<i>Trachinotus carolinus</i>	1.67	0.83	0.7	0.42	0.63
<i>Trachinotus falcatus</i>		0.17	1.2	0.75	0.56
<i>Trachinotus goodei</i>	2.83	0.33	2.2	0.17	0.74
LUTJANIDAE					
<i>Lutjanus griseus</i>			0.1	2.25	1.38

Continuación Tabla 2

Nombre	Arena	Arena-Rocas	Arena-Thalassia	Thalassia-Rocas	% Contr.
GERREIDAE					
<i>Diapterus rhombeus</i>		*			
<i>Eucinostomus argenteus</i> (complejo)	58.17	49.17	20.1	8.33	13.64
<i>Eucinostomus gula</i>	1.08	0.17	5.1	4	1.57
<i>Gerres cinereus</i>	0.25			0.17	0.09
HAEMULIDAE					
<i>Anisotremus surinamensis</i>				*	
<i>Conodon nobilis</i>		*			
<i>Haemulon aurolineatum</i>	1.17	0.33			0.21
<i>Haemulon bonariense</i>	3.83		0.1	0.42	0.65
<i>Haemulon boschmae</i>			*		
<i>Haemulon chrysargyreum</i>		*			
<i>Haemulon sciurus</i>	*				
<i>Haemulon steindachneri</i>	12.92	21.67	0.2	0.92	4.43
<i>Orthopristis ruber</i>	3.83	1.67		0.08	0.95
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	1.17	3.67			0.47
<i>Pomadasys croco</i>		*			
SPARIDAE					
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	3.42	0.17	5.4	18.58	3.63
<i>Diplodus argenteus</i>	0.75	0.5		0.08	0.16
SCIAENIDAE					
<i>Bairdiella sanctaeluciae</i>	1.17		6	4.75	2.95
<i>Equetus acuminatus</i>					*
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	*				
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.33	0.33		0.5	0.21
<i>Menticirrhus littoralis</i>	4.92	0.5	4.6	0.08	1.75
<i>Odontoscion dentex</i>			*		
<i>Umbrina coroides</i>	7.58	14.67	13.7	4.58	5.27
<i>Ophioscion</i> sp.	1.33		0.5	0.25	0.43
EPHIPPIDAE					
<i>Chaetodipterus faber</i>			0.5	0.33	0.19
POMACENTRIDAE					
<i>Abudefduf saxatilis</i>				*	

Continuación Tabla 2

Nombre	Arena	Arena-Rocas	Arena-Thalassia	Thalassia-Rocas	% Contr.
MUGILIDAE					
<i>Mugil curema</i>	5.5	23.83	0.3		2.8
<i>Mugil rubriocellus</i>	*				
<i>Mugil</i> sp.	*	*			
POLYNEMIDAE					
<i>Polydactilus virginicus</i>	*	*			
LABRIDAE					
<i>Halichoeres bivittatus</i>	*	*			
SCARIDAE					
<i>Cryptotomus roseus</i>				*	
<i>Nicholsina usta</i>	9.5	5.83	14	9.58	5.45
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>		*			
LABRISOMIDAE					
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>			0.2	0.42	0.12
<i>Malaccoctenus delalandei</i>				*	
<i>Paraclinus fasciatus</i>				*	
<i>Paraclinus marmoratus</i>		*			
<i>Paraclinus nigripinnis</i>	*			*	
<i>Paraclinus</i> sp.				*	
<i>Starksia ocellata</i>	*				
CHAENOPSIDAE					
<i>Emblemaria diphyodontis</i>					
<i>Emblemariopsis randalli</i>					
<i>Protemblemaria punctata</i>					
DACTYLOSCOPIIDAE					
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>					
BLENNIIDAE					
<i>Parablennius marmoratus</i>				*	
<i>Scartella cristata</i>			*		
GOBIIDAE					
<i>Barbulifer ceuthoecus</i>					
<i>Elacatinus macrodon</i>					

Continuación Tabla 2

Nombre	Arena	Arena-Rocas	Arena-Thalassia	Thalassia-Rocas	% Contr.
BOTHIDAE					
<i>Engyophrys</i> sp.		*			
<i>Bothus ocellatus</i>	*	*			
<i>Bothus</i> sp.					
<i>Trichopsetta orbisulcus</i> ?		*			
<i>Trichopsetta</i> sp.	*				
PARALICHTHYIDAE					
<i>Etropus crossotus</i>	*				
<i>Citharichthys spilopterus</i>	*				
<i>Paralichthys tropicus</i>	0.58	0.33	0.2	0.08	0.19
TETRAODONTIDAE					
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	3	0.83	0.8	1.25	1.25
NARCINIDAE					
<i>Narcine bancroftii</i>			0.2	0.17	0.08

Los sustratos arenosos presentaron una abundancia de 252.5 ± 147.4 ind CPUE⁻¹ y biomasa de 1542.35 ± 1000.91 g CPUE⁻¹; una riqueza de 11.55 ± 5.82 y diversidad de 1.87 ± 0.74 bits ind⁻¹ y 2.54 ± 0.52 bits g⁻¹. En los sustratos con arena y rocas y/o corales la abundancia fue 371.0 ± 490.3 ind CPUE⁻¹ y la biomasa de 1441.65 ± 832.35 g CPUE⁻¹; la riqueza 10.57 ± 4.12 y la diversidad 1.91 ± 0.94 bits ind⁻¹ y 2.29 ± 0.57 bits g⁻¹. En sustratos con arena - *Thalassia* la abundancia fue de 121.90 ± 81.47 ind CPUE⁻¹ y la biomasa de 1398.91 ± 871.27 g CPUE⁻¹; la riqueza fue de 9.00 ± 2.21 y la diversidad 1.94 ± 0.58 bits ind⁻¹ y 1.81 ± 0.53 bits g⁻¹. Finalmente en los sustratos con rocas y/o corales -*Thalassia* la abundancia fue de 84.58 ± 83.93 ind CPUE⁻¹ y la biomasa 1020.72 ± 667.68 g CPUE⁻¹; la riqueza de 10.75 ± 2.45 y la diversidad 2.58 ± 0.48 bits ind⁻¹ y 2.27 ± 0.25 bits g⁻¹.

La estructura de la comunidad íctica se relaciona con el tipo de sustrato, así la diversidad es menor en las playas con sustrato arenoso y aumenta en sustratos con *Thalassia* y es mayor en sustratos con rocas y/o corales. En estudios realizados en praderas de *Thalassia* la diversidad es alrededor de 2 (Allen-Peña y Jimenéz, 2001; Parra y Ruiz, 2003) y durante todo el año el escárido *N. usta* caracteriza la taxocenosis íctica, a diferencia de otras áreas del Caribe (Gómez, 1987b), lo cual se relaciona con el efecto de las aguas surgentes frías en las comunidades (Gómez, 1996). Por el contrario, en los fondos fangosos, que predominan en las lagunas como La Restinga (Isla de Margarita), la diversidad específica promedio es ligeramente

más alta, con valores de 2.6 en número y 2.9 en peso (Gómez, 1981); en estos hábitats la temperatura del agua siempre es más elevada que en las playas de la isla de Cubagua.

Los valores de diversidad promedios encontrados en las playas de Cubagua son muy inferiores a los promedios de 4.6 y 5.4 citados para arrecifes del Atlántico e Indopacífico (Smith, 1978; Ogden y Gladfelter, 1980) y se relaciona posiblemente con el efecto de las aguas de surgencia en el nororiente de Venezuela (Gómez, 1996, 2001). También debe destacarse la correspondencia entre la diversidad específica en número (demográfica) y en peso (trófica), siendo la última ligeramente mayor (Margalef, 1974), como se verifica en este estudio.

En el análisis general de las comunidades fueron encontradas diferencias significativas de acuerdo al tipo de sustrato (ANOSIM, $R= 0.14$ $p= 0.003$). Según el análisis SIMPER, las especies que tuvieron mayor representación en las colectas también son las que contribuyen a la variabilidad en la estructura general de la taxocenosis en los tipos de sustratos, lo cual explica la variación en las cifras de captura (Tabla 2).

El análisis PERMANOVA para la comparación de la comunidad entre los sustratos Arena y Arena-Rocas detecta diferencias significativas tanto para este factor como para el factor muestreo anidado (Tabla 3). En los sustratos Arena destacaron las especies *Anchoa* sp., *M. curema*, *Orthopristis ruber* e *Hyporhamphus unifasciatus*, mientras que en los sustratos Arena-Rocas las especies mejor representadas fueron *J. lamprotaenia*, *E. argenteus*, *U. coroides* y *Spherooides greeleyi*. Debido a que las estaciones consideradas en los niveles de muestreo corresponden para cada sustrato a un mismo sector de la isla (Fig. 1), las diferencias determinadas se asocian a la variabilidad temporal. El análisis BIOENV indica que la comunidad en el sustrato Arena tiene correlación moderada con la temperatura y la salinidad ($\rho_w = 0.59$); sin embargo, en sustratos de Arena-Rocas las correlaciones entre las comunidades y las variables ambientales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) son bajas ($\rho_w < 0.33$) lo cual plantea la posible importancia de otros factores, entre ellos la variabilidad topográfica. En relación al análisis PERMANOVA aplicado a la variabilidad entre muestreos, al contrastar las estaciones ubicadas al oeste de la isla con las del este (Tabla 1), las diferencias fueron significativas (Tabla 3b, Fig. 3). A pesar de las diferencias topográficas y la distancia entre los conjuntos analizados, las variaciones de la comunidad tuvieron una correlación elevada ($\rho_w = 0.74$) con la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto.

El análisis realizado entre Arena-*Thalassia* y *Thalassia*-Rocas, considerando el factor muestreo también determinó diferencias significativas para ambos factores (Tabla 3c). En los sustratos Arena-*Thalassia* las especies más relevantes fueron

A. brasiliensis, *E. argenteus*, *S. herzbergii*, *B. sanctaeluciae*, *E. gula*, *U. coroides* y *M. littoralis*; mientras que para los sustratos de *Thalassia*-Rocas destacaron *A. rhomboidalis*, *J. lamprotaenia*, *N. usta*, el complejo *E. argenteus*, *E. gula* e *H. unifasciatus*. La variabilidad detectada entre los muestreos mostró diferentes grados de asociación con las variables ambientales, en los sustratos Arena-*Thalassia* se observó una correlación relativamente moderada con respecto a la temperatura, la salinidad y el oxígeno ($\rho_w = 0.495$), aunque considerando únicamente el oxígeno disuelto se incrementa la correlación con las matrices de datos ($\rho_w = 0.63$). En sustratos *Thalassia*-Rocas se presenta una alta correlación con la temperatura y el oxígeno disuelto ($\rho_w = 0.80$) lo que sugiere que las diferencias en las comunidades se asocian a la surgencia durante los muestreos.

Tabla 3. Análisis PERMANOVA a) entre sustrato (A; AR) con factor muestreo anidado; b) entre sustrato (muestreos para el sustrato Arena (A)); c) entre sustrato (AT; RT).

a ANÁLISIS ANIDADO (A; AR)

Fuente de variación	gl	SC	CM	F	p
Sustrato	1	5758.38	5758.38	2.50	0.043
Muestreo (Sustrato)	2	9471.82	4735.91	2.06	0.011
Residual	4	9206.59	2301.65		
Total	7	24.437			

b ANÁLISIS ENTRE MUESTREOS (A)

Fuente de variación	gl	SC	CM	F	p (MC)
Muestreo	1	10301.54	10301.54	7.08	0.011
Residual	4	5816.07	1454.02		
Total	5	16117.61			

c ANÁLISIS ANIDADO (AT; RT)

Fuente de variación	gl	SC	CM	F	p
Sustrato	1	4968.03	4968.03	1.93	0.009
Muestreo (Sustrato)	2	16545.87	8272.94	3.22	0.001
Residual	8	20580.29	2572.54		
Total	11	42094.19			

En relación a los índices ecológicos generales, únicamente se detectaron diferencias significativas en la diversidad numérica entre los sustratos Arena-*Thalassia* y *Thalassia*-Rocas; entre los muestreos Arena y Arena-Rocas para la variable biomasa; y entre muestreos anidados en Arena y Arena-*Thalassia* para la variable abundancia. El contraste entre la detección de diferencias significativas con análisis multivariados y univariados pudieran tener relación con el número de réplicas considerado en los diseños, además del bajo grado de resolución que tienen los indicadores generales que miden los cambios en la estructura de las comunidades.

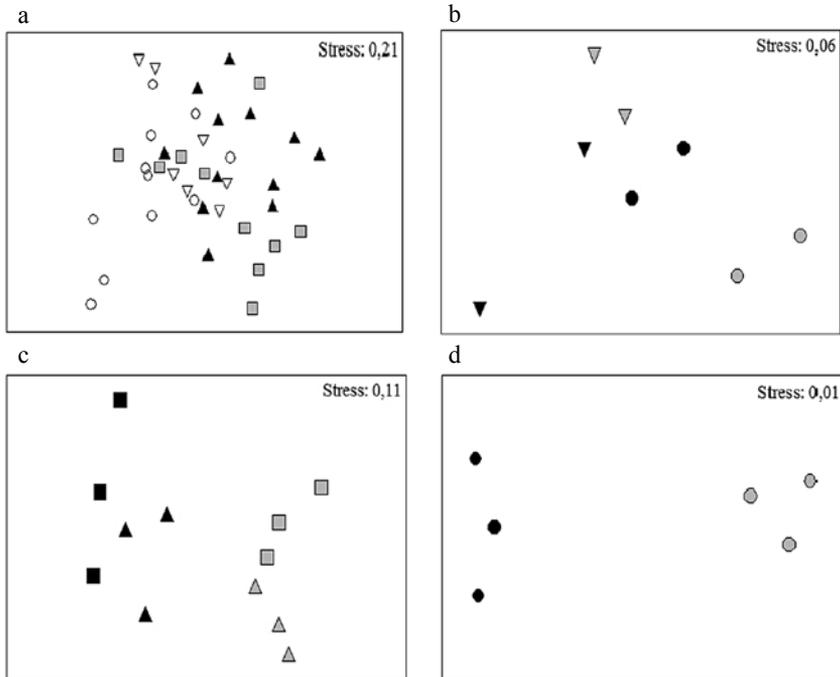


Figura 3. Ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) de los ensambles ícticos en distintos sustratos de la isla de Cubagua. ○ Arena, ▼ Arena-Rocas, □ *Thalassia*-Rocas, ▲ Arena-*Thalassia*. En b y d el contraste de tonos entre símbolos denota diferentes muestreos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento parcial del Ministerio de Ciencia y Tecnología de Venezuela, a través del Proyecto Fonacit S1-599. El Sr. Fidel Lárez colaboró en el laboratorio. Se agradecen los comentarios y sugerencias de los árbitros anónimos.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen-Peña, T. y M. Jiménez. 2001. Comunidad de peces en tres praderas de *Thalassia testudinum* del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Venez., 40 (1-2): 39-48.
- Anderson, M. 2001. A new method for nonparametric multivariate analysis of variance. Austral Ecol., 26: 32-46.
- Capelo, J. y J. Buitrago. 1998. Distribución geográfica de los moluscos marinos en el oriente de Venezuela. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle, 150: 109-160.
- Cervigón, F. 1991. Los peces marinos de Venezuela. Vol. I. Segunda edición. Fundación. Científica Los Roques, Caracas. 425 p.

- Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela. Vol. III. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas. 499 p.
- Cervigón, F. 1994. Los peces marinos de Venezuela. Vol. III. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas. 295 p.
- Cervigón, F. 1996. Los peces marinos de Venezuela. Vol. IV. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas. 256 p.
- Cervigón, F. 1998. Las perlas en la historia de Venezuela. Fundación Museo del Mar, Caracas. 185 p.
- Cervigón, F. y A. Alcalá. 1999. Los peces marinos de Venezuela. Vol. V. Segunda edición. Fundación Museo del Mar. Caracas. 231 p.
- Clarke, K. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.
- Clarke, K. y M. Ainsworth. 1993. A method of linking a multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 92: 205-243.
- Clarke, K. y R. Green. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 46: 213-226.
- Clarke, K. y R. Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth, Reino Unido. 144 p.
- Clarke, K., P. Somerfield y M. Chapman. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 330: 55-80.
- Clarke, K. y R. Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth. 144 p.
- Fischer, W. (Ed.). 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31). Vols. 1-7. Roma, FAO.
- Gómez, A. 1981. Estructura de la comunidad de peces en dos localidades de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 20 (1-2): 91-112.
- Gómez, A. 1987a. Estructura de la comunidad de peces en playas arenosas de la Bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 26 (1-2): 53-66.
- Gómez, A. 1987b. Estructura de la comunidad de peces en praderas de *Thalassia testudinum* de la Bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 26 (1-2): 125-146.
- Gómez, A. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia*, 21 (3): 140-146.
- Gómez, A. 2001. Recursos pesqueros: Caribe. *Investigación y Ciencia*, 301: 36-38.
- Gómez, A. y J. Chanut. 1988. Variación estacional de variables ecológicas en la Bahía de Charagato, Isla de Cubagua, Venezuela. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 48 (3): 73-104.
- Gómez, A. y J. Chanut. 1993. Hidrografía, producción y abundancia planctónica al sur de la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 32 (1-2): 27-44.
- Hernández, I., A. Gómez., C. Lira y L. Galindo. 2007. Benthic decapod crustaceans (Crustacea: Decapoda) of Cubagua Island, Venezuela. *Zootaxa*, 1557: 33-45.
- Macsoy, O. y R. Campos. 2001. Moluscos representativos de la plataforma de Margarita, Venezuela. Rívolta, Valencia, Venezuela. 280 p.

- Margalef, R. 1965. Composición y distribución del fitoplancton. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 25 (70, 71, 72): 139-206.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. Omega, Barcelona. 951 p.
- McArdle, B. y M. Anderson. 2001. Fitting multivariate models to semimetric distances: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290-297.
- Mejía, L.S. y A. Acero. (Eds.). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, Bogotá. 174 p.
- Ogden, J. y W. Gladfelter. 1980. Similarity and diversity among coral reefs fish communities: a comparison between tropical western Atlantic (Virgin Islands) and tropical central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology*, 61 (5): 1156-1168.
- Parra, B. y L. Ruiz. 2003. Estructura de la comunidad de peces en la costa oriental de la isla de Cubagua, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 51 (Supl. 4): 197-203.
- Pielou, E. 1960. The measurements of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13: 131-144.
- Princz, D. 1973. Moluscos gastrópodos y pelecípodos del Estado Nueva Esparta, Venezuela. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 33: 169-222.
- Ramírez, P. 2001. Corales de Venezuela. Universidad de Oriente Consejo de Investigación. Porlamar, Venezuela. 221 p.
- Rodríguez, G. 1959. The marine communities of Margarita Island, Venezuela. *Bull. Mar. Sci. Gulf & Caribb.*, 9 (3): 237-280.
- Rodríguez, G. 1980. Los crustáceos decápodos de Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas. 494 p.
- Scelzo, M. 1983. Anomuran porcellanid crabs from Margarita and Cubagua islands. *Association of Southeastern Biol. Bull.*, 30 (2): 80.
- Smith, C. 1978. Coral reef communities: a compromise view. *Environ. Biol. Fish.*, 3 (1): 109-128.

FECHA DE RECEPCIÓN: 13/11/07

FECHADEACEPTACIÓN:03/02/09



ACTIVIDAD ANTAGÓNICA ENTRE BACTERIAS EPIBIÓTICAS AISLADAS DE ESPONJAS MARINAS DEL CARIBE COLOMBIANO Y SU RELACIÓN CON LA MACROEPIBIOSIS*

Jennyfer Mora-Cristancho¹, Sven Zea¹ y Diego L. Gil-Agudelo²

1 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología y Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR. INVEMAR, Cerro Punta de Betín, Santa Marta, Colombia. yinnis_mc@yahoo.com (J.M.C.), szea@invemar.org.co (S.Z.)

2 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR. Cerro Punta de Betín, A.A. 1016, Santa Marta, Colombia. diego.gil@invemar.org.co

RESUMEN

Las superficies sumergidas en el mar son densamente colonizadas por bacterias y sus interacciones, tales como la inhibición del crecimiento, son importantes para determinar el desarrollo de comunidades bacterianas, como también de posteriores etapas de la macroepibiosis. Para determinar el potencial de interacción entre bacterias de las biopelículas de esponjas, se realizaron ensayos de actividad de inhibición *in vitro* de crecimiento entre cepas bacterianas aisladas de superficies con diferente grado de macroepibiosis, de las esponjas *Aplysina insularis* (limpia), *Aplysina lacunosa* (con macroepibiosis) y de la superficie calcárea de la concha del molusco bivalvo *Donax* sp. El porcentaje total de interacción antagónica entre estas cepas bacterianas fue del 64 %; las cepas bacterianas aisladas de superficies limpias inhibieron el crecimiento de cepas provenientes de superficies muy colonizadas en proporciones cercanas a 1:1. Cepas de superficies no colonizadas tuvieron mayor frecuencia de interacciones antagónicas. Se propone la interacción bacteriana antagónica como posible mecanismo de regulación del crecimiento poblacional y de esta forma del desarrollo de etapas subsecuentes de la macroepibiosis.

PALABRAS CLAVE: Bacterias epibióticas, Interacciones antagónicas, Esponjas marinas, Epibiosis.

*Contribución No. 1031 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 326 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, de la Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Parte del trabajo presentado como requisito parcial para optar al título de Magister Scientiae en Biología, Línea Biología Marina de la Universidad Nacional de Colombia en convenio con INVEMAR.

ABSTRACT

Antagonistic activity between epibiotic bacteria isolated from marine sponges of the Colombian Caribbean and its relationship with the macrofouling. Surfaces submerged in the sea are densely colonized by bacteria, and inter-specific interactions such as growth inhibition are important determinants of the development of bacterial communities, as well as of later phases of macrofouling. To determine the potential interactions among biofilm bacteria from sponges we carried out *in vitro* growth inhibition tests between bacterial strains isolated from surfaces with various degrees of macrofouling, from the sponges *Aplysina insularis* (clean), *Aplysina lacunosa* (fouled), and from the calcareous surface of the bivalve mollusk *Donax* sp. The total percentage of antagonistic interactions among these strains was 64 %; strains isolated from clean surfaces inhibited the growth of strains from well-colonized surfaces in a 1:1 ratio. Strains from clean surfaces had a higher frequency of antagonistic interactions. We propose bacterial antagonistic interaction as a possible mechanism of population growth regulation and, consequently, of the development of subsequent phases of macrofouling.

KEY WORDS: Epibiotic bacteria, Antagonistic interaction, Marine sponges, Epibiosis.

INTRODUCCIÓN

Toda superficie que se ubique en el mar, desde grandes plataformas submarinas hasta pequeñas partículas detríticas, es colonizada inicialmente por bacterias. Entre las estrategias para aprovechar la materia orgánica adherida a estas superficies, las bacterias generalmente forman agregados de células vivas, microcolonias y células muertas, incluidos en una matriz de polisacáridos, enzimas y otras sustancias, conocidos como biopelículas. En el proceso secuencial de epibiosis, la conformación de biopelículas constituye una de las primeras etapas o “microfouling” (Wahl, 1989; Thurnheer *et al.*, 2004). Entre las diversas especies bacterianas que conforman una biopelícula se presentan interacciones de tipo competitivo, por alimento y espacio, en las que algunas de ellas son inducidas a producir antibióticos en respuesta a señales químicas emitidas por otras potencialmente competidoras y exhiben una respuesta antagónica (Kelly *et al.*, 2003).

El efecto antagónico entre bacterias es una característica muy difundida en el medio marino y presente en varios grupos bacterianos (Brinkhoff *et al.*, 2004; Avendaño-Herrera *et al.*, 2005). Se han identificado interacciones antagónicas entre bacterias pelágicas y entre aquellas aisladas de nieve marina (Long y Azam, 2001). También, entre bacterias asociadas a superficies de macroalgas, estrellas de mar, nudibranchios, superficies duras naturales o artificiales (fouling) y agregados orgánicos, a través de la producción de antibióticos, en algunas de ellas (Lemos *et al.*, 1985; Boyd *et al.*, 1999; Burgess *et al.*, 1999).

En este sentido, se ha propuesto que la competencia por espacio y nutrientes puede ser una poderosa fuerza selectiva que ha generado la evolución de una

variedad de adaptaciones efectivas en el asentamiento bacteriano (Grossart *et al.*, 2004). De hecho, la competencia por recursos limitados dentro de una comunidad se considera una importante fuerza selectiva que promueve la biosíntesis de compuestos antimicrobianos (Slattery *et al.*, 2001). Esta producción involucra factores como disponibilidad de sustrato, estado fisiológico del organismo e interacción con otros organismos o con las sustancias secretadas por éstos (Burgess *et al.*, 1999; Madigan *et al.*, 1999). De otro lado, los procesos de crecimiento y las interacciones célula a célula, mediadas por moléculas de señalización que intervienen en la expresión genética mediada por la densidad poblacional (*quorum-sensing*), juegan un papel importante en la dinámica poblacional de algunas especies bacterianas que viven adheridas a un sustrato, gobernando la expresión de características fenotípicas como la producción de polisacáridos, exoenzimas y antibióticos (Fuqua y Greenberg, 2002; Gram *et al.*, 2002; Grossart *et al.*, 2003).

Sin embargo, las bacterias no colonizan las superficies de manera uniforme ni tampoco colonizan todas las superficies de la misma manera. En particular, los epitelios o la capa de mucus de organismos marinos son susceptibles de ser colonizados por bacterias, que pueden llegar a ser benéficas o perjudiciales para la salud del organismo hospedador (Armstrong *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). En las superficies de organismos vivos la colonización bacteriana puede estar afectada, entre otros, por las propiedades físicas de la superficie y por el acondicionamiento bioquímico inicial, que condicionan características como: tensión superficial, polaridad y grado de humectación (Taylor *et al.*, 1997) y por sustancias químicas nocivas producidas por el potencial hospedero (Pawlik, 1993; Wahl *et al.*, 1994; Jenkins *et al.*, 1998). Estos productos químicos pueden afectar las bacterias en diferentes formas, que incluyen la inducción de una respuesta quimiotáctica, la inhibición del crecimiento e incluso la muerte celular (Wahl *et al.*, 1994), limitando posteriormente el asentamiento de algas e invertebrados que conforman el “macrofouling”.

Las defensas químicas han sido propuestas como mecanismos para evitar o prevenir la epibiosis (Pawlik, 1993; Jenkins *et al.*, 1998), inhibiendo directamente el asentamiento de larvas de invertebrados (Thompson, 1985) o previniéndolo indirectamente a través del control de la microepibiosis (Kelly *et al.*, 2005). De hecho, algunos autores (Becerro *et al.*, 1994; Maximilien *et al.*, 1998) sugieren que puede presentarse una correlación entre la superficie limpia de un organismo, la actividad antimicrobiana de los compuestos químicos producidos por éste y una baja abundancia epibacteriana. Adicionalmente, la interacción entre sustancias nocivas producidas por los organismos y por las bacterias mismas podría estar seleccionando un consorcio estable de bacterias que por sus propiedades antagónicas previenen un desarrollo ulterior de la macroepibiosis (e.g., Kelly *et al.*, 2005).

Las esponjas marinas, por ejemplo, son animales sésiles y están en riesgo constante de ser colonizadas por otros organismos presentes en el medio, incluidas las bacterias y otros microorganismos. Algunas especies, sin embargo, logran mantener una superficie relativamente limpia, libre de macroepibiontes o simplemente no son colonizadas de la misma forma (velocidad y diversidad) que las superficies inorgánicas (Wahl, 1989; Pawlik, 1993; Jenkins *et al.*, 1998). Para la mayoría de esponjas, la inhibición de la epibiosis genera beneficios por cuanto se previene la obstrucción de canales para alimentarse, disminuye la degradación de tejido e incrementa la longevidad de la esponja (Wahl, 1989; Herrera y Sánchez, 1996). En aquellos casos en que las esponjas tienen su superficie fuertemente colonizada, quizás para camuflarse o defenderse, las áreas inhalantes generalmente se encuentran en depresiones localizadas que se mantienen limpias (ver varios ejemplos en De Voss *et al.*, 1991).

Aunque son varios los estudios que se han realizado sobre la actividad antagónica entre bacterias marinas (los mencionados anteriormente), la mayoría de ellos se han enfocado en la búsqueda de compuestos antimicrobianos y son pocos los estudios dedicados a comprender las interacciones interespecíficas entre bacterias marinas en un contexto ecológico. Este tipo de estudio merece particular importancia, ya que la mayoría de trabajos sobre epibiosis en esponjas marinas contemplan las defensas químicas del organismo y son escasos aquellos que tienen en cuenta mecanismos biológicos adicionales que podrían influir en el grado de colonización de un organismo. En este trabajo se exploró el potencial de interacción entre bacterias que componen las biopelículas en pinacodermos de esponjas poco colonizados o sin epibiosis contra bacterioepibiontes potenciales aislados de superficies muy colonizadas, como posible mecanismo biológico para controlar la epibiosis bacteriana por medio de interacciones antagónicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Aislamiento y cultivo de bacterias

Las cepas bacterianas de superficies menos colonizadas fueron aisladas del pinacodermo externo de la esponja *Aplysina insularis* y del pinacodermo interno de *Aplysina lacunosa*, ambos sin macroepibiosis y los bacterioepibiontes potenciales fueron aislados del pinacodermo externo de *A. lacunosa* y de una superficie calcárea (concha abandonada del bivalvo *Donax* sp.), ambas con una tapete de 1-2 mm de grosor, consistente en algas costrosas y filamentosas, entre las que viven invertebrados y se aglutina sedimento. Las esponjas y la concha del bivalvo *Donax* sp. se encontraban en la ensenada Granate (Parque Nacional Natural Tayrona,

norte del Caribe colombiano) a profundidades entre 5 y 15 m. Las condiciones oceanográficas de la región se encuentran fuertemente influenciadas por la presencia de los vientos Alisios del nororiente entre los meses de diciembre y abril, presentando baja pluviosidad, disminuyendo la temperatura superficial del agua (hasta cerca a 22 °C) y aumentando su salinidad; el resto del año la zona presenta su estación lluviosa, con mayores temperaturas superficiales del agua (cerca a 28 °C), menor salinidad y una mayor concentración de clorofila y nutrientes en el agua (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003).

Mediante buceo autónomo se hicieron cortes *in situ* del pinacodermo de las esponjas en condiciones lo más asépticas posibles (usando guantes de látex y cuchillas de bisturí estériles). Los cortes fueron empacados en bolsas estériles Whirl-Pack y transportados al laboratorio en neveras con agua para mantener las muestras a temperatura constante y protegidas del sol.

Una vez en el laboratorio, los pinacodermos de las esponjas fueron cortados a un tamaño de 1 cm² de área y lavados tres veces con 10 mL de agua de mar esterilizada (AME) para remover las bacterias no adheridas a la biopelícula y/o provenientes de la columna de agua. Cada trozo de tejido fue agitado fuertemente en vórtex durante 5 minutos en 5 mL de AME para remover las bacterias adheridas a la superficie. Las suspensiones celulares obtenidas fueron diluidas en serie hasta 10⁻⁶ y de cada dilución partiendo de 10⁻¹, se tomaron 100 µL para inocular por duplicado placas Petri de 10 cm con medio agar glicerol agua de mar (GASW, por sus siglas en inglés), que contiene 2 g de Peptona, 1 g de extracto de levadura y 2 mL de glicerol como fuentes de carbono en 1000 mL de agua de mar (modificado de Smith y Hayasaka, 1982). Se aislaron los morfotipos bacterianos mediante repiques sucesivos usando el mismo medio de cultivo. Las incubaciones se realizaron a 25±2 °C en oscuridad.

Para aislar las bacterias de la superficie calcárea (concha abandonada) del bivalvo *Donax* sp., ésta fue igualmente empacada en una bolsa estéril Whirl-Pack y transportada de la misma manera que las demás muestras. En este caso, luego del lavado con AME para remover bacterias no adheridas, la superficie fue raspada con una cuchilla de bisturí estéril y el material obtenido fue resuspendido en 5 mL de AME y se siguió el mismo procedimiento.

Las cepas bacterianas obtenidas en los cultivos fueron aisladas y caracterizadas de acuerdo con la morfología colonial y celular según Gómez *et al.* (2006) sobre el medio GASW y a la reacción de Gram usando microscopio óptico 100X (Koneman *et al.*, 1987). Las cepas fueron nombradas iniciando por un número consecutivo seguidas por las letras SE (cepas aisladas de superficies sin epibiosis) o CE (cepas aisladas de superficies con epibiosis) de acuerdo con el tipo de superficie de la cual provenían.

Ensayos de antagonismo bacteriano *in vitro*

Este tipo de bioensayo fue diseñado de acuerdo con la hipótesis de que los grupos bacterianos aislados de las superficies menos colonizadas del pinacodermo externo de *A. insularis* y del pinacodermo del pseudoatrio de *A. lacunosa* son colonizadas por grupos bacterianos que ejercen un control en el crecimiento de poblaciones de otras bacterias, como las que se encuentran en superficies más colonizadas como el pinacodermo de *A. lacunosa* y en la superficie de la concha del bivalvo *Donax* sp. Adicionalmente, para detectar las interacciones entre grupos bacterianos que habitan la misma superficie, se incluyeron en un segundo ensayo las cepas aisladas de superficies limpias contra ellas mismas. De tal manera, 14 cepas se ensayaron contra nueve cepas de posibles bacterioepibiontes; esas mismas 14 cepas bacterianas, aisladas de superficies menos colonizadas, fueron ensayadas entre ellas para detectar su interacción y los posibles eventos de autoinhibición.

Para los ensayos de efecto antagónico se realizaron cultivos bacterianos en caldo con la misma composición del medio sólido GASW (Smith y Hayasaka, 1982) a 25 ± 2 °C durante 24 h, siguiendo la metodología básica del ensayo de difusión en agar con sensidiscos (Hewitt y Vincent, 1989), inoculando en la placa Petri con medio GASW 100 μ L de un cultivo bacteriano, ajustado al patrón de turbidez No. 0.5 de MacFarland, equivalente a 1×10^8 células/mL (Koneman *et al.*, 1987), pero con la diferencia que en este caso se inocularon en el sensidisco 20 μ L de las diferentes cepas bacterianas, cuya capacidad antagónica se ensayó sin ajuste de la concentración por el patrón de MacFarland (Brinkhoff *et al.*, 2004). Se utilizaron como controles negativos discos estériles limpios (sin bacteria y sin caldo marino). La sola presencia de halos de inhibición alrededor de los discos fue considerada como una respuesta cualitativa antagónica entre cepas. Cada prueba se realizó por triplicado.

RESULTADOS

Las zonas de inhibición producidas por la mayoría de cepas con actividad antagónica fueron mayores a 10 mm de diámetro (incluido el diámetro de disco) y esta zona de inhibición tuvo mayores dimensiones cuando se incrementó el tiempo de cultivo, indicando que efectivamente existen efectos antagónicos cuando ciertas bacterias aisladas de la misma o de diferente biopelícula entran en contacto, como podría suceder *in situ*. De las 14 cepas probadas en estos ensayos (nueve de ellas aisladas de la superficie de *A. insularis* y cinco aisladas de la superficie limpia de *A. lacunosa*), la cepa 11SE aislada de *A. insularis* inhibió el mayor número de cepas, 11 en total, aisladas de diferentes superficies, incluida ella misma, siendo éste el único caso de autoinhibición (Tabla 1). La mayoría de las cepas inhibidas fueron

aisladas del pinacodermo de *A. insularis*. La cepa 8SE inhibió el crecimiento de cuatro cepas, tres de ellas obtenidas del pinacodermo de *A. insularis* y una de la concha del bivalvo *Donax* sp. Las demás presentaron actividad antagónica contra una a tres cepas aisladas de diferentes superficies (Tabla 1).

Tabla 1. Actividad antagónica (por inhibición de crecimiento) de las bacterias aisladas de superficies limpias de *Aplysina insularis* y *Aplysina lacunosa*. Las letras en mayúsculas junto al número de cepa indican el tipo de superficie de donde se aisló. **SE:** sin epibiosis; **CE:** con epibiosis.

Origen	Sensidisco	Gram	Cepas inhibidas	Gram	Origen de la cepa inhibida
<i>A. lacunosa</i> (pinacodermo del pseudoatrio)	Cepa 1SE	-	NINGUNA		
	Cepa 2SE	+	Cepa9 CE	+	Concha <i>Donax</i> sp.
	Cepa 3SE	+	Cepa5 CE	-	<i>A. lacunosa</i>
			Cepa6 CE	-	<i>A. lacunosa</i>
	Cepa 4SE	+	NINGUNA		
	Cepa 5SE	-	Cepa3 CE	-	<i>A. lacunosa</i>
			Cepa 9 SE	-	<i>A. insularis</i>
		Cepa 7 SE	-	<i>A. insularis</i>	
<i>A. insularis</i> (pinacodermo exterior)	Cepa6SE	-	Cepa 13SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 7CE	+	Concha <i>Donax</i> sp.
	Cepa 7SE	-	NINGUNA		
	Cepa 8SE	+	Cepa 6SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 14SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 11SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 7CE	+	Concha <i>Donax</i> sp.
	Cepa 9SE	-	Cepa 13SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 7CE	+	Concha <i>Donax</i> sp.
			Cepa 5CE	-	<i>A. lacunosa</i>
	Cepa 10SE	-	NINGUNA		
	Cepa 11SE	-	Cepa 9SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 7SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 8SE	+	<i>A. insularis</i>
			Cepa 13SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 6SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 14SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 11 SE	-	<i>A. insularis</i>
			Cepa 2CE	-	<i>A. lacunosa</i>
			Cepa 4CE	-	<i>A. lacunosa</i>
		Cepa 4SE	+	<i>A. lacunosa</i>	
		Cepa 5SE	-	<i>A. lacunosa</i>	
Cepa 12SE	-	NINGUNA			
Cepa 13SE	-	Cepa5CE	-	<i>A. lacunosa</i>	
		Cepa 6SE	-	<i>A. insularis</i>	
Cepa 14SE	-	Cepa 7SE	-	<i>A. insularis</i>	
		Cepa 8SE	+	<i>A. insularis</i>	
		Cepa 13SE	-	<i>A. insularis</i>	

Se presentaron varios casos de antagonismo entre bacterias aisladas de superficies menos colonizadas contra las de superficies más colonizadas; en total se inhibieron siete de las nueve cepas aisladas del pinacodermo externo de *A. lacunosa* y de la superficie calcárea de *Donax* sp. por parte de tres cepas aisladas del pinacodermo del pseudoatrio de *A. lacunosa* y tres del pinacodermo de *A. insularis*. Es decir, que seis cepas aisladas de superficies menos colonizadas o sin macroepibiosis, mostraron interacción antagónica con siete cepas aisladas de superficies fuertemente colonizadas (con macroepibiosis). Sin embargo, las bacterias del pinacodermo externo de *A. insularis* tuvieron la mayor frecuencia de interacción antagónica con bacterias aisladas de la misma superficie (Tabla 1).

De las cepas obtenidas del pseudoatrio de *A. lacunosa*, dos mostraron efecto antagónico frente a bacterias aisladas de superficies con epibiosis de la misma esponja y de la superficie calcárea. Estos casos constituyen evidencia para no descartar la idea de que los posibles epibiontes bacterianos del medio e incluso epibiontes bacterianos de su propia superficie, sí pueden ser evitados en ciertas zonas de la esponja por medio de mecanismos biológicos, como el antagonismo. Independientemente de la fuente de la bacteria aislada o de la consecuencia que tenga para la macroepibiosis, los casos de antagonismo observados *in vitro* sugieren la posible regulación bacteriana al interior de las biopelículas muestreadas sobre esponjas marinas. Solamente las cepas ICE y 8CE, aisladas del pinacodermo exterior de *A. lacunosa* y de la superficie calcárea de *Donax* sp., respectivamente, no fueron inhibidas por ninguna de las 14 cepas bacterianas aisladas de superficies limpias.

DISCUSIÓN

En el presente estudio se encontraron evidencias de las relaciones antagónicas entre cepas bacterianas, puesto que el 64 % (9 de 14) de las cepas obtenidas de las superficies menos colonizadas tuvieron la capacidad de inhibir el crecimiento de cepas provenientes de otras superficies. Algunos estudios que han examinado la frecuencia de interacciones antagónicas de bacterias marinas han encontrado que se puede llegar a detectar una frecuencia de 53 % de interacciones antagónicas entre bacterias pelágicas (Long y Azam, 2001). Los autores de estos estudios atribuyen su resultado al hecho de usar un mayor número de aislamientos bacterianos muestreados de la columna de agua como organismos diana, mientras que en estudios anteriores se limitaron en este sentido usando pocas especies diana (dos especies) y la frecuencia de interacciones antagónicas fue muy baja (5 %) (Nair y Simidu, 1987). En el presente estudio se usó un mayor número de cepas

bacterianas diana que explicarían parcialmente el alto porcentaje en la frecuencia de interacciones antagonicas. De otro lado, este resultado puede ser también un reflejo del nicho específico que ocupan éstas. En este sentido, los resultados obtenidos en este trabajo son consistentes con los estudios de Lemos *et al.* (1985), Boyd *et al.* (1999) y Grossart *et al.* (2004). En el primero, el 20 % de las bacterias aisladas de las superficies de algas marinas mostró producción de antibióticos, mientras que aquellas aisladas de la columna de agua lo hicieron en un porcentaje ligeramente menor (17 % de 224 aislamientos); en el segundo estudio, 21 % (de 280 aislamientos) de la bacterias asociadas a superficies de algas marinas mostraron actividad antibiótica también contra bacterias del macrofouling sobre superficies artificiales; mientras que en el tercer estudio, se aislaron y ensayaron bacterias adheridas a agregados orgánicos y la frecuencia de interacciones antagonicas fue del 54 %.

Todas las bacterias ensayadas en éste y los estudios citados arriba hacían parte de una comunidad adherida a una superficie, interactuando con bacterias de la misma superficie. En este contexto, la frecuencia de la actividad antagonica detectada *in vitro* puede ser asumida como un reflejo de las interacciones *in situ* a las cuales están constantemente sometidas las bacterias en una biopelícula. Estas bacterias viven e interactúan en el mismo ambiente que, para el caso de este estudio, se trata de pinacodermos de esponjas marinas poco o nada colonizados, por lo tanto se presume que están compitiendo por espacio y nutrientes. Adicionalmente, que algunas cepas bacterianas interactúen antagonicamente con un mayor número de otras cepas diferentes, podría ser reflejo de la habilidad individual para interactuar y competir dentro de una comunidad.

La densidad poblacional de ciertas especies bacterianas es la que determina que ocurran procesos de macroepibiosis. Estas poblaciones pueden atraer o repeler larvas de invertebrados y estimular el asentimiento de esporas de algas a través de la producción de señales químicas (Wieczorek y Todd, 1997; Patel *et al.*, 2003). Las interacciones antagonicas que presentan las bacterias de las zonas limpias de las esponjas *A. insularis* y *A. lacunosa* podrían ser en parte responsables del bajo o nulo grado de macroepibiosis al mantener controlado el crecimiento de las poblaciones bacterianas de su pinacodermo, interfiriendo en procesos de comunicación bacteriana y toda la expresión genética que implica la producción de dichas moléculas de señalización. La esponja misma podría, de otro lado, estar actuando en parte del proceso general de control de la macroepibiosis, mediante exudación de compuestos bromados bioactivos, tal como lo han detectado Thompson (1985) y Walker *et al.* (1985) en especies del mismo género; permitiendo sólo la presencia de aquellas bacterias que son relativamente resistentes a los compuestos y que además poseen capacidad antagonica entre ellas y contra otras menos resistentes a éstos y que

colonizan superficies inertes o que no están defendidas químicamente (Mora-Cristancho, 2007).

Sin embargo, para confirmar que esto ocurre de esta manera, serán necesarios ensayos en los cuales también se confronten las bacterias aisladas de superficies más colonizadas entre ellas y comparar la frecuencia de las interacciones antagónicas con respecto a la obtenida en este trabajo. También es necesario evaluar la habilidad de formación de biopelículas y la producción de compuestos químicos que eviten o atraigan epibiontes, como larvas de invertebrados y esporas de algas. Así se avanzará en confirmar si el antagonismo bacteriano es un componente importante para regular el crecimiento de ciertas poblaciones bacterianas sobre las superficies limpias de *Aplysina* y no un evento biológico común entre bacterias aisladas de biopelículas de esponjas.

Entre las características de las cepas estudiadas que pueden dar una aproximación al posible mecanismo de interacción se encuentra el tipo de pared celular de las bacterias. En este trabajo se encontró un caso de antagonismo entre bacterias Gram positivas, 10 entre Gram positivas y Gram negativas y 19 casos entre Gram negativas (Tabla 1). Los posibles mecanismos de acción para estas interacciones podrían ser la producción de antibióticos de la cepa dispuesta en el sensidisco, como parte de la fisiología normal de la misma, caso en el cual la respuesta es unidireccional basada en producción de antibióticos. O también, por mecanismos que involucran una respuesta bidireccional de comunicación bacteriana a través de sistemas de *quorum sensing* (control de la expresión genética en respuesta a la densidad celular). En este segundo caso, para el tipo de interacción más frecuente, es decir, entre bacterias Gram negativas, el mecanismo está mediado por sistemas que se basan en la regulación de la expresión de proteínas reguladoras llamadas LuxI y LuxR y por moléculas señal tipo acilhomoserinlactona (AHL), cuya interacción promueve la transcripción de operones específicos (Arévalo-Ferro, 2004). Dependiendo del tipo de operón transcrito se induce la producción de antibióticos (McGowan *et al.*, 1995), se puede afectar la motilidad (*swarming*) de otras bacterias (Eberl *et al.*, 1996) y la formación de biopelículas (Arévalo-Ferro *et al.*, 2003). Para los otros dos tipos de interacción (entre bacterias Gram positivas solamente y entre éstas y las Gram negativas), los sistemas de *quorum sensing* involucran otras familias de genes y moléculas-señal extracelulares diferentes (conocidas como autoinductores) (Bassler, 1999).

En este estudio sólo se detectó un evento de autoinhibición, en la cepa 11SE. Algunos autores (León y García-Tello, 1998; Avendaño-Herrera *et al.*, 2005) sugieren que este tipo de eventos están ligados a factores ambientales que determinan la activación o inactivación de procesos de excreción o resistencia a sus

propios productos, debido a la carencia de catalizadores para enzimas específicas bajo determinadas condiciones ambientales o de cultivo. Conociendo de antemano que las interacciones antagonicas son un mecanismo que parece estar bien difundido entre bacterias que conforman una biopelícula y de la importancia que este fenómeno representa en el mantenimiento o eliminación de ciertas poblaciones bacterianas, los resultados obtenidos son evidencia que respaldaría la hipótesis inicial en la cual se plantea la posible regulación de la epibiosis en las superficies sin epibiosis de *A. insularis* y de *A. lacunosa* por medio de mecanismos biológicos, particularmente bacterianos, como igualmente lo han propuesto Jensen y Fenical (1994) para invertebrados marinos en general.

Empero, se requiere de estudios más profundos sobre la complejidad de estas interacciones y sobre el metabolismo de los grupos bacterianos que están siendo inhibidos, como también respecto a la producción de sustancias quimiotácticas para otras bacterias o para larvas de otros invertebrados y esporas de algas. Estos resultados constituyen una primera aproximación a los mecanismos bacterianos que pueden tener lugar en la superficie de una esponja, controlados o no por ésta, para prevenir el crecimiento ilimitado de ciertas poblaciones bacterianas e incluso para evitar infección por posibles patógenos para la esponja y, en últimas, prevenir o controlar la macroepibiosis. Las cepas nativas aisladas en este trabajo pueden ser objeto de estudio de mecanismos de interacción bacteriana a nivel molecular entre bacterias marinas, así mismo, como posibles nuevas fuentes de productos naturales marinos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias a la financiación de la División de Investigaciones de Bogotá (DIB) de la Universidad Nacional de Colombia (Proyecto 20101007467) y de la Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología del Banco de la República (Proyecto 2057). También contó con el apoyo logístico y científico del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés”- INVEMAR (Laboratorio de Microbiología). Se agradece especialmente al laboratorio de Microbiología del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Arévalo-Ferro, C. 2004. A proteomics view of quorum-sensing regulated and surface induced genes in representative *Pseudomonas* and *Burkholderia* species. Ph. D. Dissertation. Technischen Universität München. Munich, Alemania. 128 p.
- Arévalo-Ferro, C., M. Hentzer, G. Reil, G. Angelika, S. Kjelleberg, M. Givskov, K. Riedel y L. Eberl. 2003. Identification of quorum-sensing regulated proteins in the opportunistic pathogen *Pseudomonas aeruginosa* by proteomics. *Environ. Microbiol.*, 5: 1350–1369.
- Armstrong, E., L. Yan, K. G. Boyd, P. C. Wright y J. G. Burgess. 2001. The symbiotic role of marine microbes on living surfaces. *Hydrobiologia*, 461 (1-3): 37- 40.
- Avendaño-Herrera, R., M. Lody y C. E. Riquelme. 2005. Producción de sustancias inhibitorias entre bacterias de biopelículas en substratos marinos. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 40 (2): 117-125.
- Bassler, B. L. 1999. How bacteria talk to each other: regulation gene expression by quorum sensing. *Curr. Opinion Microbiol.* 2: 582-587.
- Becerro, M. A., N. I. López, X. Turon y M. Uriz. 1994. Chemical ecology of marine organisms: An overview. *J. Chem. Ecol.*, 12: 951-987.
- Boyd, K. G., D. R. Adams y J. G. Burgess. 1999. Antibacterial and repellent activities of marine bacteria associated with algal surfaces. *Biofouling*, 14 (3): 227-236.
- Brinkhoff, T., G. Bach, T. Heidon, L. Liang, A. Schlingloff y M. Simon. 2004. Antibiotic production by a *Roseobacter* clade-affiliated species from the German Wadden Sea and its antagonistic effects on indigenous isolates. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70 (4): 2560-2565.
- Burgess, J. G., E. M. Jordan, M. Bregu, A. Mearns-Spragg y K. G. Boyd. 1999. Microbial antagonism: a neglected avenue of natural products research. *J. Biotechnol.*, 70: 27-32.
- Correra, J. A. y P. A. Sánchez. 1996. Ecological aspects of algal infectious diseases. *Hydrobiologia*, 326-327: 89-96.
- De Voss, L., K. Rützler, N. Boury-Esnault, C. Donadey y J. Vacelet. 1991. Atlas of sponge morphology/ Atlas de morfologie des éponges. Smithsonian Institution Press, Washington y Londres. 117 p.
- Eberl, L., M. K. Winson, C. Sternberg, G. S. Stewart, G. Christiansen, S. R. Chhabra, B. Bycroft, P. Williams, S. Molin y M. Givskov. 1996. Involvement of N-acyl-L-homoserine lactone autoinducers in controlling the multicellular behaviour of *Serratia liquefaciens*. *Mol. Microbiol.*, 20: 127–136.
- Fuqua, C. y E. P. Greenberg. 2002. Listening in on bacteria: acyl-homoserine lactone signaling. *Nat. Rev. Mol. Cell. Biol.*, 36: 685–695.
- Gómez, M. L., L. J. Vivas, R. Ruiz, V. Reyes y C. Hurtado. 2006. Bacterias marinas nativas degradadoras de compuestos orgánicos persistentes en Colombia. Grey, Bogotá. 36 p.
- Gram, L., H. P. Grossart, A. Schlingloff y T. Kjørboe. 2002. Possible quorum sensing in marine snow bacteria: production of acylated homoserine lactones by *Roseobacter* strains isolated from marine snow. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 (8): 4111–4115.
- Grossart, H. P., T. Kjørboe, K. Tang y H. Ploug. 2003. Bacterial colonization of particles: growth and interactions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 (6): 3500-3509.
- Grossart, H. P., A. Schlingloff, M. Bernhard, M. Simon y T. Brinkhoff. 2004. Antagonistic activity of bacteria isolated from organic aggregates of German Wadden Sea. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 47: 387-396.

- Hewitt, W. y S. Vincent. 1989. The agar diffusion assay. 38-79. En: Hewitt, W. y S. Vincent (Eds.). Theory and application of microbiological assay, Academic Press, San Diego. 323 p.
- Jenkins, K., P. Jensen y W. Fenical. 1998. Bioassays with marine microorganisms. 2-32. En: Millar, L. G. y K. F. Haynes (Eds.). Methods in chemical ecology. Bioassays methods. Vol. 2. Nueva York. 432 p.
- Jensen, P. R. y W. Fenical. 1994. Strategies for the discovery of secondary metabolites from marine bacteria: ecological perspectives. An. Rev. Microbiol., 48: 559-585.
- Kelly, S. R., P. R. Jensen, T. P. Henkel, W. Fenical y J. R. Pawlik. 2003. Effects of Caribbean sponge extracts on bacterial attachment. Aquat. Microb. Ecol., 31: 175-182.
- Kelly, S. R., E. Garo, P. Jensen, W. Fenical y J. Pawlik. 2005. Effects of Caribbean sponge secondary metabolites on bacterial surface colonization. Aquat. Microb. Ecol., 40: 191-203.
- Koneman, E. W., S. Allen, V. Dowell y H. Sommers. 1987. Diagnóstico microbiológico. Texto y atlas color. Médica Panamericana, Buenos Aires. 532 p.
- Lemos, M. L., A. E. Toranzo y L. J. Barja. 1985. Antibiotic activity of epiphytic bacteria isolated from intertidal seaweeds. Microb. Ecol., 11: 149-163.
- León, J. y P. García-Tello. 1998. Cepas nativas del bacterioneuston marino y su actividad inhibitoria de bacterias ictiopatógenas. Rev. Per. Biol., 5: 47-64.
- Long, R. A. y F. Azam. 2001. Antagonistic interactions among marine pelagic bacteria. Appl. Environ. Microbiol., 67 (11): 4975-4983.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko y J. Parker 1999. Brock. Biología de los microorganismos. Octava edición. Prentice Hall, Madrid. 1064 p.
- Maximilien, R., R. de Nys, C. Holmstrom, L. Gram, M. Givskov, K. Crass, S. Kjelberg y P. D. Steinberg. 1998. Chemical mediation of bacterial surface colonization by secondary metabolites from the red alga *Delisea pulchra*. Aquat. Microb. Ecol., 15: 233-246.
- McGowan, S., M. Sebaihia, S. Jones, B. Yu, N. Bainton, P. F. Chan, B. Bycroft, G. S. Stewart, P. Williams y G. P. Salmond. 1995. Carbapenem antibiotic production in *Erwinia carotovora* is regulated by CarR, a homologue of the LuxR transcriptional activator. Microbiology, 141: 541-550.
- Mora-Cristancho, J. 2007. Posibles mecanismos químicos y biológicos para el control de la epiobiosis de las esponjas *Aplysina insularis* y *Aplysina lacunosa* (Demospongiae, Verongida). Tesis Magíster Biología Marina, Línea Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia-INVEMAR, Santa Marta. 89 p.
- Nair, S. y U. Simidu. 1987. Distribution and significance of heterotrophic marine bacteria with antibacterial activity. Appl. Environ. Microbiol., 53 (12): 2957-2962.
- Patel, P., M. E. Callow, I. Joint y J. A. Callow. 2003. Specificity in the settlement-modifying response of bacterial biofilms towards zoospores of the marine alga *Enteromorpha*. Environ. Microbiol., 5 (5): 338-349.
- Pawlik, J. R. 1993. Marine invertebrate chemical defenses. Chem. Rev., 93: 1911-1922.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la bahía de Chengue (Caribe colombiano) 1993-1999. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 8, Santa Marta. 170 p.
- Slattery, M., I. Rajbhandari y K. Wesson. 2001. Competition mediated antibiotic induction in the marine bacterium *Streptomyces tenjimariensis*. Microb. Ecol., 41: 90-96.

- Smith, G. W. y S. S. Hayasaka. 1982. Nitrogenase activity associated with *Holodula wrightii* roots. Appl. Environ. Microbiol., 43: 1244-1248.
- 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.
- Taylor, G. T., D. Zheng, M. Lee, P. J. Troy, G. Gyananath y S. K. Sharma. 1997. Influence of surface properties on accumulation of conditioning films and marine bacteria on substrata exposed to oligotrophic water. Biofouling, 11 (1): 31-57.
- Thompson, J. E. 1985. Exudation of biologically-active metabolites in the sponge *Aplysina fistularis*. Mar. Biol., 88: 23-26.
- Thurnheer, T., G. Gmür y B. Guggenheim. 2004. Multiplex FISH analysis of a six-species bacterial biofilm. J. Microbiol. Meth., 56: 37-47.
- Wahl, M. 1989. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. Mar. Ecol. Prog. Ser., 58: 175-189.
- Wahl, M., P. R. Jensen y W. Fenical. 1994. Chemical control of bacterial epibiosis on ascidians. Mar. Ecol. Prog. Ser., 110: 45-57.
- Walker, R. P., J. E. Thompson y D. J. Faulkner. 1985. Exudation of biologically-active metabolites in the sponge *Aplysina fistularis*. II. Chemical evidence. Mar. Biol. 88: 27-32.
- Wieczorek, S. K. y C. D. Todd. 1997. Inhibition and facilitation of bryozoan and ascidian settlement by natural multi-species biofilms: effects of film age and the roles of active and passive larval attachment. Mar. Biol., 128: 463-473.

FECHA DE RECEPCIÓN: 30/09/07

FECHA DE ACEPTACIÓN: 10/02/09

PAPEL FUNCIONAL DE LOS HONGOS EN ECOSISTEMAS DE MANGLAR

Tiffany Sosa-Rodríguez, Jimena Sánchez-Nieves y Luz M. Melgarejo

Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Área de Biología Vegetal y Microorganismos, Carrera 30 Calle 45, Ciudad Universitaria, Edificio 421. Bogotá, Colombia. tsosar@unal.edu.co (T.S.R.); jsanchezn@unal.edu.co (J.S.N.); Immelgarejom@unal.edu.co (L.M.M.)

RESUMEN

Los manglares son ecosistemas altamente productivos que tienen una gran diversidad de macro y microorganismos de relevancia ecológica y económica. Entre ellos, la actividad de los hongos habitantes del manglar es fundamental en el ciclaje de nutrientes y en la regulación del ecosistema. El conocimiento actual sobre estos organismos se ha dirigido hacia su diversidad, distribución, ecología, producción de sustancias antimicrobianas e interacciones planta – hongos como fitopatógenos o como simbioses beneficiosas involucradas en procesos como la solubilización y movilización de fosfatos.

PALABRAS CLAVE: Hongos, Manglares, Ecosistemas marinos, Grupos funcionales, Ciclos de nutrientes.

ABSTRACT

Functional roll of fungi in mangrove ecosystems. Mangroves are high productive ecosystems which have a special diversity of macro and microorganisms with ecological and economical relevancy. The activity of mangrove inhabiting fungi is fundamental to the nutrient cycle and ecosystem regulation. Current knowledge about these organisms has been pointed toward their diversity, distribution, ecology, production of antimicrobial substances and plant – fungi interactions as phytopathogens or beneficial symbionts involved in process like phosphate solubilization and mobilization.

KEYWORDS: Fungi, Mangroves, Marine ecosystems, Functional groups, Nutrient cycles.

Los bosques de manglar presentan una alta productividad de materia orgánica asociada a la biodegradación de biomasa vegetal procedente de los árboles y de la vegetación halófila que allí se encuentra, la cual es llevada a cabo por microorganismos heterótrofos con actividad hidrolítica (proteolítica o celulolítica), tales como los hongos (Hyde y Lee, 1995; Venkateswara *et al.*, 2001). La diversidad de hongos que habitan los bosques de manglar ha sido cuantificada en estudios realizados en diferentes regiones geográficas (Rai *et al.*, 1969; Rai y Chowdhery, 1978; Steinke, 2000; Venkateswara *et al.*, 2001; Ananda y Sridhar, 2002; Abdel-Wahab, 2005; Gareth y Abdel-Wahab, 2005; Manoharachary *et al.*, 2005), estableciendo que éstos pueden habitar varios nichos distintos en dichos ecosistemas y cumplir con funciones tales como: fragmentación de las hojas de los árboles de mangle, degradación de madera y de materia orgánica en los sedimentos. Así mismo, pueden encontrarse estableciendo simbiosis micorrícicas o como endófitos de hojas y raíces, relación que se ha estudiado con atención debido a que muchas plantas colonizadas por hongos son una fuente valiosa de metabolitos útiles y productos con valor medicinal e importancia económica, considerándose incluso que el potencial de las plantas de manglar puede estar relacionado con los hongos endófitos mutualistas asociados a sus tejidos (Ananda y Sridhar, 2002; Gilbert y Sousa, 2002).

Adicionalmente, la presencia de enfermedades causadas por hongos y su relación con la densidad y especies de plantas presentes en los manglares también ha sido estudiada debido a que estos bosques se consideran inusuales entre los ecosistemas tropicales, ya que en ellos la diversidad natural de plantas es baja y la densidad de población es alta, consecuencia de las restricciones fisiológicas de vivir en un ambiente intermareal. Se plantea que, a menos que las especies de plantas en los manglares presenten mecanismos de defensa contra los patógenos, se puede esperar una alta presión de enfermedad en estos ambientes (Gilbert *et al.*, 2002).

Diversidad de los hongos en manglar

Los primeros registros de hongos asociados a manglar corresponden a trabajos realizados en las costas de países como la India, estudiando su presencia en sedimentos marinos y lodo, a partir de los cuales se realizaron cientos de aislamientos de cepas de deuteromycetes (especialmente del género *Aspergillus*), zigomycetes, ascomycetes, así como de oomycetes (reino Stramenopila) (Rai *et al.*, 1969; Rai y Chowdhery, 1978). Revisiones recientes en bosques de manglar han listado un total de 278 ascomycetes, 277 deuteromycetes, 30 basidiomycetes y 14 oomycetes, destacando que al menos 150 especies han sido registradas en los manglares de la India, los cuales constituyen el 7 % del total mundial (Manoharachary *et al.*, 2005). La diversidad de hongos asociados a bosques de manglar también ha sido estudiada

en regiones subtropicales como las islas Bahamas y, aunque en un inicio se había registrado baja riqueza de especies, Jones (2000) obtuvo un número importante de registros nuevos aumentando la intensidad de muestreo; en la actualidad la riqueza encontrada en estas islas se considera comparable con la de manglares tropicales en regiones como Hong Kong, Borneo, India, Malasia y Belice.

Otros manglares subtropicales presentes en las costas africanas también han sido explorados en busca de biodiversidad fúngica. Steinke (2000) realizó un inventario de hongos presentes en las raíces adventicias muertas de *Rhizophora mucronata* (Lam.) en tres localidades diferentes de Sudáfrica. En el inventario se encontraron 38 especies de hongos, incluyendo 30 ascomycetes, un basidiomycete y siete deuteromycetes. Aunque la diversidad de especies fue menor que la registrada en la mayoría de inventarios realizados en manglares tropicales de Asia, el porcentaje de colonización y la frecuencia de ocurrencia de los hongos sobre la madera se consideraron un indicio de su importancia ecológica en los ecosistemas de manglar evaluados.

En un trabajo posterior realizado por Abdel-Wahab (2005) en manglares localizados a lo largo de la costa del mar Rojo en Egipto, se colectaron trozos de madera en descomposición de *Avicennia marina* y *Rhizophora mucronata* ubicada en la franja intermareal. La diversidad de hongos encontrada en esta región se consideró comparable con la de otros manglares subtropicales de Australia, Bermudas, Hong Kong y Macau, aunque menor a la registrada para manglares tropicales de India, Belice, Borneo, Malasia, Mauritius y Seychelles. De acuerdo con el autor, estos resultados confirman que los hongos de manglares muestran una variación latitudinal y que en particular los hongos de manglares tropicales y subtropicales, son diferentes en número y frecuencia. De hecho, se ha sugerido que la menor diversidad de hongos encontrada en manglares subtropicales puede deberse a la baja diversidad de especies de manglar que se encuentra en los subtrópicos y a la ocurrencia de bajas temperaturas en invierno.

La diversidad fúngica encontrada en los bosques de manglar tropicales ha sido relacionada con factores como: edad del manglar, diversidad de la flora de especies de mangle, diversidad de la flora de árboles terrestres cercanos y con los diferentes microhábitats del manglar determinados por diferencias de salinidad, ámbito de mareas, tipos de sustratos de crecimiento, entre otros (Hyde, 1989; Hyde y Lee, 1995). Con respecto a la edad del manglar, se ha cuantificado, por ejemplo, la microflora asociada con bosques de manglar de menos de 50 años de establecimiento, encontrando baja cantidad de especies de hongos, atribuyendo esta situación al reciente establecimiento del manglar y a la falta de troncos y raíces muertas que acompañen a los manglares jóvenes. En contraste, cuando los manglares son más antiguos, se encuentran números mayores de especies de hongos de manglar debido

a la presencia de una flora de árboles terrestres más diversificada, la cual proporciona una fuente abundante de madera flotante para el desarrollo de estos hongos (revisado por Hyde y Lee, 1995).

En cuanto a la diversidad de la flora de árboles hospederos, en manglares de la India se ha examinado comparativamente la frecuencia de ocurrencia, cantidad de géneros, especies y variación de la diversidad fúngica entre árboles de *Rhizophora* sp. y *Avicennia* sp., encontrando que la flora de hongos asociada a cada género varía a pesar de encontrarse creciendo en la misma comunidad. Al comparar los aislamientos obtenidos en cada árbol de mangle se ha observado que hay algunos hongos que se encuentran únicamente en una de las dos plantas hospederas consideradas, lo que demuestra que mientras que unas pocas especies son hospedero – específicas, algunas muestran cierta “recurrencia” en diferentes plantas, de modo tal que la dominancia de ciertos hongos difiere de un hospedero a otro (Venkateswara *et al.*, 2001).

La tendencia a asociarse con determinados árboles hospederos también ha sido estudiada en grupos de hongos macromycetes. Gilbert y Sousa (2002) recolectaron cuerpos fructíferos de basidiomycetes poliporales presentes en *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* en un manglar de la costa Caribe de Panamá, encontrando que, a diferencia de otros bosques tropicales, la comunidad de hongos poliporales en el manglar estudiado se encontraba dominada por pocas especies altamente específicas, ya que tres especies de hongos, cada una con una preferencia particular por un hospedero diferente, representaron el 88 % del total de hongos colectados, a diferencia de los bosques secos tropicales, en donde se ha encontrado poca evidencia de preferencias de hospedero entre hongos poliporales degradadores de madera. Dicha situación se ha relacionado con la baja diversidad y alta densidad de las especies de árboles en los bosques de manglar. En estas condiciones, los árboles soportan una microbiota de hongos poliporales significativamente especializada y una microbiota adicional de especies más generalistas. A pesar de la especificidad local encontrada, ninguna de las especies de poliporales muestreadas son exclusivas del ecosistema de manglar, ya que todas han sido descritas habitando sobre hospederos no manglares (Gilbert y Sousa, 2002).

Manoharachary *et al.* (2005) obtuvieron conclusiones similares que refuerzan la hipótesis de la alta especificidad de hospedero entre los hongos asociados a bosques de manglar, encontrando además que si las especies de plantas son endémicas, su composición de hongos puede verse restringida con su distribución. No obstante, el porqué de la especificidad de hospedero es una pregunta sin resolver, siendo necesarios nuevos estudios que incorporen la ecología y fisiología tanto del hospedero como de los hongos, para elucidar por ejemplo si las condiciones salinas del medio donde crecen juegan o no un papel importante en la ecología de hongos

degradadores de madera en bosques de mangle y en los hongos de manglar en general; así como determinar porqué estos microorganismos tienen fuertes preferencias por manglares hospederos - particulares (Venkateswara *et al.*, 2001; Gilbert y Sousa, 2002).

Además del tipo de hospedero, existen condiciones del ambiente de manglar que favorecen la presencia de hongos. Muchos de los géneros encontrados son hongos típicamente terrestres y su presencia en el manglar se ha relacionado con posibles adaptaciones al impacto prolongado y continuo de las condiciones ecológicas típicas de dicho ecosistema, tales como alta concentración de sales, anegamiento y condiciones anaeróbicas (Rai y Chowdhery, 1978). Recientemente, ha sido registrada la clonación de genes que codifican proteínas que podrían estar involucradas en diferentes adaptaciones fisiológicas a las condiciones extremas del manglar, tales como resistencia a choque térmico, síntesis de lípidos y tolerancia a la salinidad, las cuales pueden favorecer la supervivencia de un hongo en el manglar. Entre los genes clonados se han encontrado secuencias de aminoácidos para proteínas de choque térmico Hsp70, para la enzima esfingosina fosfato liasa y para el canal iónico Na⁺/H⁺. Los genes fueron clonados a partir del basidiomycete *Fomitopsis pinicola*, descomponedor de madera, aislado en un bosque de manglar tropical ubicado en la Isla Pohnpei (Micronesia), según lo registrado por Miyazaki *et al.* (2007).

De otro lado y en una escala mayor, el clima también ha demostrado ser un factor influyente en la distribución de los hongos y en especial en la aparición de hongos típicamente terrestres en los bosques de mangle. Tal es el caso de los manglares de la India, en donde el monzón que cae entre mayo y junio genera un gran flujo de agua dulce y sedimentos hacia el bosque, bajando la salinidad hasta niveles cercanos a cero. Después del monzón, la salinidad se incrementa gradualmente y estas condiciones son favorables para que los hongos de agua dulce colonicen los sustratos del manglar. Adicionalmente, ramas procedentes del dosel llevan consigo hongos terrestres y adicionan sustratos a las aguas del manglar durante los monzones produciendo un predominio de dichos hongos durante al menos seis meses, en donde participan en el acondicionamiento de la hojarasca. Durante el verano, la salinidad incrementada soporta principalmente la actividad de hongos marinos sobre el detritus (Manoharachary *et al.*, 2005).

La geografía también puede jugar un papel importante en la diversidad de hongos encontrada en los bosques de mangle. Gareth y Abdel-Wahab (2005) trabajaron en las Bahamas examinando la ocurrencia de hongos registrados en islas, comparándolos con los registros de hongos realizados en los océanos en general. Además de corroborar la existencia de una gran diversidad fúngica en las

Bahamas, se determinó que estas masas de tierra presentan condiciones distintas a las costas continentales que pueden influir en la micobiota que soportan, tales como disponibilidad de sustrato, madurez de los árboles en los bosques, temperatura y distancia a otras masas de tierra.

Desde otro punto de vista, es interesante resaltar que, aunque las metodologías utilizadas para cuantificar la abundancia de los hongos en estos ecosistemas han sido consideradas una piedra angular para su estudio, también han sido uno de los cuellos de botella para el avance del conocimiento en este campo. Teniendo en cuenta que la mayoría de trabajos realizados hasta el momento sólo han considerado la diversidad de hongos cultivables, los resultados obtenidos han dependido en gran medida del sustrato que se desea explorar. Entre los sustratos que se han tenido en cuenta se encuentran troncos y raíces de árboles de mangle vivo y muerto, material vegetal sumergido y flotante, hojas de plantas herbáceas y de árboles de mangle vivas o en estado de descomposición y sedimentos. Las técnicas de evaluación del sustrato tienen un papel significativo en la ocurrencia de los hongos, ya que los métodos de cultivo en caja de Petri usualmente conducen al aislamiento de hongos terrestres; la incubación húmeda puede favorecer a hongos marinos y terrestres, mientras que la incubación en cámara de burbujeo puede facilitar la recuperación de hiphomycetes de agua dulce (Ananda y Sridhar, 2002; Manoharachary *et al.*, 2005). Para cuantificar la abundancia de hongos sobre material vegetal en descomposición también se ha utilizado la estimación de la biomasa microbiana por incubación *in situ* y posterior conteo directo (Blum *et al.*, 1988).

A pesar de que el conteo directo suele ser un método de primera elección para realizar trabajos de abundancia, Blum *et al.* (1988) reconocen que restringir los conteos a los hongos cultivables constituye un sesgo que dificulta su relación con el flujo de carbono en la comunidad microbiana que integra el sistema. Adicionalmente, Hyde y Lee (1995) afirman que los valores de conteo directo se han considerado inapropiados por varios autores debido a que son difíciles de relacionar con el volumen de biomasa vegetal disponible. También describen otras formas de cuantificar los hongos utilizando moléculas específicas como glucosamina y ergosterol, que pueden arrojar valores de abundancia mayores (revisado por Blum *et al.*, 1988). No obstante, como los ergosteroles no son producidos por oomycetes (que se encuentran en un grupo filogenético distinto), la utilización de esta molécula eliminaría la detección de la contribución de este grupo en el ecosistema del manglar.

Distribución vertical de los hongos en manglares

Diferentes estudios han demostrado que algunos hongos presentan fuertes afinidades por ciertas zonas intermareales. Su distribución vertical está influenciada

principalmente por el patrón de mareas correspondiente a cada sitio de estudio, aunque las diferentes frecuencias de aparición de determinados hongos en una u otra región intermareal también puede estar relacionada con factores como la edad o estructura del árbol de mangle, disponibilidad de árboles maduros que produzcan madera que pueda ser colonizada, pH, salinidad e incluso al número total de muestras examinadas en cada trabajo. También se han asociado las diferencias en diversidad en distintos sitios muestreados con factores como la contaminación procedente de puertos cercanos. Lo más importante es tener en cuenta que ningún factor puede considerarse como la causa individual de las diferencias en la biodiversidad que se han registrado (Jones, 1988; Aisyah y Gareth, 2000).

La zonificación de los hongos ha sido estudiada especialmente para el grupo de los ascomycetes. En la revisión de Hyde y Lee (1995) se estableció que la mayoría de estos hongos (ubicados en la región intermareal) están confinados a un ámbito vertical relativamente pequeño, en especial en la zona de marea media, en donde los troncos se secan superficialmente durante las mareas bajas, pero están usualmente inundados. También se ha observado que en lugares en donde el ámbito mareal es pequeño (0.8 m), no se presenta una zonificación evidente de los hongos intermareales, como la descrita para hongos que colonizan manglares ubicados en regiones con un amplio ámbito intermareal (3 m), en donde es posible distinguir al menos tres grupos. El primero lo conforman hongos que se ubican preferiblemente en las regiones intermareales bajas (en donde la madera está sumergida constantemente), mientras que hay otros que se ubican en la parte media de la región intermareal y se caracterizan por tener estructuras livianas y liberación pasiva de ascosporas. En esta zona la madera se seca durante periodos cortos de tiempo, pero los hongos no están sometidos a las condiciones de déficit hídrico que se pueden dar en la parte superior del gradiente intermareal, donde es evidente un tercer grupo de hongos que está caracterizado por especies con ascocarpos carbonáceos quebradizos, con una liberación activa de esporas (Jones, 1988; Hyde y Lee, 1995).

Aisyah y Gareth (2000) obtuvieron conclusiones similares cuando colectaron específicamente raíces adventicias y ramas sobresalientes de *Rhizophora apiculata* en un manglar de la India, encontrando que las especies de ascomycetes, deuteromycetes y basidiomycetes aisladas presentaron un patrón de distribución vertical relacionado con la morfología del hongo, correspondiente con el descrito previamente para ascomycetes. Se ha argumentado que la predominancia de miembros del grupo ascomycetes observada en las comunidades de hongos de la zona intermareal obedece a que este grupo pudo haber evolucionado hasta alcanzar ventajas competitivas en estos ecosistemas gracias a sus estructuras fructíferas microscópicas, ascosporas con ornamentaciones que pueden favorecer su dispersión

y posterior unión a sustratos y a su habilidad para resistir condiciones de salinidad fluctuantes. De otro lado, los basidiomycetes, que han sido poco observados en esta zona, estarían en desventaja para establecerse allí porque tienen esporocarpos más grandes y con frecuencia putrescentes, los cuales no son muy apropiados para los ambientes acuáticos, y porque pocos han evolucionado para tolerar condiciones de alta salinidad o presencia permanente de agua (Jones, 1988).

La distribución diferencial de los ascomycetes en los troncos de los árboles de mangle también puede estar relacionada con mecanismos de competencia interespecíficos que determinarían la distribución de los hongos creciendo sobre el sustrato. Tan *et al.* (1995) estudiaron el crecimiento y formación de ascocarpos de los hongos *Aigialus parvus*, *Lignicola laevis* y *Verruculina enalia* en cultivos aislados y en cultivos mixtos, sobre madera de *Avicennia alba*, *Bruguiera cilíndrica* y *Rhizophora apiculata*. En cultivos puros, estos hongos crecieron bien sobre las tres especies de madera, formando ascocarpos en tiempos variables de seis a doce semanas, dependiendo del hongo inoculado y la madera utilizada como sustrato. Por su parte, en los cultivos en donde se mezclaron dos o tres de estos hongos, se observó retraso en el inicio de la esporulación y efecto sobre la abundancia de ascocarpos, lo que sugiere la presencia de competencia por interferencia entre los hongos evaluados que podría estar asociada a un factor principal que disminuye o suprime la formación de ascocarpos.

La distribución vertical también ha sido estudiada en otras plantas del bosque de manglar, además de los árboles. Por ejemplo, Sadaba *et al.* (1995) observaron en el manglar Mai Po en Hong Kong que hongos deuteromycetes, basidiomycetes y ascomycetes asociados a la herbácea *Acanthus ilicifolius* se distribuyen zonalmente a lo largo de la planta, dado que las porciones apicales se encontraron colonizadas por hongos típicamente terrestres, mientras que en las porciones basales se encontraron hongos marinos. La distribución encontrada fue atribuida a la naturaleza del sustrato y al grado de exposición debido a los cambios de la marea.

Hongos del manglar asociados a procesos de degradación

En los manglares se pueden encontrar hongos degradadores de lignina que participan en el proceso de biodegradación de la hojarasca, ya que estos ecosistemas raramente tienen que soportar periodos de déficit hídrico como los que pueden darse en playas u otros lugares expuestos. Las mareas, lluvias fuertes y la sombra proporcionada por el dosel de los árboles, contribuyen a mantener alta la humedad del ecosistema proporcionando un hábitat ideal para su desarrollo (Hyde, 1989). Los hongos son muy importantes en los estados más avanzados del proceso de descomposición y su actividad está relacionada con la producción de enzimas

específicas para la degradación de los componentes principales de la madera, tales como la xilanasa, implicada en la degradación del xilano (principal componente de la hemicelulosa), cuya actividad ha sido comprobada *in vitro* para aislamientos de hongos obtenidos a partir de madera en descomposición, detritus y muestras de suelo colectadas en manglares de Hong Kong (Yuan *et al.*, 2005).

La capacidad de los hongos de manglar para degradar polímeros complejos también ha sido comprobada utilizando sustratos artificiales como bolsas de polietileno y plástico, que constituyen una fuente grande de contaminación en ciertos ecosistemas costeros situados cerca de asentamientos humanos. En un ensayo realizado por Kathiresan (2003), se demostró el potencial de la micoflora presente en suelos de manglar como degradadores de materiales contaminantes, luego de cuantificar la degradación de bolsas de polietileno y plástico después de dos, cuatro, seis y nueve meses de incubación en suelo de manglar. Se encontraron dos especies asociadas a los materiales en degradación (*Aspergillus glaucus* y *A. niger*) y su eficiencia para degradar los plásticos se analizó en cultivos en agitación. *Aspergillus glaucus* degradó 28.8 % del polietileno y 7.3 % del material plástico en un periodo de un mes. *Aspergillus* y *Penicillium* son géneros que se aíslan con frecuencia a partir de sedimentos marinos; sin embargo, no es muy claro si estos hongos, que son típicamente terrestres, se encuentran activos en los sedimentos o si se trata de conidias en reposo (Hyde *et al.*, 1998).

Para dilucidar el papel de los hongos en el ciclo de nutrientes en los manglares se ha cuantificado la biomasa microbiana de hongos y bacterias asociados a material en descomposición de plantas como *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Rhizophora mangle*, incubando el material sumergido por 42 días para posterior cuantificación de los microorganismos presentes utilizando técnicas de marcaje directo como la epifluorescencia, con el fin de establecer los aportes potenciales de la biomasa microbiana de hongos y bacterias al enriquecimiento del detritus (Blum *et al.*, 1988). Aunque el aporte de la masa microbiana fue significativo, no se sabe con certeza hasta qué punto los hongos son responsables de este enriquecimiento que fue atribuido a la comunidad microbiana como un todo. No obstante, la importancia relativa de hongos y bacterias en el tiempo y en la movilización de diferentes componentes del detritus no ha sido investigada. Aunque estudios previos al trabajo de Blum *et al.* (1988) habían mostrado que la sucesión de microorganismos descomponedores se iniciaba con hongos, su trabajo demostró que las bacterias fueron los principales colonizadores de las hojas de manglar, siendo el grupo predominante a través del proceso de descomposición; mientras que los hongos invadieron los tejidos solamente dos semanas después. A excepción del trabajo mencionado, existen pocos registros que amplíen el conocimiento existente

sobre el papel de los hongos en los ciclos de utilización de materia orgánica a partir del detritus en los bosques de manglar. El vacío de información obedece a dificultades para cuantificar el papel de los hongos en el proceso de descomposición, falta de conocimiento sobre sus enzimas extracelulares, sus actividades y ausencia de estudios enfocados en la materia orgánica disuelta más que en la particulada (Hyde y Lee, 1995). Sin embargo, existen informes relacionados con la presencia de oomicetes involucrados en procesos de descomposición de la hojarasca del manglar. Tal es el caso de *Halophytophthora mycoparasitica*, que fue aislado inicialmente a partir de hojarasca en descomposición de *Rhizophora* sp. colectada en un manglar de Malasia, lo que mostró su importancia como potencial degradador (revisado por Nakagiri *et al.*, 1998).

Okane *et al.* (2001), por su parte, realizaron aislamientos de este microorganismo a partir de hojas caídas y sumergidas de *Bruguiera gymnorhiza* en un manglar de Japón, con el fin de estudiar la actividad como micoparásito sobre hongos como *Pestalotia* sp. y *Penicillium* sp. El parasitismo demostrado puede servirle para absorber nutrientes adquiridos por su hospedero a partir de las hojas en descomposición, siendo además un mecanismo importante para transferir los nutrientes de la hoja y el hongo que la coloniza hacia los consumidores que se alimentan de hojas en el manglar.

Patogenicidad y antibiosis

Los bosques de manglar se caracterizan porque en muchos casos, especialmente en los bosques caribeños tropicales, forman monocultivos naturales de alta densidad en donde los árboles están sujetos a una gran presión por enfermedades; no obstante, los registros de fitopatogenicidad en ecosistemas de manglar son raros. Por ejemplo, Wier *et al.* (2000) encontraron una alta sintomatología de enfermedad y mortalidad en árboles de *Rhizophora mangle* en un manglar de la costa sureste de Puerto Rico, la cual estuvo asociada al crecimiento del hongo deuteromicete *Cytospora rhizophorae* que fue aislado a partir de tallos y tejidos enfermos. Este trabajo constituyó el primer registro de patogenicidad de este hongo asociado a mangle rojo en esa región. La infección por el hongo se relacionó con su entrada a los tejidos a través de heridas generadas por la herbivoría o por rupturas por efecto de vientos fuertes.

También se ha observado que las hojas de *R. mangle* comúnmente sufren necrosis rodeada por un halo clorótico, síntomas asociados comúnmente con hongos de los géneros *Pestalotiopsis*, *Pestalotia* y *Colletotrichum*. La susceptibilidad de esta especie a las enfermedades foliares es un poco sorprendente si se tiene en cuenta que existe una resistencia documentada de sus hojas y tallos al ataque microbiano,

ya que las hojas de *Rhizophora* se descomponen mucho más lentamente que las hojas de *Avicennia* y se ha visto que las plántulas tienen una producción de polifenol oxidasa que puede protegerlas contra ciertas enfermedades. Adicionalmente, las hojas de plántulas de *Rhizophora* que han crecido en niveles de iluminación bajos han demostrado tener niveles mayores de compuestos fenólicos (principalmente taninos condensados), en comparación con hojas de otros árboles de mangle como *Laguncularia* (Gilbert *et al.*, 2002). La aparente sensibilidad de *Rhizophora* al ataque de patógenos y los escasos registros sobre patologías en árboles y plantas de manglar, pueden estar relacionados con la presencia de otros mecanismos que determinan la resistencia al ataque de patógenos. Gilbert *et al.* (2002) consideran que la excreción de sal en las hojas de algunas especies de árboles de mangle puede servir como un importante mecanismo de defensa contra el ataque de hongos, hipótesis que fue planteada a partir de trabajos preliminares realizados en bosques de manglar de Panamá, en donde se observó que *Avicennia germinans* sufre mucho menos daño por enfermedades foliares que *Laguncularia racemosa* o *Rhizophora mangle*. Se estableció que las hojas de *A. germinans* presentaron el menor crecimiento superficial de hongos, colonización endofítica y diversidad de especies, seguidas por *L. racemosa* y *R. mangle*. Los diferentes mecanismos de tolerancia a la sal que tienen estos árboles pueden regular la colonización por hongos debido a que la cantidad de sal presente en las hojas varía de acuerdo al árbol. Los experimentos demostraron que la alta concentración de sal asociada con las hojas de *A. germinans* y *L. racemosa* fue suficiente para inhibir la germinación de las esporas de varios hongos asociados con los bosques de manglares, lo que se traduce en colonización restringida, baja diversidad de hongos y bajos niveles de enfermedad, de modo tal que existe un fuerte efecto de la salinidad sobre la presencia de hongos patógenos en las superficies foliares de los árboles de mangle.

Adicionalmente, en otros informes se ha demostrado cómo la distribución de las especies de hongos está influenciada por la salinidad, con unas pocas especies dominantes bajo esas condiciones (Jones, 2000). Por lo tanto, la presión por enfermedades puede aumentar en ambientes menos salinos, reduciendo el desempeño de los mangles y jugando un importante papel como limitante de su distribución en los hábitats intermareales (Gilbert *et al.*, 2002).

De otro lado, la información disponible con respecto a la actividad antimicrobiana de aislamientos de hongos marinos también es escasa. Algunos trabajos han demostrado un mayor potencial de los hongos marinos con respecto a los terrestres en cuanto a actividad antimicrobiana y en años recientes se realizó un trabajo extensivo para demostrar dicho potencial. Christophersen *et al.* (1999) cultivaron un total de 227 hongos marinos adquiridos a partir de animales, plantas y

sedimentos de aguas saladas venezolanas (0-10 m), incluyendo manglares y lagunas costeras. Luego del crecimiento de los hongos, extractos de los medios de cultivo fueron caracterizados y evaluados por su actividad antibacteriana contra *Vibrio parahaemolyticus* y *Staphylococcus aureus*, encontrando que 67 aislamientos de *Penicillium* (61 de *P. citrinum* y seis de *P. steckii*) produjeron metabolitos secundarios con actividad contra al menos una de las cepas bacterianas probadas.

Recientemente, la producción de sustancias antimicrobianas y citotóxicas por hongos aislados de manglar ha sido registrada para *Diaporthe* sp., un hongo lignolítico que crece sobre las hojas sumergidas en descomposición de *Kandelia candel* en áreas de manglar de China (Lin *et al.*, 2005). Los compuestos que fueron aislados a partir del cultivo del hongo mostraron actividad citotóxica contra ciertas líneas celulares y actividad antimicrobiana que podría ser utilizada por el hongo como estrategia competitiva debido al sustrato que coloniza, el cual está compuesto por materiales fibrosos, en donde las fuentes nutricionales pueden ser limitadas. Los autores plantearon que con el fin de mantener su predominancia, estos hongos han desarrollado formas de competencia que incluyen la producción de sustancias químicas y por tanto sus metabolitos pueden poseer diferentes bioactividades. La presión de las condiciones físicas del medio también se ha relacionado con la producción de metabolitos especiales y con estructuras moleculares únicas. Recientemente se registró el aislamiento de una sustancia tipo xilquelato a partir de una cepa del hongo marino y de manglar *Xylaria* sp. La producción de estos compuestos únicos y especiales por parte de los microorganismos marinos podría ser más común de lo que se piensa, teniendo en cuenta que viven en ambientes con condiciones de alta salinidad y presión, pobreza de nutrientes, baja temperatura (especialmente en el mar profundo) o temperaturas locales muy altas y complejas, así como relaciones con otros organismos (Liu *et al.*, 2006).

Hongos endófitos y simbioses

Los hongos endófitos en bosques de manglar se han encontrado en tejidos foliares y raíces. Okane *et al.* (2001) encontraron un hongo endofítico perteneciente a la familia Xylariaceae (según análisis de secuencia del ADNr 18S) en las hojas de *Bruguiera gymnorhiza* en bosques de manglar del Japón. Algunos hongos de este grupo son conocidos como saprófitos o parásitos débiles de un amplio grupo de plantas, pero en general, ha sido más documentada su presencia como endófitos no patógenos.

Así mismo, en las raíces de mangles se han aislado hongos endófitos que son generalmente marinos o de agua dulce (hiphomyces), pero también se han

encontrado otros que son típicamente terrestres. Ananda y Sridhar (2002) estudiaron la estructura de la comunidad y la diversidad de hongos asociados a fragmentos de raíces de *Acanthus ilicifolius*, *Avicennia officinalis*, *Rhizophora mucronata* y *Sonneratia caseolari* esterilizados superficialmente, encontrando la presencia de hongos principalmente terrestres, lo que sugiere que adquirieron el hábito de colonizadores como estrategia de adaptación a los hábitats de manglar, ya que las raíces de éstos les confieren protección contra las condiciones adversas del ecosistema, lo que favorece una competencia exitosa con los hongos saprófitos que descomponen las raíces senescentes.

Aparte de la asociación endofítica neutra, en los manglares pueden encontrarse hongos en asociaciones simbióticas como los líquenes (Hyde *et al.*, 1998). Adicionalmente, se han encontrado hongos solubilizadores de fosfatos y hongos formadores de micorrizas arbusculares, que participan activamente en el ciclo de estos nutrientes en los manglares, tal como se describe a continuación.

Solubilización de fosfatos

La solubilización de compuestos complejos de fósforo (como los fosfatos de calcio, hierro y aluminio) realizada por ciertas especies de bacterias y hongos contribuye a la regeneración de nutrientes en el ecosistema del manglar, porque los hace disponibles para las plantas y para otros microorganismos allí presentes. La actividad solubilizadora de aislamientos fúngicos procedentes del manglar ha sido detectada en cepas como *Aspergillus candidus* (Prabhakaran *et al.*, 1987), a las cuales se les ha evaluado la presencia de exoenzimas hidrolíticas producidas *in vitro* para solubilizar fosfato de calcio. También se ha determinado que dicha actividad presenta una correlación negativa altamente significativa con la salinidad (aún para aislamientos considerados con buena actividad solubilizadora), encontrando que existen límites diferenciales de tolerancia a la salinidad que afectan el crecimiento y la actividad de las cepas de hongos solubilizadores de fosfatos obtenidos a partir de bosques de manglar en las costas de la India (Sengupta y Chaudhuri, 1990).

En los bosques de manglar de América los informes sobre dicha actividad son escasos. Vázquez *et al.* (2000) realizaron aislamientos a partir de la rizósfera de *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* y, aunque la mayoría de los aislamientos obtenidos con alguna capacidad para solubilizar fosfatos fueron de bacterias, también encontraron una cepa del hongo deuteromycete *Aspergillus niger*, que es una especie terrestre con reconocida capacidad de solubilizar fosfatos. La cepa aislada presentó niveles de solubilización similares a los registrados para los aislamientos en ecosistemas terrestres, que fueron mayores a los de cualquiera de las especies bacterianas obtenidas.

Así mismo, Galindo *et al.* (2006) cuantificaron la actividad solubilizadora *in vitro* de hongos encontrados en raicillas de plántulas de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* colectadas en bosques de manglar de la costa Caribe colombiana. El hongo, identificado como *Penicillium* sp., fue inoculado en las raíces de plántulas de patilla (*Citrullus vulgaris*) y mangle (*A. germinans* y *R. mangle*) en vivero, encontrando un efecto positivo de estimulación de crecimiento en parámetros como longitud del tallo en las plantas de patilla y los propágulos de *A. germinans* tratados con el inóculo.

Hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA)

Aunque la importancia de los hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA) para el transporte de nutrientes hacia las plantas hospederas y el beneficio que esto conlleva sobre su crecimiento y productividad ha sido ampliamente demostrado en ecosistemas naturales y agrícolas de todo el mundo, la presencia e importancia de estos hongos en ecosistemas acuáticos de agua salada es fragmentaria. Uno de los primeros informes sobre la presencia de HFMA en ecosistemas marinos fue realizado en 1928 por Mason, quien trabajó con HFMA nativos de marismas saladas inglesas. Desde entonces se han registrado diferentes plantas halófitas asociadas con HFMA en marismas y manglares, relacionando su presencia con el potencial para aumentar la toma de oxígeno y la resistencia al estrés por salinidad de la planta hospedera (revisado por Hyde *et al.*, 1998).

Sengupta y Chaudhuri (2002) estudiaron 31 especies de plantas entre árboles de manglar, plantas asociadas y 23 especies de flora transportada, en una comunidad de plantas de manglar en la parte terminal del estuario ribereño del Ganges en la India, para examinar la asociación con HFMA, encontrando que todos los miembros dominantes de la comunidad de plantas del manglar presentaron HFMA. Observaron además que muchas de las familias conocidas como no micotróficas (excepto la Cyperaceae) mostraron asociación con HFMA, con hifas intracelulares y vesículas como las estructuras endófitas más evidentes, aunque la intensidad de la colonización con HFMA varió dependiendo de la especie y de las condiciones particulares del lugar de ocurrencia, siendo más intensa y más extensiva en plantas como *Avicennia* sp. en los manglares con menor salinidad e inundación.

Cabe resaltar que el papel funcional de estos hongos para los manglares no pudo ser probado debido a las dificultades experimentales implícitas para su cultivo artificial, aunque la evidencia estructural y circunstancial obtenida por Sengupta y Chaudhuri (2002) puede justificar que se le asigne un papel importante en el sentido ecológico para la comunidad de manglares y otras plantas halófitas

en el ecosistema. Como para otros tipos de hongos habitantes de ecosistemas de manglar, la salinidad y la inundación estuvieron negativamente relacionadas con la micorrización en los manglares estudiados y, como se mencionó anteriormente, una observación importante realizada en este trabajo es la presencia de HFMA en raíces de plantas que pertenecen a familias típicamente catalogadas como no micorrícicas (Chenopodiaceae, Amarantaceae, Aizoaceae), lo que lleva a sugerir que factores de estrés en el ambiente podrían predisponer a plantas que en otras circunstancias serían independientes de la colonización con HFMA.

En otro trabajo realizado en Great Nicobar (isla continental situada en la bahía de Bengala, India) se tomaron muestras rizosféricas de plantas de manglar para determinar la presencia de HFMA y bacterias solubilizadoras de fosfatos (Kothamasi *et al.*, 2006). Se encontraron cinco especies de HFMA pertenecientes al género *Glomus*, con un porcentaje de colonización entre 0 y 17 %, ubicadas en muchos casos en la corteza aerenquimatosa de las plantas, en donde existe una mejor oxigenación que favorece el desarrollo del hongo simbiote.

A pesar que entre las plantas que se encontraron colonizadas estaban los árboles de mangle *Rhizophora mucronata*, *Bruguiera gymnorrhiza*, *Sonneratia acida*, *Rhizophora stylosa* y *Nypa fruticans*, Kothamasi *et al.* (2006) también consideran que la presencia de HFMA en sus raíces puede tener una explicación diferente a la protección de la planta en condiciones de estrés salino, ya que estos árboles han desarrollado diferentes estrategias para mantener la sal fuera de los tejidos. Sin embargo, resulta claro que a pesar de la evidencia obtenida en campo con respecto a la presencia de HFMA en las raíces de árboles de mangle y otras plantas asociadas para determinar hasta qué punto estos hongos están presentes en las plantas desarrollando una simbiosis funcional, harían falta ensayos en condiciones controladas en donde se compare el avance en la colonización y la influencia de la misma en plántulas de mangle inoculadas con HFMA, con respecto a plántulas no inoculadas.

Además de los trabajos realizados en la India, los informes de HFMA en ecosistemas de manglar tropicales del nuevo mundo no han sido publicados. Trabajos recientes realizados por nuestro grupo de investigación procesando muestras provenientes del Valle de los Cangrejos (La Guajira, Colombia) han demostrado que si bien es posible encontrar esporas en el sustrato y colonización de las raíces de *Rhizophora mangle*, dicha colonización es escasa, por lo cual es necesario verificar si la colonización se comporta como una verdadera simbiosis (resultados no publicados). Cabe anotar que son muy escasos los registros en este sentido y que aún cuando se observó un desarrollo discreto de la colonización, éste puede constituir el inicio de un desarrollo de la simbiosis, debido a las condiciones

especiales que se desarrollan en estos ecosistemas. Por ejemplo, Juniper y Abbott (1993) determinaron que la germinación de las esporas y el crecimiento subsecuente de la hifa de algunos HFMA se reduce conforme aumenta la concentración de sales en suelos agrícolas, por lo cual se podría pensar que esto puede ser un indicio de un posible efecto deletéreo sobre los HFMA bajo las condiciones salinas presentes en los manglares. De igual forma, se ha afirmado que el desarrollo de los HFMA es más exitoso en suelos bien aireados, ya que éstos se encuentran pobremente adaptados a las condiciones de ambientes inundados, en donde el oxígeno es limitado. Adicionalmente, en los sistemas inundados, los niveles de fósforo soluble disponible en el agua se incrementan en gran medida conforme el sedimento se reduce y se ha registrado en diferentes trabajos que la colonización por HFMA se desarrolla pobremente en sustratos en donde el fósforo se encuentra en niveles altos (Dalpe y Monreal, 2003).

No obstante, los HFMA que se han registrado asociados a plantas habitantes de ambientes salobres y salados pueden haber desarrollado mecanismos para sortear el efecto adverso del ambiente. A través de una estrategia de escape, por ejemplo, estos hongos pueden proliferar en dichos ambientes de manera estacional durante los periodos secos o en las regiones más altas en donde el agua salina superficial se encuentra ausente. Los HFMA también pueden estar restringidos a las capas de suelo superficiales más oxidadas (0 - 10 cm), dado que los sedimentos son típicamente más reducidos con el incremento de la profundidad y puede ser más improbable que puedan soportar raíces con HFMA. De otro lado, en los suelos inundados, los HFMA podrían alterar su morfología y tener una formación diferencial de vesículas, hifas, espirales, esporas y arbusculos. Se ha observado que estos últimos se encuentran ausentes en plantas habitantes de terrenos inundados, posiblemente debido al bajo potencial redox de los mismos, generando una pregunta esencial: ¿se encuentran los HFMA formando una simbiosis funcional en los ecosistemas acuáticos? (revisado por Brown y Bledsoe, 1996).

Perspectivas

A pesar de los avances y las inmensas contribuciones realizadas al conocimiento de la biodiversidad fúngica en ecosistemas marinos y en particular en bosques de manglar realizadas en años recientes, aún existen áreas del conocimiento acerca de la ecología de los hongos de manglar que deben explorarse con mayor profundidad. Tal es el caso de las técnicas de cuantificación de la abundancia de los hongos, que se pueden ampliar utilizando herramientas moleculares como la cuantificación de ADN ribosomal 18S, entre otras, permitiendo incluir estudios

de hongos no cultivables y las actividades de las enzimas extracelulares fúngicas, en especial las relacionadas con otros procesos diferentes a la descomposición de madera, que ya ha sido explorada. Cabe resaltar que Hyde y Lee (1995) ya habían realizado sugerencias similares en las primeras revisiones del tema, lo que pone en evidencia un avance pausado de la investigación en este campo. También se requiere profundizar en investigaciones orientadas a estudiar el efecto de los disturbios derivados de la contaminación sobre los hongos marinos, constituyendo así una forma de utilizarlos como posibles indicadores ambientales del estado de conservación o degradación de los ecosistemas costeros, en especial con hongos perennes como los basidiomycetes poliporales.

Con respecto a las metodologías de muestreo utilizadas para la adquisición de aislamientos en campo, Jones (2000) puntualiza que aún se requieren estudios que enfatizan en los protocolos de muestreo, en un intento por unificar las técnicas usadas. De esta forma se podrían facilitar las generalizaciones entre ecosistemas de diferentes lugares geográficos. En cuanto a la presencia de enfermedades causadas por hongos en los bosques de manglar, Gilbert *et al.* (2002) resaltan que aún no se han descrito los efectos de las enfermedades sobre la dinámica de las poblaciones de plantas y dichos estudios son necesarios para entender su papel en la estructura y la dinámica de los bosques de mangle.

De otro lado, resulta evidente que los trabajos realizados hasta el momento con HFMA en manglares son esencialmente estudios exploratorios de campo y hace falta un mayor número de trabajos en condiciones controladas que permitan establecer el verdadero papel que tiene este grupo de hongos en dichos ecosistemas, para determinar hasta qué punto pueden o no estar involucrados en una verdadera relación simbiótica con la planta hospedera. La experimentación en condiciones controladas puede orientarse hacia la manera tradicional de trabajo con HFMA, realizando experimentos *in vivo* con plantas hospederas en invernaderos y viveros. Adicionalmente, Brown y Bledsoe (1996) consideran que lo más importante es tener un conocimiento adecuado de las propiedades edáficas específicas que gobiernan los ecosistemas acuáticos para estimular las condiciones apropiadas para la experimentación, pero también puede introducirse la utilización de técnicas más avanzadas que faciliten el estudio del hongo simbiote de manera independiente de la planta hospedera, como el cultivo *in vitro* de HFMA, que ya se ha estandarizado para diferentes cepas de HFMA de origen terrestre (Declerck *et al.*, 2005).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Wahab, M. 2005. Diversity of marine fungi from Egyptian Red Sea mangroves. *Bot. Mar.*, 48: 348–355.
- Aisyah, S. y E. Gareth. 2000. Vertical distribution of marine fungi on *Rhizophora apiculata* at Morib mangrove, Selangor, Malaysia. *Mycoscience*, 41: 431–436.
- Ananda, K. y K. Sridhar. 2002. Diversity of endophytic fungi in the roots of mangrove species on the west coast of India. *Can. J. Microbiol.*, 48: 871–878.
- Blum L., A. Mills, J. Zieman y R. Zieman. 1988. Abundance of bacteria and fungi in seagrass and mangrove detritus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 42: 73–78.
- Brown, A. y C. Bledsoe. 1996. Spatial and temporal dynamics of mycorrhizas in *Jaumea carnosa*, a tidal saltmarsh halophyte. *J. Ecol.*, 84 (5): 703–715.
- Christophersen C., O. Crescente, J. Frisvad, L. Gram, J. Nielsen, P. Nielsen y L. Rahbæk. 1999. Antibacterial activity of marine-derived fungi. *Mycopathologia*, 143: 135–138.
- Dalpe, Y. y M. Monreal. 2003. Arbuscular mycorrhiza inoculum to support sustainable cropping systems. *Crop Management*, 10: 1094–1104.
- Declerck, S., D. G. Strullu y J. A. Fortin. 2005. *In vitro* culture of mycorrhizas. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemania. 418 p.
- Galindo, T., J. Polanía, J. Sánchez, N. Moreno, J. Vanegas y G. Holguín. 2006. Efecto de inoculantes microbianos sobre la promoción de crecimiento de plántulas de mangle y plantas de *Citrullus vulgaris* San Andrés isla, Colombia. *Acta Biol. Colomb.*, 11 (1): 83–97.
- Gareth, E. y M. Abdel-Wahab. 2005. Marine fungi from the Bahamas Islands. *Bot. Mar.*, 48: 356–364.
- Gilbert, G. y W. Sousa. 2002. Host specialization among wood-decay polypore fungi in a Caribbean mangrove forest. *Biotropica*, 34 (3): 396–404.
- Gilbert, G., M. Mejía-Chang y E. Rojas. 2002. Fungal diversity and plant disease in mangrove forests: salt excretion as a possible defence mechanism. *Oecología*, 132: 278–285.
- Hyde, K. 1989. Ecology of tropical marine fungi. *Hydrobiología*, 178: 199–208
- Hyde, K. y S. Lee. 1995. Ecology of mangrove fungi and their role in nutrient cycling: what gaps occur in our knowledge? *Hydrobiología*, 295: 107–118.
- Hyde, K., E. Gareth, E. Leanä, S. Pointing, A. Poonyth y L. Vrijmoed. 1998. Role of fungi in marine ecosystems. *Biodiversity Cons.*, 7: 1147–1161.
- Jones, E. 1988. Do fungi occur in the sea? *The Mycologists*, 2: 150–157.
- Jones, E. 2000. Marine fungi: some factors influencing biodiversity. *Fungal Divers.*, 4: 53–73.
- Juniper, S. y L. Abbott. 1993. Vesicular-arbuscular mycorrhizas and soil salinity. *Mycorrhiza*, 4 (2): 45–57.
- Kathiresan, K. 2003. Polythene and plastic-degrading microbes in an Indian mangrove soil. *Rev. Biol. Trop.*, 51 (3-4): 629–633.
- Kothamasi, D., S. Kothamasi, A. Bhattacharyya, R. Chander y C. Babu. 2006. Arbuscular mycorrhizae and phosphate solubilising bacteria of the rhizosphere of the mangrove ecosystem of Great Nicobar island, India. *Biol. Fertil. Soils*, 42: 358–361.
- Lin, X., Y. Huang, M. Fang, J. Wang, Z. Zheng, y W. Su. 2005. Cytotoxic and antimicrobial metabolites from marine lignicolous fungi, *Diaporthe* sp. *FEMS Microbiol. Lett.*, 251: 53–58.
- Liu X., F. Xu, Y. Zhang, L. Liu, H. Huang, X. Cai, Y. Lin y W. Chanb. 2006. Xyloketal H from the mangrove endophytic fungus *Xylaria* sp. 2508. *Rus. Chem. Bull., Int. Ed.*, 55 (6): 1091–1092.

- Manoharachary, C., K. Sridhar, R. Singh, A. Adholeya, T. Suryanarayanan, S. Rawat y B. Johri. 2005. Fungal biodiversity: Distribution, conservation and prospecting of fungi from India. *Curr. Sci.*, 89 (1): 58-71.
- Mason, E. 1928. Note on the presence of mycorrhiza in the roots of salt marsh plants. *New Phytol.*, 27: 193-195.
- Miyazaki, Y., M. Hiraide y H. Shibuya. 2007. Molecular cloning of functional genes for high growth-temperature and salt tolerance of the basidiomycete *Fomitopsis pinicola* isolated in a mangrove forest in Micronesia. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 71 (1): 273-278.
- Nakagiri, A., I. Okane y I. Tadayoshi. 1998. Zoosporangium development, zoospore release and culture properties of *Halophytophthora mycoparasitica*. *Mycoscience*, 39 (3): 223-230.
- Okane, I., A. Nakagiri y T. Ito. 2001. *Surculiseries rugispora* gen. et sp. nov., a new endophytic mitosporic fungus from leaves of *Bruguiera gymnorhiza*. *Mycoscience*, 42: 115-122.
- Prabhakaran, N., R. Gupta y M. Krishnankutty. 1987. Fungal activity in Mangalvan: An estuarine mangrove ecosystem. 458-463. En: Nair, N. B. (Ed.). *Proc. Natl. Sem. Est. Manag. Trivandrum, India*.
- Rai, J. N. y H. J. Chowdhery. 1978. Microfungi from mangrove swamps of West Bengal, India. *Geophytology*, 8 (1): 103-110.
- Rai, J., J. Tewari y K. Mukerji. 1969. Mycoflora of mangrove mud. *Mycopathologia*, 38 (1-2): 17-31.
- Sadaba, R. B., L. L. P. Vrijmoed, E. B. G. Jones y I. J. Hodgkiss. 1995. Observations on vertical distribution of fungi associated with standing senescent *Acanthus ilicifolius* stems at Mai Po Mangrove, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 295 (1-3): 323-333.
- Sengupta, A. y S. Chaudhuri. 1990. Vesicular arbuscular mycorrhiza (VAM) in pioneer salt marsh plants of the Ganges River delta in West Bengal (India). *Plant and Soil*, 122 (1): 111-113.
- Sengupta, A. y S. Chaudhuri. 2002. Arbuscular mycorrhizal relations of mangrove plant community at the Ganges river estuary in India. *Mycorrhiza*, 12: 169-174.
- Steinke, T. D. 2000. Mangrove fungi on dead propoots of *Rhizophora mucronata* at three localities in South Africa. *S. Afr. J. Bot.*, 66 (2): 91-95.
- Tan, T., C. Teng y E. Jones. 1995. Substrate type and microbial interactions as factors affecting ascocarp formation by mangrove fungi. *Hydrobiologia*, 295: 127-134.
- Vázquez, P., G. Holguín, M. Puente, A. López-Cortés y Y. Bashan. 2000. Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biol Fertil. Soils*, 30: 460-468.
- Venkateswara, V., K. Hyde y B. Vittal. 2001. Frequency of occurrence of mangrove fungi from the east coast of India. *Hydrobiologia*, 455: 41-53.
- Wier, A., T. Tattar y E. Klekowski. 2000. Disease of red mangrove (*Rhizophora mangle*) in Southwest Puerto Rico caused by *Cytospora rhizophorae*. *Biotropica*, 32 (2): 299-306.
- Yuan, K. P., L. L. Vrijmoed y M. G. Feng. 2005. Survey of coastal mangrove fungi for xylanase production and optimized culture and assay conditions. *Wei Sheng Wu Xue Bao*, 45 (1): 91-6.

FECHA DE RECEPCIÓN: 26/10/07

FECHA DE ACEPTACIÓN: 10/02/09



VELOCIDAD DE DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA EN DIFERENTES SUSTRATOS DE MANGLAR DURANTE LA ÉPOCA DE LLUVIAS EN SAN ANDRÉS ISLA, CARIBE COLOMBIANO*

Omar Sierra-Rozo¹, José Ernesto Mancera Pineda¹ y Adriana Santos-Martínez²

¹ Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, Instituto de Estudios Caribeños, Departamento de Biología, San Andrés isla, San Luis Free Town No. 52-44. oasierrar@unal.edu.co (O.S.R); jemancerap@unal.edu.co (J.E.M).

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

RESUMEN

La degradación de la hojarasca de manglar fue estudiada en diferentes sustratos de tres humedales de manglar en San Andrés isla, Caribe colombiano, durante la temporada de lluvias. Las tasas de descomposición de *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn. (mangle blanco) y *Avicennia germinans* (L.) L. (mangle negro) fueron medidas en bolsas tipo malla. Algunas bolsas fueron dispuestas bajo el suelo, otras sumergidas en el agua y otras sobre la superficie del suelo. Dos humedales del estudio fueron de borde y uno interno. Algunos factores fisicoquímicos que influyen sobre la descomposición de la materia orgánica vegetal fueron evaluados. El modelo de regresión que mejor se ajustó al comportamiento de descomposición fue el simple de raíz cuadrada. La interacción del tiempo con factores bióticos y abióticos determinó la pérdida de biomasa foliar. Las mayores tasas de degradación se obtuvieron en humedales de borde; microambientes acuáticos y edáficos húmedos, sobre la especie *A. germinans* y en los lugares con macrofauna consumidora asociada. En las etapas tempranas de descomposición se presentó la mayor velocidad de degradación. En general, el menor porcentaje de biomasa remanente después de 15 semanas de incubación lo presentó *A. germinans* (10 %), respecto a *R. mangle* (29 %) y *L. racemosa* (28 %). Con base en los resultados obtenidos y aquellos de trabajos previos relacionados con las tasas de producción de hojarasca en los mismos humedales de estudio, se propone un modelo básico conceptual-cuantitativo de la dinámica producción-descomposición de hojarasca en San Andrés isla.

PALABRAS CLAVE: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, Descomposición, Hojarasca.

* Trabajo presentado en el XVIII Seminario Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar "Las ciencias y las tecnologías marinas al servicio del país". Mayo 20 al 23 de 2008. San Andrés isla, Colombia.

ABSTRACT

Velocity of litter decomposition in different mangrove substrates during the rainy season in San Andrés Island, Colombian Caribbean. Litter degradation was studied in various substrates of three mangrove wetlands in San Andrés Island, Colombian Caribbean, during the rainy season. Decomposition rates of *Rhizophora mangle* L. (red mangrove), *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn. (white mangrove) and *Avicennia germinans* (L.) L. (black mangrove) were measured in mesh bags. Some bags were placed below ground, other submerged in water, and other on the ground. Two sites in the study were fringe wetlands and the other one was an inland wetland. Some physical-chemical factors influencing the decomposition of vegetal organic matter were evaluated. The best regression model fitted to the degradation trends was the single square root. The interactions of time with biotic and abiotic factors determined the loss of weight from leaves. The faster degradation rates were obtained in fringe wetlands; aquatic and moisten edaphic environments; on *A. germinans*; and at the sites with associated consumer macrofauna. The fastest velocities were presented in the early stages of decomposition. In general, the smaller average percentage of remaining biomass after 15 weeks of incubation was presented by *A. germinans* (10 %), respect to *R. mangle* (29 %) and *L. racemosa* (28 %). By means of the results obtained and those one related with the rates of litter production in the same wetlands in study, a basic conceptual-quantitative model of litter production-decomposition dynamic in San Andrés Island is proposed.

KEY WORDS: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, Decomposition, Litter.

INTRODUCCIÓN

Los manglares son agrupaciones de árboles y arbustos que dominan las zonas intermareales a lo largo de las líneas de costa, los estuarios y las islas en regiones tropicales y subtropicales del mundo (Middleton y McKee, 2001). Los humedales de manglar son ecosistemas altamente productivos, poseen una elevada tasa de producción primaria y además exportan materia orgánica a destinos variados sirviendo de sustrato para el desarrollo de diversos microorganismos (Mancera, 2003). La necromasa de origen aéreo del manglar es el elemento más importante respecto a la relación energética del manglar con el mar y los biomas vecinos. Al caer las hojas, una porción se mezcla con el fango y otra es exportada por la acción de las corrientes superficiales que generan las mareas, al tiempo que se constituyen en restos orgánicos importantes que se integran al ciclo de materia a través del proceso de descomposición (Escallón y Rodríguez, 1986). La cantidad de energía y materia orgánica exportada depende de las tasas de degradación de la hojarasca, la cual a su vez depende del grado y frecuencia de la inundación mareal, factores climáticos y edáficos y de la presencia o ausencia de fauna consumidora de hojarasca dentro de los humedales (Boonruang, 1978). Por tanto, la dinámica de la degradación de la hojarasca puede variar geográficamente entre sitios y tipos de

humedales. Además, las tasas de descomposición varían significativamente entre especies vegetales, según la anatomía y composición química foliar (particularmente, las concentraciones de lignina y nutrientes) (Tam *et al.*, 1998). Tal variación debe considerarse al desarrollar modelos pertinentes de cadenas alimentarias para los humedales de manglar (Robertson, 1988).

La composición de la turba de manglar respecto a la proporción relativa de hojas, madera y raíces da pautas sobre la pedogénesis del humedal de manglar. Se han hallado bajas proporciones de escombros aéreos respecto a los de las raíces en algunas turbas de manglar (Spackman *et al.*, 1966). Sin embargo, las hojas pueden ser un aporte significativo de materia orgánica al suelo (Lacerda *et al.*, 1995). La diferencia proporcional puede deberse a la variación en las tasas de degradación relativas de los tejidos de manglar dentro y entre humedales de manglar causadas por diferencias en factores bióticos y abióticos (Middleton y McKee, 2001).

Las islas con formaciones de manglar proveen un escenario ideal para el estudio de la degradación y la importancia relativa que la acumulación de materia orgánica tiene sobre la formación del suelo (Middleton y McKee, 2001). Cuando las islas son lejanas a las costas continentales, los ingresos alóctonos de sedimentos minerales son limitados (Macintyre *et al.*, 1995) y la autoacumulación de sustrato es lenta. Exámenes de la composición edáfica del ecosistema de manglar revelan que el sustrato es primordialmente turba y que la contribución de la materia orgánica es clave para la acreción vertical, la estabilidad de hábitats (Cahoon y Lynch, 1997) y el mantenimiento de los humedales de manglar con respecto al nivel del mar (Cameron y Palmer, 1995). Para que la acumulación de sustrato se dé, la tasa de pérdida de materia orgánica en el sistema debe ser menor que la de producción de biomasa (Glaser, 1987).

La alta producción de los manglares tradicionalmente se ha explotado con una amplia variedad de propósitos, tales como fuentes de recursos forestales y de pesca y como espacio de colonización humana (Farnsworth y Ellison, 1997). Más recientemente, estos humedales han sido extensivamente talados y reemplazados por pozos de acuicultura para el cultivo de langosta (Primavera, 2005) y de camarón. El desarrollo turístico y la apertura de vías también han afectado negativamente estos humedales. Se estima que éstos y otros usos de consumo, ocasionan la reducción anual del 1 % de los recursos mundiales de manglar tropical (Hatcher *et al.*, 1989). Tal reducción puede alterar las tasas de producción o pérdida de materia orgánica (Middleton y McKee, 2001).

Son abundantes los estudios de descomposición de hojarasca en manglares, especialmente en las regiones tropicales de Australia (Queensland), EE. UU. (Florida), Tailandia y Malasia (Tam *et al.*, 1998). La mayoría de la información publicada es sobre géneros como *Rhizophora* y *Avicennia* (Tam *et al.*, 1998), mientras que otros como *Laguncularia* poseen escasa información. Suramérica sólo cuenta con estudios

realizados en Brasil con *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* y *Laguncularia racemosa* (Sessegolo y Lana, 1991) y en Ecuador con *Rhizophora* spp. (Twilley *et al.*, 1997).

El diseño de experimentos sobre descomposición y la elaboración de inventarios locales que resulten en una síntesis informativa general, permitiría desarrollar modelos conceptuales y numéricos del proceso de descomposición de la hojarasca, la pedogénesis y el almacenamiento de carbono y nutrientes en los ecosistemas (Harmon *et al.*, 1999). El presente estudio responde a la necesidad de emprender investigaciones en el neotrópico que midan y analicen el proceso de la descomposición de la hojarasca en islas carentes de ríos y cuyo único ingreso de materia es autóctono, lo cual trae serias implicaciones en la formación del suelo y la estabilidad de los hábitats insulares. El potencial de hundimiento de los manglares en las zonas costeras es primariamente determinado por factores locales relativos al nivel del mar y el nivel del suelo litoral, la geomorfología costera, el aporte de sedimentos y la frecuencia de fuertes tormentas (Gornitz, 1995). La conservación de los humedales de manglar es estratégica en los lugares que están sometidos potencialmente al embate de disturbios naturales, como las islas del Caribe, dado que estas formaciones vegetales protegen las costas contra procesos erosivos, mitigan el efecto de vientos y mareas y actúan como barrera física protectora del impacto de huracanes resguardando el interior de las islas (Alongi, 2002).

Se presentan los resultados de un experimento de campo sobre la descomposición de la hojarasca de manglar usado para obtener las tasas de degradación dadas principalmente por lixiviación y acción de microorganismos y también por el efecto fragmentador de algunos macroorganismos edáficos, en diferentes sustratos de distintos humedales de manglar. A su vez se comparan tres importantes especies de manglar en el Caribe insular colombiano, el cual carece de estudios enfocados primariamente a la dinámica de la descomposición de la hojarasca. Además, se midieron semanalmente los cambios en algunas variables fisicoquímicas en cada sitio de estudio. Los resultados dan pautas acerca del recambio de materia orgánica y sobre los patrones y procesos que controlan la pedogénesis en humedales de manglar de las islas caribeñas. Aunque esta investigación es sitio-específica, los resultados proveen conocimientos valiosos para la orientación de proyectos de restauración o rehabilitación ecológica en ecosistemas de manglar caribeños.

ÁREA DE ESTUDIO

La isla de San Andrés pertenece al archipiélago colombiano San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Reserva de la Biosfera SEAFLOWER). La isla se

localiza en el mar Caribe (Fig. 1) al sur-oeste del archipiélago entre 12°28' y 12°36' N y 81°40' y 81°44' W, a unos 240 Km de la costa centroamericana (IGAC, 1986). Su área es de 27 Km² (IGAC, 1992). La constitución geológica fundamental de la isla es de basamento volcánico del mioceno que yace bajo grandes depósitos de arena y lodo calcáreo consolidados en caliza maciza y una capa más blanda denominada caliche. La plataforma marina del costado oriental es de poca profundidad y se amplía hasta los arrecifes coralinos que la rodean, conformando una barrera contra el fuerte oleaje del mar abierto. Sobre esta terraza submarina se han depositado fragmentos de corales, algas coralinas, erizos y otros animales originando arenas calcáreas (Hubach, 1956). En el costado occidental es abrupto el contacto tierra-mar formándose acantilados que reflejan la fuerte erosión marina (IGAC, 1986).

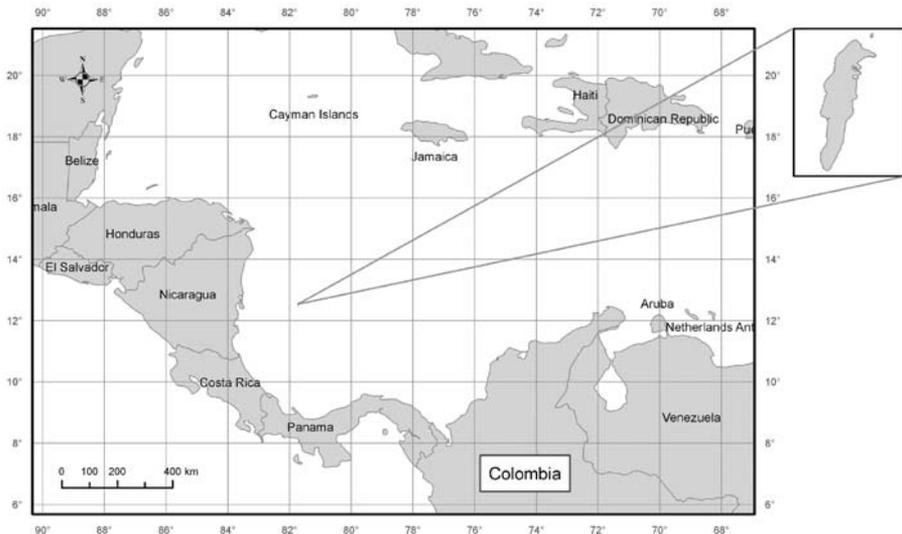


Figura 1. Mar Caribe colombiano, archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Fuente: Modificado de Universidad Nacional de Colombia, 2006. Elaborado por LabSI INVEMAR.

La isla se sitúa en la zona de transición entre los trópicos húmedos y secos, sin embargo, la influencia de los vientos Alisios mitiga el clima seco y cálido (Márquez *et al.*, 2006). Según IDEAM (1995), la temperatura media anual es de 27.4 °C, con valores máximos entre 29 °C y 30 °C durante mayo y junio y mínimos entre 25.5 °C y 26.0 °C de diciembre a febrero. El régimen pluviométrico es monomodal (IDEAM, 1995). La precipitación anual promedio es de 1797.8 mm, distribuidos en un período seco (enero-abril), un período de lluvias moderadas (mayo-julio) y un período con máximos pluviométricos (octubre-diciembre) durante el cual se

registra el 80 % de las lluvias anuales (IDEAM, 1995). No existen corrientes de agua permanentes, sino la formación de depósitos de agua subterráneos alimentados por las lluvias, pantanos y charcas que fluctúan su nivel de modo considerable según la época del año (Barriga *et al.*, 1969; IGAC, 1986).

Los manglares en la isla, ocupan una extensión aproximada de 96.98 Ha (García y Gaviria, 1996). Al costado este (sotavento) se hallan seis zonas de manglar, las cuales crecen como rodales aislados y de escasa cobertura (Fig. 2). Al oeste de la isla solamente hay un parche de manglar. Los humedales considerados en este estudio son:

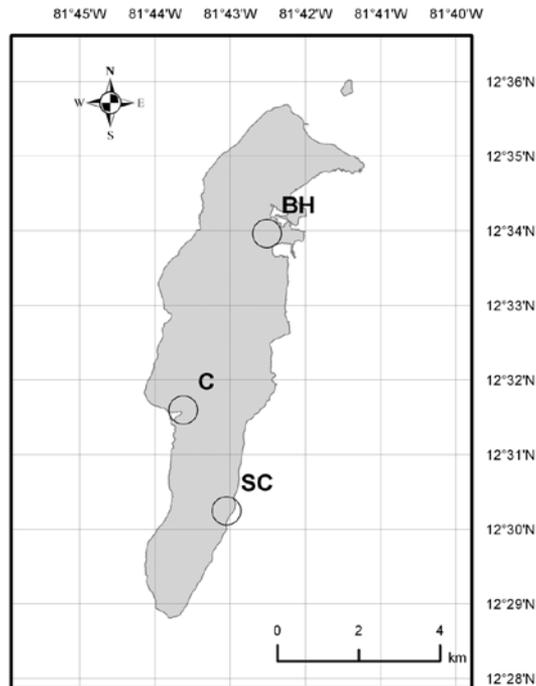


Figura 2. Localización de los humedales de manglar en la isla de San Andrés (en círculos). BH: Bahía Hooker; SC: Smith Channel; C: El Cove. Fuente: Modificado de Universidad Nacional de Colombia, 2006. Elaborado por LabSI INVEMAR

1) Bahía Hooker (N 12°33.962', W 81°42.511'; 34.4 Ha), ubicado al nororiente de la isla. Es un hábitat de borde asociado al litoral arenoso, sus suelos son arenosos y fangosos; las especies de manglar presentes son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*; la dominancia relativa (DR) para *R. mangle* y *A. germinans* es de 37 % y para *L. racemosa* de 26 %; el índice de importancia relativa (IVI) es *R. mangle* > *A. germinans* > *L. racemosa*; la altura

promedio de los árboles del manglar es de 5.1 m; el promedio del diámetro a la altura del pecho (DAP) es de 18.7 cm; el promedio del diámetro de copa (DC) es de 2.9 m; la densidad total es de 130 individuos/0.1 Ha; y tiene un área basal total de 5.82 m²/0.1 Ha. La producción de hojarasca es: *R. mangle* (705.9 g/m²/año), *L. racemosa* (379.3 g/m²/año), y *A. germinans* (701.7 g/m²/año). La bahía en su mayor parte está bordeada por *R. mangle*; el interior consta de la mezcla de las tres especies de manglar. Bahía Hooker es el humedal menos desarrollado de la isla, y presenta moderada contaminación por hidrocarburos (García y Gaviria, 1996).

2) Smith Channel (N 12°30.244', W 81°43.051'; 17.8 Ha), localizado al suroriente de la isla. Este rodal de hábitat interno se halla aislado del mar por una carretera y playa arenosa, posee sedimentos oscuros y consistentes; cuenta con *L. racemosa* y *R. mangle*; la DR para las dos especies es del 50 %, pero el IVI es más alto para *R. mangle*; la altura promedio de los árboles del manglar es de 12.8 m, el promedio del DAP es de 46.4 cm, el DC promedio es de 5.2 m, la densidad total es de 24 individuos/0.1 Ha; y tiene un área basal total de 4.3 m²/0.1 Ha. La producción de hojarasca es: *R. mangle* (683.8 g/m²/año) y *L. racemosa* (746.4 g/m²/año). El humedal no presenta zonación de las especies de manglar (García y Gaviria, 1996).

3) El Cove (N 12°31.597', W 81°43.625'; 1.2 Ha). Es el único parche de manglar sobre el costado occidental de la isla (García y Gaviria, 1996). Es un hábitat de borde en contacto con el litoral rocoso, sus sedimentos son lodosos y de color tabaco; *R. mangle* es la única especie presente; la altura promedio de los árboles del manglar es de 7.6 m; el DAP promedio es de 24.1 cm; el DC promedio es de 3.47 m; la densidad total es de 85 individuos/0.1 Ha; y tiene un área basal total de 5.10 m²/0.1 Ha. La producción de hojarasca es de 700.0 g/m²/año. Este humedal está alimentado por un drenaje casi permanente (Cove Gully), que contribuye al aporte hídrico de la zona (García y Gaviria, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se estudió la descomposición de la hojarasca de manglar siguiendo la técnica de la bolsa de hojarasca (*litterbag*), propuesta por Harmon *et al.* (1999). De cada una de las especies de manglar pertenecientes a cada humedal de estudio, se colectaron hojas senescentes a finales de septiembre de 2006, procurando que estuvieran completas y que hicieran parte de la fronda. Estas hojas se secaron al aire por una semana, y muestras de 5 g (+/- 0.15 g) de cada especie fueron empacadas en bolsas de nylon tipo malla (10 x 20 cm) con un ojo de malla de 0.4 cm, el cual limita

el acceso de organismos de mayor tamaño al material en descomposición. Cada bolsa representó una unidad experimental (UE) y contó con tres réplicas. Cantidades adicionales de 5 g para cada especie fueron secadas a 55 °C hasta alcanzar el peso seco constante y con él establecer la conversión inicial de masa seca al aire a masa seca en horno.

Durante la primera semana de octubre de 2006, en cada uno de los humedales de colecta, se dispusieron las UE de forma equidistante y aleatoria en tres sustratos de descomposición diferentes: suspendidas en el agua (sustrato agua), enterradas diagonalmente en el suelo (sustrato suelo) y sobre el suelo del humedal (sustrato superficie). Constituyéndose así cada tratamiento por humedal, especie, y sustrato de descomposición. 324 UE se ubicaron en Bahía Hooker, 216 en Smith Channel y 108 en El Cove. En B. Hooker y en S. Channel las muestras del sustrato agua se colocaron en lagunas internas del humedal, mientras que en El Cove las muestras se dejaron sumergidas en el mar. Semanalmente y durante las primeras seis semanas (octubre-noviembre) se recogieron al azar, tres UE de cada tratamiento, posteriormente tal colecta se realizó cada dos semanas hasta completar 15 semanas de incubación de las muestras en campo (noviembre-febrero), colectándose así el material biológico predominantemente en la temporada lluviosa de la isla.

Después de cada colecta, el material fue transportado al laboratorio de biología y química de las instalaciones de la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe. Allí se lavó cuidadosamente con agua para retirar los sedimentos y los animales visibles. Posteriormente, el material limpio se secó a 55 °C hasta obtener peso constante (cinco días) y se pesó, actividad realizada con equipos pertenecientes al Laboratorio del Herbario del Jardín Botánico de la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe. Una vez obtenidos los datos de peso seco, el material biológico se pulverizó y envasó, con el fin de desarrollar análisis químicos posteriormente. Los valores de peso seco registrados son porcentajes remanentes del peso seco original en cada intervalo temporal de colecta.

Simultáneamente a cada colecta, se midieron *in situ* (excavando hoyos adyacentes a las muestras) en el agua asociada a cada sustrato las variables fisicoquímicas pH (electrodo de vidrio de pHmetro Schott handylab 1), salinidad (refractómetro Vista A366ATC), temperatura y oxígeno disuelto (Oxímetro YSI 550 DO). Los valores de salinidad se expresan en la escala práctica de salinidad, la cual es adimensional (UNESCO, 1985). Además, el estado de humedad de las muestras se revisó cualitativamente considerando si las muestras se hallaban sumergidas (muestras acuáticas) o saturadas de agua (muestras superficiales y edáficas). Para cada humedal, en cada una de las 15 visitas de recolección de muestras, se registró la temperatura instantánea (la presente en el momento de llegada al humedal), máxima y

mínima (presentadas en el transcurso de la semana previa a la recolección), mediante un termómetro de máximos y mínimos fijado a 50 cm del suelo.

Análisis de los datos

Mediante ANOVAS de medidas repetidas empleando el paquete estadístico STATISTICA 6.0, se compararon dentro y entre tratamientos las tasas medias de degradación y los cambios en los promedios de biomasa foliar remanente. Se tuvieron en cuenta niveles de significancia en $p \leq 0.05$ (Sokal y Rohlf, 1981). Se hicieron comparaciones de diversos modelos de regresión con el paquete STATGRAPHICS Plus para determinar el modelo que mejor describiera el patrón de pérdida de biomasa en el tiempo para cada tratamiento. Los datos fisicoquímicos se trataron mediante estadística descriptiva y se realizaron comparaciones entre sitios por sustrato y sustratos por sitio empleando el test de Kruskal-Wallis. Se consideró significancia en $p \leq 0.05$.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

Condiciones edafológicas

En general, para el área total de estudio, los valores promedio registrados de pH estuvieron cercanos al neutro (6.3-7.6), de oxígeno disuelto fueron bajos (1.8-3.4 mg/L) y de temperatura próximos a 28 °C. La salinidad varió desde valores promedio cercanos a 0 hasta próximos al valor del agua de mar (35) (Fig. 3).

- Comparación de las variables fisicoquímicas entre los humedales (Fig. 3): Para el sustrato agua, El Cove presentó significativamente el mayor valor promedio para el oxígeno disuelto (3.39 ± 1.38). Los máximos valores promedios de pH se presentaron en El Cove (7.64 ± 0.34) y B. Hooker (7.44 ± 0.49). La mayor salinidad se presentó en El Cove (32.44 ± 2.53), fue intermedia en B. Hooker (14.45 ± 16.14) y muy baja en S. Channel (0.60 ± 1.07).

En el sustrato superficie, el oxígeno disuelto no presentó diferencias significativas entre los humedales. El pH y la salinidad fueron mayores en El Cove (7.34 ± 0.33 ; 5.90 ± 3.93 respectivamente) y B. Hooker (7.13 ± 0.35 ; 4.13 ± 3.21 respectivamente).

En el sustrato suelo, el oxígeno disuelto fue homogéneo para los tres humedales. El pH fue mayor en El Cove (7.17 ± 0.25) y en B. Hooker (7.07 ± 0.33). La salinidad fue mayor en El Cove (15.46 ± 9.41) y menor en S. Channel (0.41 ± 0.55). La temperatura registrada en los tres humedales no fue significativamente diferente.

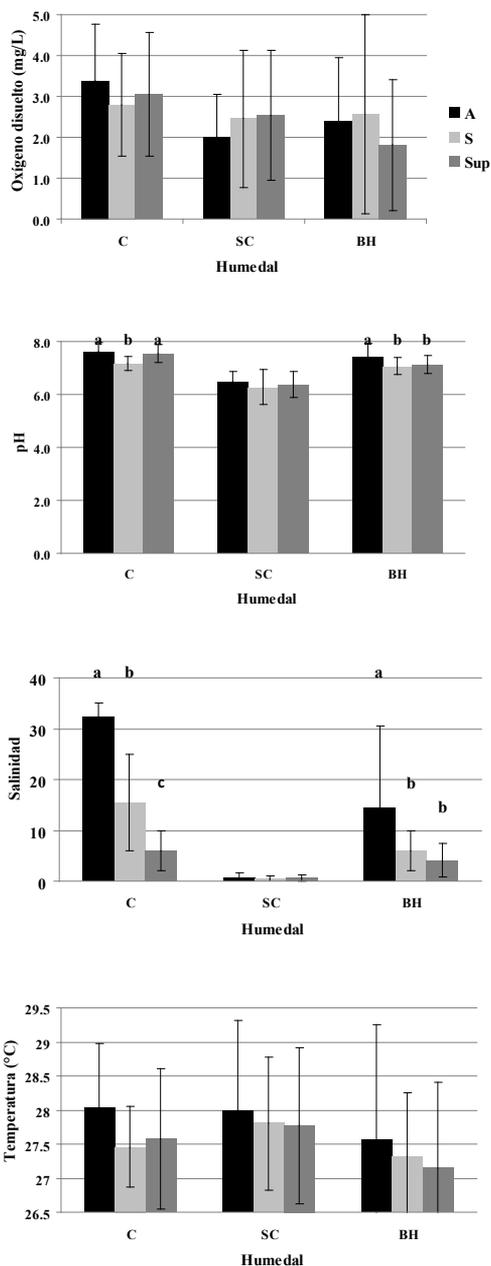


Figura 3. Valores promedio \pm E.E (n= 15) de oxígeno disuelto, pH, salinidad y temperatura en los sustratos de cada humedal de estudio. A: Agua (negro); S: Suelo (gris claro); Sup: Superficie (gris oscuro); C: El Cove; SC: Smith Channel; BH: Bahía Hooker. Las columnas referentes a un mismo sitio marcadas con letras distintas son significativamente diferentes, las columnas que carecen de letras no son diferentes estadísticamente (< 0.05) de acuerdo al test de Kruskal–Wallis.

- Comparación de las variables fisicoquímicas de los sustratos en cada humedal (Fig. 3): En S. Channel las variables fisicoquímicas fueron homogéneas para los sustratos. Las lecturas medias de oxígeno disuelto y salinidad fueron bajas, el pH fue próximo a 6 y la temperatura cercana a 28 °C.

En el humedal El Cove las medidas tanto de pH y de temperatura fueron similares en los sustratos, pero el sustrato agua presentó significativamente el mayor pH (7.64 ± 0.34) y la mayor temperatura (28.04 ± 0.93 °C). La mayor salinidad se registró en el sustrato agua (32.44 ± 2.53) y la menor en el sustrato superficie (5.90 ± 3.93). Las lecturas de oxígeno disuelto no fueron significativamente diferentes.

En B. Hooker el mayor pH se registró en el sustrato agua (7.44 ± 0.49), la mayor y menor salinidad se obtuvo en el sustrato agua (14.45 ± 16.14) y superficie (4.13 ± 3.21) respectivamente. El oxígeno disuelto no presentó diferencias significativas entre los sustratos.

Temperatura ambiental y estado de humedad de las muestras

En general, la temperatura en los tres humedales osciló entre 25 y 30 °C (Fig. 4). Las temperaturas instantáneas, máximas y mínimas no fueron significativamente diferentes entre los humedales.

Con relación a la humedad de las muestras, las observaciones pueden generalizarse para los tres humedales. Las muestras acuáticas permanecieron durante el experimento en condición de permanente anegamiento; las edáficas, la mayor

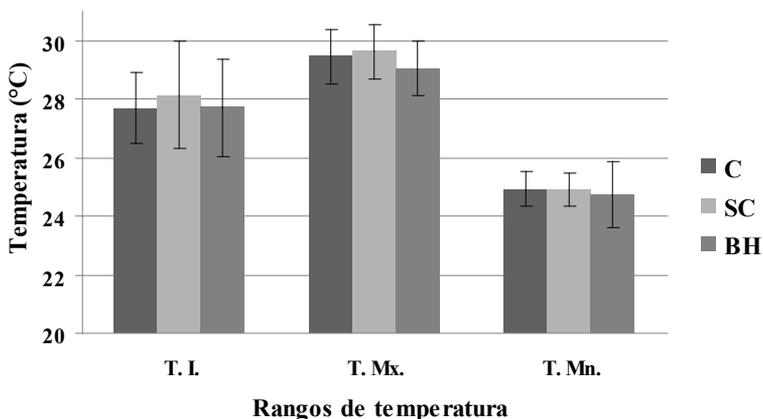


Figura 4. Ámbitos de temperatura promedio \pm E.E. ($n = 15$) en los sitios de estudio. T. I: temperatura instantánea; T. Mx: temperatura máxima; T. Mn: temperatura mínima. C: El Cove (negro); SC: Smith Channel (gris claro); BH: Bahía Hooker (gris oscuro). Las columnas referentes a un mismo sitio marcadas con letras distintas son significativamente diferentes, las columnas que carecen de letras no son diferentes estadísticamente ($p < 0.05$) de acuerdo al test de Kruskal–Wallis.

parte del tiempo estuvieron en contacto con agua intersticial, el nivel freático se encontró por lo general entre 5 y 10 cm de profundidad; y las superficiales, tuvieron oscilaciones respecto a la cantidad de agua circundante, aunque casi siempre permanecieron en contacto con agua por su base, pues la altura de la columna de agua desde el nivel del suelo fue generalmente de 1.2 cm.

Degradación de la hojarasca

Consideraciones generales

Las tendencias de pérdida de biomasa en el tiempo, se muestran en las figuras 5–7. Durante las tres primeras semanas de incubación se presentó en general la mayor pérdida de biomasa: *A. germinans* perdió alrededor del 54 % de su biomasa inicial, *R. mangle* el 40 % y *L. racemosa* el 36 %. Al finalizar el experimento, la biomasa promedio remanente en los humedales fue de 29, 28 y 10 % para *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* respectivamente.

En general, las curvas de pérdida de biomasa se caracterizan por tener una pendiente más pronunciada en la fase inicial de descomposición (Figs. 5–7) y por ajustarse al modelo de regresión simple por raíz cuadrada (Tabla 1). Todos los modelos muestran una relación significativa ($p < 0.01$) (Tabla 1) entre la biomasa y el tiempo. Desde la semana seis de experimentación, cada especie en todos los tratamientos tiende a disminuir la velocidad de degradación y a nivelar el porcentaje de biomasa remanente entre los sustratos (Figs. 5–7).

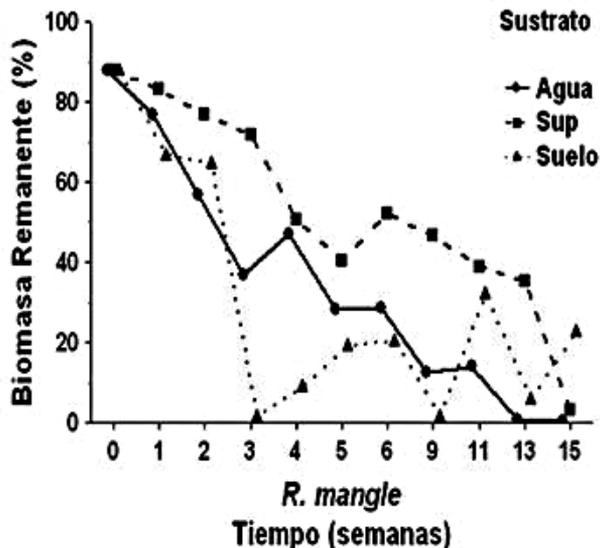


Figura 5. Cambios en el porcentaje del material foliar remanente de *R. mangle* en las bolsas de hojarasca dispuestas en los tres sustratos de descomposición pertenecientes al humedal de El Cove.

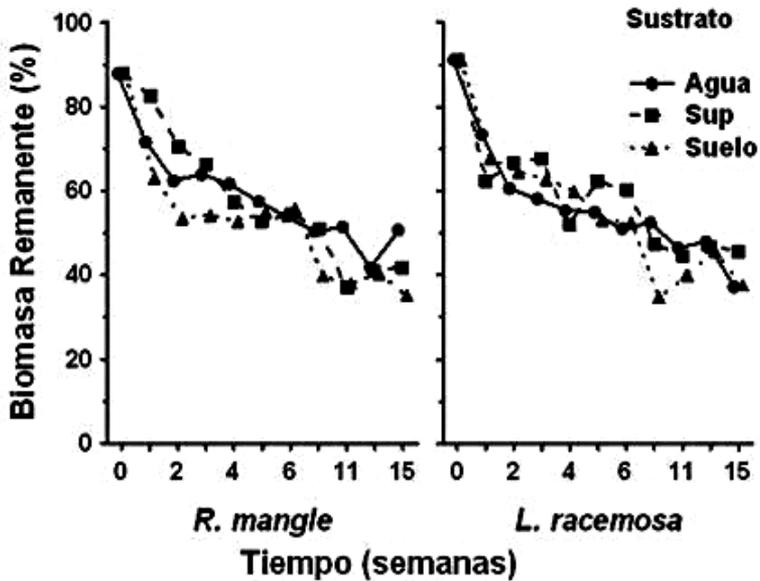


Figura 6. Cambios en el porcentaje del material foliar remanente de las diferentes especies de manglar en las bolsas de hojarasca dispuestas en los tres sustratos de descomposición pertenecientes al humedal de Smith Channel.

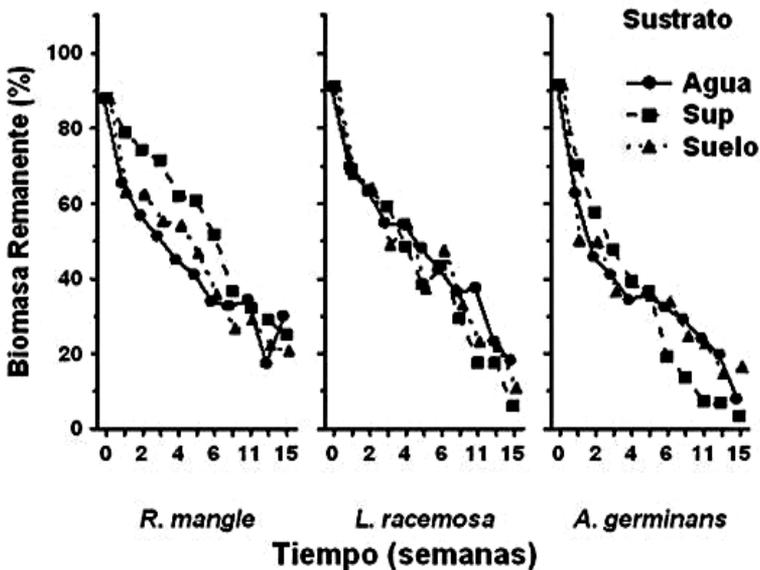


Figura 7. Cambios en el porcentaje del material foliar remanente de las diferentes especies de manglar en las bolsas de hojarasca dispuestas en los tres sustratos de descomposición pertenecientes al humedal de Bahía Hooker.

Los coeficientes de determinación R^2 (Tabla 1) oscilaron, en su mayoría, entre valores del 80 y 90 %, indicando que en buena proporción la variación de los datos es explicada por el tiempo. Sólo el caso correspondiente al sustrato suelo en El Cove mostró un R^2 inferior (51 %).

Tabla 1. Modelos de regresión simple por raíz cuadrada ($Y = a + b * X^{1/2}$) ajustados al porcentaje de biomasa foliar remanente en las bolsas de hojarasca (Y) contra el tiempo (X) durante la descomposición de *R. mangle* (Rm), *L. racemosa* (Lr) y *A. germinans* (Ag) en los sustratos agua (A), superficie (Sup) y suelo (S) de los sitios El Cove (C), S. Channel (SC) y B. Hooker (BH). R^2 : coeficiente de determinación; K: tasa constante de descomposición.

Tratamiento	Ecuación de regresión	R^2 (%)	K (sem-1)	p
C-Rm-A	$Y = 102.02 - 27.58 * X^{1/2}$	95.26	27.58	< 0.01
C-Rm-Sup	$Y = 110.08 - 22.06 * X^{1/2}$	84.07	22.06	< 0.01
C-Rm-S	$Y = 80.21 - 20.53 * X^{1/2}$	51.31	20.53	< 0.01
SC-Rm-A	$Y = 93.13 - 11.45 * X^{1/2}$	89.67	11.45	< 0.01
SC-Rm-Sup	$Y = 101.32 - 15.58 * X^{1/2}$	93.15	15.58	< 0.01
SC-Rm-S	$Y = 89.43 - 13.40 * X^{1/2}$	87.56	13.40	< 0.01
SC-Lr-A	$Y = 94.35 - 13.14 * X^{1/2}$	88.76	13.14	< 0.01
SC-Lr-Sup	$Y = 93.83 - 12.06 * X^{1/2}$	82.50	12.06	< 0.01
SC-Lr-S	$Y = 96.46 - 14.92 * X^{1/2}$	90.19	14.92	< 0.01
BH-Rm-A	$Y = 91.52 - 18.02 * X^{1/2}$	91.13	18.02	< 0.01
BH-Rm-Sup	$Y = 109.38 - 20.78 * X^{1/2}$	95.82	20.78	< 0.01
BH-Rm-S	$Y = 96.74 - 20.04 * X^{1/2}$	96.81	20.04	< 0.01
BH-Lr-A	$Y = 100.69 - 20.13 * X^{1/2}$	97.92	20.13	< 0.01
BH-Lr-Sup	$Y = 104.81 - 24.54 * X^{1/2}$	98.35	24.54	< 0.01
BH-Lr-S	$Y = 101.36 - 22.29 * X^{1/2}$	96.24	22.29	< 0.01
BH-Ag-A	$Y = 90.59 - 20.90 * X^{1/2}$	91.69	20.90	< 0.01
BH-Ag-Sup	$Y = 98.25 - 26.49 * X^{1/2}$	97.00	26.49	< 0.01
BH-Ag-S	$Y = 83.20 - 18.86 * X^{1/2}$	89.31	18.86	< 0.01

Descomposición de la hojarasca en El Cove

Para el humedal El Cove, el ANOVA de medidas repetidas determina diferencias significativas en los factores sustrato, tiempo y para la interacción sustrato x tiempo (Tabla 2A). La interacción sugiere que la dinámica de la pérdida de biomasa cambia significativamente a través del período de incubación según el sustrato. El tratamiento en el sustrato suelo se vio afectado notablemente por la influencia de cangrejos (*Armases ricordi* H. Milne Edwards), los cuales rompieron las bolsas de nylon y facilitaron la dispersión y degradación del material foliar. Lo anterior se vio reflejado en el comportamiento de la pérdida de biomasa en este

sustrato, el cual exhibió fuertes cambios y no siguió un patrón claro durante el período de incubación, también se refleja en el bajo valor de R^2 ; lo anterior hace diferir marcadamente este tratamiento de los otros dos.

Tabla 2. Comparación con ANOVA de datos repetidos para efectos principales y sus interacciones sobre el porcentaje de biomasa remanente. A: *R. mangle* en El Cove; B: *R. mangle* y *L. racemosa* en Smith Channel; C: *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* en el humedal de B. Hooker; D: *R. mangle* entre los humedales El Cove, S. Channel y B. Hooker; E: *L. racemosa* entre los humedales de S. Channel y B. Hooker. Sp: especie; St: sustrato; H: humedal; T: tiempo. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; NS: no significativo.

Fuente	A		B		C		D		E	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Especie			0.0	NS	238.4	**				
Sustrato	15.7	**	9.0	**	6.3	**	35.6	**	2.8	NS
Humedal							58.1	**	143.1	**
Tiempo	30.9	**	116.2	**	281.7	**	120.8	**	105.9	**
Sp x St			2.4	NS	34.6	**				
Sp x T			1.2	NS	3.7	**				
H x St							8.3	**	4.6	*
H x T							5.6	**	8.1	**
St x T	3.0	**	1.9	*	3.4	**	3.3	**	1.1	NS
Sp x St x T			2.4	**	1.1	NS				
H x St x T							2.5	**	0.8	NS

Se presenta una descomposición más rápida en el sustrato agua (Fig. 5), soportada con los valores de los coeficientes de degradación por semana (Tabla 1). En la semana 15 cerca del 26, 4 y 0 % de biomasa de *R. mangle* permanece en las bolsas de descomposición, para los sustratos suelo, superficie y agua, respectivamente (Fig. 5).

Descomposición de la hojarasca en S. Channel

En el humedal de S. Channel se presentan diferencias significativas para los factores sustrato, tiempo y las interacciones sustrato x tiempo y especie x sustrato x tiempo (Tabla 2B). Esta última interacción sugiere que el patrón de pérdida de peso varía entre sustrato y tiempo para ambas especies. En la figura 6 se observa que *R. mangle* experimenta una alta tasa de descomposición en el sustrato suelo, que contrasta con aquella del sustrato superficie, sobretodo en las primeras seis semanas de descomposición. No son claras las diferencias en el comportamiento de las curvas para *L. racemosa*, la tendencia para el sustrato superficie es irregular y se cruza con la de los otros sustratos, lo cual se manifiesta en los resultados de los análisis de varianza con interacciones significativas. Todos los tratamientos poseen una tasa de degradación que oscila entre el 11 y 16 % sem^{-1} .

Hacia la fase final del estudio, para las dos especies las tasas de pérdida de biomasa en los tres sustratos se hacen semejantes y tienden a igualar las cantidades de biomasa remanente (Fig. 6); al final de la semana 15, aproximadamente un 46 % del material vegetal original permanece en las bolsas de nylon (Fig. 6). Para este humedal, no fueron observados invertebrados asociados al material vegetal en descomposición.

Descomposición de la hojarasca en B. Hooker

Los factores especie, sustrato y tiempo y sus interacciones dobles influyen significativamente sobre la descomposición de hojarasca (Tabla 2C). La interacción especie x sustrato indica que la degradación foliar cambia entre las especies y es diferencial según el sustrato. La interacción especie x tiempo y sustrato x tiempo demuestran que las diferencias en los patrones de descomposición dependen del sustrato o de la especie con que se halle asociado el período de incubación.

Desde la sexta semana de incubación, las tasas de degradación tienden a disminuir y a mostrar valores de biomasa remanente similares entre sustratos para cada especie (Fig. 7); el porcentaje aproximado de biomasa remanente hacia la semana 15 incrementa en el orden *A. germinans* (10 %), *L. racemosa* (13 %), *R. mangle* (28 %) (Fig. 7). Esta figura muestra que la curva de degradación de *R. mangle* en general experimenta la menor pendiente, caso opuesto al de *A. germinans*. Aunque la curva de *A. germinans* en el sustrato superficie presenta un brusco decaimiento desde la sexta semana de experimentación, en general durante las primeras cinco semanas la tasa de degradación de las especies en el sustrato superficie es similar o más lenta que la de los otros sustratos (Fig. 7).

Los valores de R^2 registrados fueron próximos al 90 %. Los tratamientos promedian una constante de degradación próxima al 21 % sem^{-1} (Tabla 1). En algunas ocasiones se detectaron en el material foliar llevado al laboratorio, poliquetos y anfípodos (suborden Gammaridae), los cuales no ocasionaron ruptura de las bolsas de hojarasca.

Comparación de la descomposición de la hojarasca entre humedales

El patrón y la tasa de degradación de la hojarasca de *R. mangle* difieren significativamente entre los humedales y entre los sustratos (Tabla 2D, Figs. 5–7). La interacción significativa sitio x sustrato x tiempo evidencia que la dinámica de descomposición foliar de *R. mangle* depende del humedal, del sustrato y del tiempo de incubación (Tabla 2D). En los humedales, las tasas medias de degradación para *R. mangle* se incrementan en el orden S. Channel (13.5 % sem^{-1}), B. Hooker (19.6 % sem^{-1}), El Cove (23.4 % sem^{-1}); así mismo, son muy similares entre los sustratos:

superficie (19.5 % sem^{-1}), agua (19 % sem^{-1}), suelo (18 % sem^{-1}) (Tabla 1). El material vegetal remanente de *R. mangle*, después de la semana 15 de estudio es alrededor del 10 % en El Cove, 28 % en B. Hooker y 48 % en S. Channel (Figs. 5-7).

La dinámica de descomposición de la hojarasca de *L. racemosa* varía significativamente entre los humedales de B. Hooker y S. Channel durante el período de incubación, independientemente del sustrato en que se halle la hojarasca (Tabla 2E, Figs. 5-7). En S. Channel la tasa media de degradación es del 13 % sem^{-1} , y en B. Hooker del 22 % sem^{-1} (Tabla 1). El tejido vegetal presente de *L. racemosa* después de la semana 15 de estudio, es próximo al 44 y 13 % en S. Channel y B. Hooker, respectivamente (Figs. 5-7).

DISCUSIÓN

Aunque el modelo de regresión frecuentemente empleado y aconsejado en estudios de degradación de hojarasca es el simple exponencial negativo de Wieder y Lang (1982), este modelo no describe adecuadamente la cinética de la descomposición de la hojarasca cuando las tasas relativas de decaimiento varían en el tiempo, como es el caso en que hay una rápida pérdida o una temprana fase de retraso extendido durante la degradación (Harmon *et al.*, 1999). En este estudio, los datos en general, se ajustaron adecuadamente al modelo de regresión simple por raíz cuadrada ($Y = a + b * X^{1/2}$). La curva general de este modelo, a diferencia del exponencial, posee un patrón inicial de decaimiento mayor, el cual resultó describir con más precisión la dinámica de la fase inicial de la degradación de la hojarasca.

La pérdida rápida inicial de biomasa que caracteriza en general a los tratamientos realizados es atribuible al lavado inmediato del material orgánico soluble y de compuestos inorgánicos (Camilleri y Ribí, 1986). Estos autores han mostrado que entre el 13 y 40 % del material original foliar de *A. marina* y *R. mangle* puede liberarse por lixiviación en los primeros tres a nueve días de descomposición, respectivamente. La degradación posterior es mediada por poblaciones microbianas y fúngicas que se desarrollan rápido durante los primeros 30 días de incubación (Benner *et al.*, 1988). El lavado temprano de las muestras se aprecia de forma más conspicua en los sustratos acuático y edáfico. Lo anterior se relaciona con el estado de humedad prevaeciente en estos tratamientos; mientras que las muestras acuáticas y edáficas permanecieron anegadas y saturadas respectivamente, el nivel de cobertura de agua para las muestras de superficie fluctuó durante el experimento, persistiendo la mayor parte del tiempo la base de las bolsas de descomposición en directo contacto con agua. Todos los tratamientos a partir de la sexta semana

de experimentación, tienden a disminuir la velocidad de degradación y a nivelar el porcentaje de biomasa degradada. Este patrón se explica por la remanencia de materiales refractarios en esta etapa, tales como lignina y fragmentos cuticulares (Steinke *et al.*, 1990). El elevado coeficiente de determinación de las regresiones, así como la alta significancia del factor tiempo y la mayoría de sus interacciones en los análisis de varianza, indican que el tiempo es el factor fundamental en la explicación de la variabilidad en el porcentaje de degradación y que la interdependencia del tiempo con los otros factores determina las diferencias entre los tratamientos.

El bajo R^2 del modelo de regresión para el tratamiento de *R. mangle* en el sustrato suelo para el humedal El Cove sugiere que, además del tiempo, el factor sustrato debe influir sobre la respuesta del cambio en biomasa remanente. El patrón irregular que exhibe la curva de degradación en el sustrato suelo en El Cove es causado principalmente por efectos bióticos. En los muestreos semanales fue común observar cangrejos de la especie *Armases ricordi* (Sesarmidae) en este humedal, asociados al hábitat edáfico, donde cavan sus madrigueras. Estos mismos cangrejos, en especial los pequeños, se encontraron en las bolsas de nylon colectadas mientras se lavaban; aunque no existen pruebas del consumo de hojarasca por parte de este decápodo, en África y Australia se ha establecido que el consumo directo de la hojarasca de manglar por parte de cangrejos de la familia Sesarmidae tiene un notable efecto sobre la descomposición de la hojarasca (Camilleri y Ribí, 1986; Robertson, 1986; Emmerson y McGwynne, 1992; Micheli, 1993; Steinke *et al.*, 1993a; Kathiresan y Bingham, 2001). Por el carácter aleatorio de los muestreos la detección de los cangrejos en las bolsas no fue continua, pero afectó en ocasiones las tres réplicas. El daño a la bolsa y el contacto directo de los cangrejos con la hojarasca probablemente aceleraron la pérdida de biomasa, lo cual se reflejó conspicuamente en el sustrato suelo mientras se examinaban las bolsas de descomposición. Dada la anterior condición, es necesario incorporar en el análisis la actividad de estos invertebrados pues, aunque no se cuantificó su efecto sobre la descomposición de la hojarasca respecto al inducido por los microorganismos y las fuerzas abióticas, todos estos efectos actúan en conjunto para determinar la tasa de degradación del material foliar. De hecho, Middleton y McKee (2001) han indicado que invertebrados como cangrejos y anfípodos triplican la tasa total de degradación y que las hojas ubicadas bajo el suelo experimentan una degradación 2.4 veces más rápida que aquellas dejadas sobre la superficie. Robertson (1986) registró en Australia que cangrejos del género *Sesarma* (Sesarmidae) remueven más del 28 % de la producción de hojarasca en humedales mixtos de *Rhizophora*. Recientes estudios en Latinoamérica sugieren también que los cangrejos consumen bastante hojarasca de manglar (Twilley *et al.*, 1997). Las bolsas pertenecientes al tratamiento superficial y acuático también fueron

afectadas por estos decápodos, aunque de modo menos recurrente, de acuerdo con las observaciones realizadas durante el procesamiento de las muestras en el laboratorio (Fig. 5). Las condiciones fisicoquímicas de los tres sustratos son muy similares salvo la salinidad, cuyo efecto diferencial sobre la degradación pudo ocultarse por la presencia del efecto biótico.

En S. Channel, si bien las tasas medias de descomposición que presentaron *R. mangle* y *L. racemosa* fueron similares entre los sustratos, las constantes de decaimiento pueden no describir con exactitud curvas que presentan muchos altibajos, como en este caso; en cambio, al observar las curvas detalladamente, es posible apreciar que aquella perteneciente al sustrato superficie, para las dos especies, tiende a presentar, durante las primeras y últimas semanas, una pendiente menor. Este fenómeno no es explicable por la medida cuantitativa de los agentes fisicoquímicos, pues éstos no fueron diferentes entre sustratos. Sin embargo, la intensidad del contacto de estos agentes con las bolsas de descomposición sí fue distinto; teniendo en cuenta que las muestras del sustrato agua permanecieron anegadas y las de suelo permanecieron rodeadas por agua intersticial (las lluvias en la época de estudio mantuvieron el suelo húmedo y elevado el nivel freático), pero las muestras del sustrato superficie sólo contactaron el sustrato por su base. Tam *et al.* (1998) mencionan que la heterogeneidad espacial es un fenómeno común en ambientes de manglares que influye en los procesos de descomposición. El estado de frecuente inundación promueve una mayor lixiviación y mantiene las condiciones de humedad y temperatura aptas para el deterioro saprofito (Mackey y Smail, 1996). Robertson (1988), en estudios con *R. stylosa* y *A. marina*, indica que las densidades bacterianas son entre dos y tres veces más altas en los hábitats sumergidos. Otros trabajos indican que ambientes con limitada disponibilidad de humedad, como la superficie del suelo en la zona intermareal, poseen una mayor fluctuación en el grado de cobertura del agua, sufren altas temperaturas que pueden sobrepasar el nivel óptimo para los descomponedores y consecuentemente afectar negativamente la velocidad de degradación foliar (Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Robertson, 1988). El efecto especie específico no fue significativo en este humedal, posiblemente porque los rasgos foliares en ambas especies interactúan de forma similar con el ambiente.

La variación significativa de las tasas de degradación de hojarasca entre las especies y su interacción con el sustrato y el tiempo son vistas claramente en el humedal de B. Hooker, donde *A. germinans* en el sustrato acuático tiene la mayor pérdida media de biomasa durante las primeras seis semanas, y la menor durante las siguientes semanas. La pérdida inicial acelerada de biomasa en este tratamiento podría explicarse por diferencias en la composición química de las hojas (Robertson, 1988), en la anatomía foliar (Tam *et al.*, 1998) y por la estabilidad ambiental

favorable para la acción microbiana, que caracteriza a los microambientes húmedos (Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Robertson, 1988). *Avicennia germinans* posee baja cantidad de taninos, alta cantidad de nitrógeno y baja proporción C:N respecto a *R. mangle* y *L. racemosa*, lo cual acelera el proceso de descomposición (Robertson, 1988; Middleton y McKee, 2001). Es sabido que los taninos son sustancias de difícil degradación, tóxicas para microorganismos (Steinke *et al.*, 1990), que inhiben el crecimiento poblacional de la meiofauna (Alongi, 1990) y tienen un efecto de disuasión sobre herbívoros (Kathiresan, 1992). La leve degradación experimentada en las últimas semanas es atribuible a la remanencia de tejidos recalcitrantes de difícil descomposición. La baja consistencia foliar de *A. germinans*, junto con la baja salinidad (4) registrada en el ambiente superficial, podrían influir en el brusco decaimiento experimentado por este tratamiento en la última semana de muestreo y en consecuencia elevar la tasa de degradación respecto a los otros sustratos. Steinke *et al.* (1993b) encontraron que la degradación foliar en hojas de *A. marina* se acentúa en medios con moderadas salinidades. Con base en lo anterior, podría explicarse la interesante inversión en la tasa de degradación de *A. germinans*, particularmente notable para los sustratos acuático y superficial. Las curvas para *R. mangle* apoyan el notorio efecto positivo que tiene el ambiente acuático sobre la degradación. Trabajos previos como el de Middleton y McKee (2001) han obtenido resultados similares al del presente estudio, ellos señalan que las tasas de pérdida de biomasa en *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* en los humedales de Belice es mucho más rápida en ambientes acuáticos que en zonas secas y que *A. germinans* presenta la mayor velocidad de degradación.

Al observar el comportamiento entre humedales considerando la misma especie, la interacción significativa sitio x sustrato x tiempo muestra que la dinámica de descomposición foliar de *R. mangle* depende del humedal, del sustrato y del tiempo de incubación; de modo que la menor pérdida de biomasa para *R. mangle* experimentada en el humedal de S. Channel, respecto a la de El Cove y B. Hooker, podría estar influida por diversas causas: 1) La fauna asociada a la fragmentación y descomposición foliar. En S. Channel no se registraron animales asociados a la hojarasca, mientras que en El Cove se observaron cangrejos, y un tipo de poliqueto y de anfípodo fueron vistos ocasionalmente en el laboratorio entre los tejidos en descomposición de *R. mangle* proveniente de B. Hooker. Probablemente esta sea la razón fundamental por la que se dio la marcada diferencia entre las tasas de degradación pues, aunque no se determinó cuantitativamente el efecto de los invertebrados, cualitativamente sí se detectó que la recurrencia de éstos sobre el material en descomposición fue alta en El Cove, media en Bahía Hooker y nula en S. Channel. La presencia o ausencia de esta fauna edáfica podría relacionarse con

el carácter de humedal interno de S. Channel y la casi nula salinidad establecida en éste. 2) El pH ligeramente ácido que presentó S. Channel en todos los medios de descomposición, pudo afectar diferencialmente la tendencia de degradación de *R. mangle*, relacionada principalmente con la acción microbiana. 3) La condición de manglar interno y el mayor desarrollo estructural de S. Channel (García y Gaviria, 1996) podría crear en este humedal un entorno más estable ante fuerzas ambientales que fomentarían el deterioro de la hojarasca, como la incidencia directa del sol, mareas, viento y lluvias (Woitchik *et al.*, 1997). 4) Entre los humedales del estudio, S. Channel posee la mayor producción de hojarasca (*R. mangle*: 683.8 g/m²/año; *L. racemosa*: 746.4 g/m²/año), que además presenta picos máximos en las temporadas de lluvias (García y Gaviria, 1996) como la del presente estudio, lo cual podría provocar la acreción del horizonte orgánico e impedir el contacto directo de las hojas recién caídas con el suelo, retardando así el proceso de descomposición. En el presente trabajo se constató de manera cualitativa (observación en campo) el carácter orgánico del suelo de S. Channel, que contrasta con los suelos principalmente fangosos de B. Hooker y El Cove (García y Gaviria, 1996). 5) El comportamiento irregular y la mayor tasa de degradación del tratamiento acuático en El Cove, probablemente sea reflejo del efecto directo del mar sobre las muestras, del movimiento de las mareas y del contacto con materiales arrastrados por éstas, lo cual en suma pudo intensificar el proceso de degradación. Igualmente, la significativamente mayor oxigenación del ambiente acuático respecto a los otros dos humedales, pudo favorecer la proliferación de bacterias sobre los tejidos en degradación.

La dinámica de la degradación de hojarasca de *L. racemosa* varía significativamente entre los humedales de B. Hooker y S. Channel durante el período de incubación independientemente del sustrato en que se halle la hojarasca (Figs. 6 y 7, Tabla 2E). Las mismas razones por las que la descomposición de *R. mangle* es más lenta en S. Channel, son atribuibles a *L. racemosa*. La no significancia para el factor sustrato en este caso, puede ser efecto de la homogeneidad en los factores fisicoquímicos del microambiente experimentadas por las bolsas de hojarasca en los dos humedales. Estudios en descomposición de hojarasca realizados en otros países (Mitsch y Gosselink, 1993) muestran que para *R. mangle* el proceso de degradación es más rápido en hábitats de borde, apoyando esto lo observado en este trabajo.

En vista del importante papel que parecen desempeñar los invertebrados en el proceso de degradación de la hojarasca, es conveniente adelantar estudios que establezcan densidades y patrones de forrajeo de estos organismos. Se sugiere que otros trabajos acerca de la descomposición de hojarasca que empleen el método de la bolsa de descomposición, usen un diseño de bolsa más resistente que evite la influencia de factores imprevistos en el experimento.

Mediante los resultados obtenidos y aquellos de trabajos previos relacionados con las tasas de producción de hojarasca en los mismos humedales de estudio (García y Gaviria, 1996), se propone un modelo básico conceptual-cuantitativo de la dinámica producción-descomposición de hojarasca en San Andrés isla (Fig. 8). Según el modelo planteado, sin incluir tasas de exportación, *R. mangle* es la especie que contribuiría mayormente a la formación de suelo; aunque su producción promedio sea similar a la de *A. germinans* y su descomposición semejante a la de *L. racemosa* y *A. germinans*, el mangle rojo se halla presente en los seis humedales de manglar de la isla con una importante cobertura (García y Gaviria, 1996), lo cual conllevaría a la acumulación de la hojarasca de esta especie en la turba del humedal. No obstante, es necesario desarrollar investigaciones que midan la tasa de exportación y la actividad de los consumidores de hojarasca e incluir los resultados en futuros modelos.

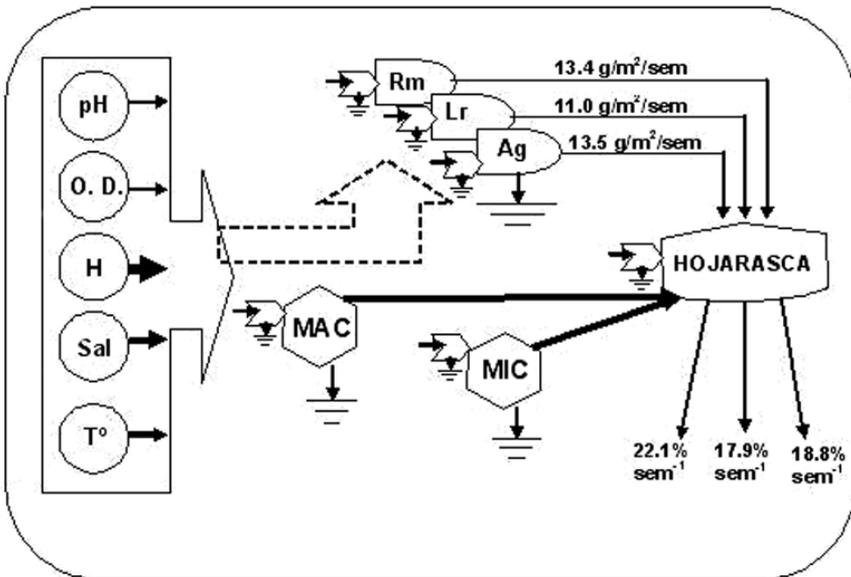


Figura 8. Modelo básico conceptual-cuantitativo de la dinámica producción-descomposición de hojarasca en San Andrés isla. O. D.: oxígeno disuelto; H: humedad; Sal: salinidad; T°: temperatura; Rm: *R. mangle*; Lr: *L. racemosa*; Ag: *A. germinans*; MAC: macro-organismos; MIC: micro-organismos. El grosor de las flechas indica el grado de influencia del factor sobre la descomposición de la hojarasca (en este estudio); la flecha punteada sugiere la influencia directa (pero no medida en este estudio) de los factores abióticos sobre la tasa de producción de hojarasca.

Implicaciones en el área de estudio

La ganancia externa de sedimentos en la isla de San Andrés es nula, por lo tanto depende de la autodeposición de materia orgánica para mantener el nivel

superficial del suelo y la regeneración de nutrientes. La cantidad de materia orgánica acumulada en los humedales de manglar de esta isla está sujeta al balance entre la producción de hojarasca y la descomposición de ésta, junto con procesos físicos como la exportación mareal. Sin embargo, en zonas que están bajo la incidencia potencial de huracanes, como es el caso del archipiélago en que se halla la isla de San Andrés (Santos-Martínez, 2006), la dinámica del carbono y el flujo de nutrientes en los ecosistemas de manglar puede afectarse notablemente tras la repentina incidencia de estos fenómenos naturales, a causa del desprendimiento de grandes cantidades de materia vegetal que liberarían altas cantidades de N y P en los primeros meses siguientes al disturbio (Romero *et al.*, 2005). Conocer que la formación y acumulación de turba en sistemas de humedales tropicales es heterogénea en términos espaciales y temporales y actuar en consecuencia, promoviendo investigaciones relacionadas con la dinámica de la producción y descomposición vegetal que incorporen factores abióticos y bióticos, encaminaría hacia la escogencia de alternativas más propicias en el manejo de estos ecosistemas costeros que no sólo enfrentan disturbios antrópicos constantes sino también eventuales disturbios naturales a gran escala. Los resultados de este estudio tienen implicaciones en la comprensión y predicción de los patrones de acumulación y distribución de la materia orgánica en las islas caribeñas tropicales y por ende en la toma de decisiones locales enfocadas en la protección y explotación racional del valioso recurso que constituyen los humedales de manglar, lo que repercutirá indudablemente sobre las tierras internas que protege este ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Jairo Medina y Peter Lowy por el soporte logístico y los útiles comentarios durante la ejecución de la investigación. El estudio fue apoyado económicamente por el proyecto “Evaluación y seguimiento de los impactos sociales, económicos y ambientales del huracán Beta en la islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano” (código HERMES-UNAL 5344), enmarcado en la iniciativa de Fortalecimiento de las Sedes de Presencia Nacional de la Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Alongi D. 1990. Abundances of benthic microfauna in relation to outwelling of mangrove detritus in a tropical coastal region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 63: 53–63.
- Alongi, D. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ. Conserv.* 29 (3): 331–349.
- Barriga, E. B., J. C. Hernández., I. T. Jaramillo., R. M. Jaramillo., L. E. Mora., P. E. Pinto y P. M. Ruiz. 1969. La isla de San Andrés: contribuciones al conocimiento de su ecología, flora, fauna y pesca. Dirección de Divulgación Cultural. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 152 p.
- Benner, R., R. E. Hodson y D. Kirchman. 1988. Bacterial abundance and production on mangrove leaves during initial stages of leaching and biodegradation. *Arch. Hydrobiol.*, 31: 19–26.
- Boonruang, P. 1978. The degradation rates of mangrove leaves of *Rhizophora apiculata* (B1.) and *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. at Phuket Island, Thailand. *Phuket Mar. Biol. Center. Res. Bull.*, 29: 1-6.
- Cahoon, D. R. y J. C. Lynch. 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves Salt Marshes*, 1: 173-186.
- Cameron, C. C. y C. A. Palmer. 1995. The mangrove peat of the Tobacco Range islands, Belize Barrier Reef, Central America. *Atoll Res. Bull.*, 431: 1-32.
- Camilleri, J. C. y G. Ribí. 1986. Leaching of dissolved organic carbon [DOC] from dead leaves, formation of flakes from DOC, and feeding on flakes by crustaceans in mangroves. *Mar. Biol.*, 91: 337-344.
- Emmerson, W. D. y L. E. McGwynne. 1992. Feeding and assimilation of mangrove leaves by the crab *Sesarma meinerti* de Man in relation to leaf-litter production in Mgazana, a warm-temperate southern African mangrove swamp. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 157: 41–53.
- Escallón, C. y M. Rodríguez. 1986. Aspectos geográficos e importancia ecológica de los manglares con especial referencia a Colombia. *Pérez-Arbelaezia*, 1 (2): 225-241.
- Farnsworth, E. J. y A. M. Ellison. 1997. The global conservation status of mangroves. *Ambio*, 26: 328-334.
- Flores-Verdugo, F. J., J. W. Jr. Day y R. Briseño-Dueñas 1987. Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 83-90.
- García, I. y J. F. Gaviria. 1996. Estudio de los manglares de San Andrés isla: extensión y distribución, estructura, productividad, degradación de hojas y otros análisis. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 200 p.
- Glaser, P. H. 1987. The ecology of patterned boreal peatlands of northern Minnesota: a community profile. Biological Report, 85 (7.14). U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, District of Columbia, EE.UU. 98 p.
- Gornitz, V. 1995. Sea-level rise: a review of recent past and near-future trends. *Earth Surf. Process Landf.*, 20: 7-20.
- Harmon, M. E., K. J. Nadelhoffer y J. M. Blair. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. 202-240. En: Robertson, G. P., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe y P. Sollins (Eds.). *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, Nueva York. 462 p.

- Hatcher B. G., R. E. Johannes y A. I. Robertson. 1989. Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. An. Rev.*, 27: 337–414.
- Hubach, E. 1956. Aspectos geográficos y geológicos y recursos de las islas de San Andrés y Providencia. *Bol. Soc. Geog. Colomb.*, 12. 37 p.
- IDEAM, 1995. Datos de las variables climáticas de la isla de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Santafé de Bogotá. 70 p.
- IGAC. 1986. San Andrés y Providencia: aspectos geográficos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá. 156 p.
- IGAC. 1992. Atlas de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Santafé de Bogotá. 321 p.
- Kathiresan, K. 1992. Foliovery in Pichavaram mangroves. *Environ. Ecol.*, 10 (4): 988-989.
- Kathiresan, K. y B. L. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, 40: 84-193.
- Lacerda, L. D., V. Ittekkot y S. R. Patchineelam. 1995. Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in south-eastern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 40: 713-720.
- Macintyre, I. G., M. M. Littler y D. S. Littler. 1995. Holocene history of Tobacco Range, Belize, Central America. *Atoll. Res. Bull.*, 430: 1-18.
- Mackey, A. P. y G. Smail. 1996. The decomposition of mangrove litter in a subtropical mangrove forest. *Hydrobiologia*, 332: 93-98.
- Mancera, J. E. 2003. The contribution of mangrove outwelling to coastal food webs as a function of environmental settings. Tesis doctoral, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, EE.UU. 8 p.
- Márquez, G., M. E. Pérez., A. D. Britton., J. Archbold y C. Newball. 2006. El Archipiélago posible: Ecología, reserva de biosfera y desarrollo sostenible en San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe occidental colombiano). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 136 p.
- Micheli, F. 1993. Feeding ecology of mangrove crabs in North Eastern Australia: mangrove litter consumption by *Sesarma messa* and *Sesarma smithi*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 171: 165–186.
- Middleton, B. A. y K. L. McKee. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forest. *J. Ecol.*, 89: 818-828.
- Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink. 1993. Wetlands. Van Nostrand Reinhold, Nueva York. 154 p.
- Primavera, J. H. 2005. Mangroves, fishponds, and the quest for sustainability. *Science*, 310 (5745): 57-59.
- Robertson, A. I. 1986. Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forest (*Rhizophora* spp.) in northeastern Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 102: 237-248.
- Robertson, A. I. 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 116: 235-247.
- Romero, L. M., T. J. Smith y J. W. Fourqurean. 2005. Changes in mass and nutrient content of wood during decomposition in a south Florida mangrove forest. *J. Ecol.*, 93: 618-631.
- Santos-Martínez, A. 2006. Evaluación y seguimiento de los impactos sociales, económicos y ambientales del huracán Beta en las islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Proyecto de Investigación, Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe, Instituto de Estudios Caribeños – Vicerrectoría de Investigaciones, San Andrés. 20 p.
- Sessegolo, G. C. y P. C. Lana. 1991. Decomposition of *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* leaves in a mangrove of Paranagua Bay (Southeastern Brazil). *Bot. Mar.*, 34: 285-289.

- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. W. H. Freeman, Nueva York. 832 p.
- Spackman, W., C. P. Dolsen y W. Riegel. 1966. Phytogetic organic sediments and sedimentary environments in the Everglades-mangrove complex. Part 1 – Evidence of a transgressing sea and its effect on environments of the Shark River area of southwest Florida. *Phalaeontografica*, B. 17: 135–152.
- Steinke, T. D., A. D. Barnabas y R. Somaru. 1990. Structural changes and associated microbial activity accompanying decomposition of mangrove leaves in Mgeni Estuary. *S. Afr. J. Bot.*, 56: 39-48.
- Steinke, T. D., A. Rajh y A. J. Holland. 1993a. The feeding behaviour of the red mangrove crab *Sesarma meinerti* de Man, 1887 (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) and its effect on the degradation of mangrove leaf litter. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 13: 151–60.
- Steinke, T. D., A. J. Holland y Y. Sing. 1993b. Leaching losses during decomposition of mangrove leaf litter. *S. Afr. Tydskr. Plantk.*, 59: 21-25.
- Tam, N. F. Y., Y. S. Wong, C. Y. Lan y L. N. Wang. 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 226: 1-18.
- Twilley, R. R., M. Pozo, V. H. García, V. H. Rivera-Monroy, R. Zambrano y A. Boderó. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forest in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecología*, 111: 109-122.
- UNESCO. 1985. The international system of units (SI) in oceanography. UNESCO Technical Papers No, 45. París. 133 p.
- Wieder, R. K. y G. E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63: 1636-1642.
- Woitchik, A. F., B. Ohowa, J. M. Kazungu, R. G. Rao, L. Goeyens y F. Dehairs. 1997. Nitrogen enrichment during decomposition of mangrove leaf litter in an East African coastal lagoon (Kenya); relative importance of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry*, 39 (1): 15-35.

FECHA DE RECEPCIÓN: 10/07/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 16/03/09

LA COMUNIDAD DE COPÉPODOS EN LAS ISLAS DE PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA (CARIBE COLOMBIANO) DURANTE EL PERÍODO LLUVIOSO (OCTUBRE) 2005

María del Pilar Martínez-Barragán¹, Andrés Franco-Herrera², Jairo Medina-Calderón³
y Adriana Santos-Martínez³

1 Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Carrera 4 No. 22-61. Bogotá, Colombia
martinezbmp@yahoo.es

2 Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta, Facultad de Ciencias Naturales,
Programa de Biología Marina, Carrera 2 No. 11-68, Edificio Mundo Marino, Santa Marta, Colombia.
andres.franco@utadeo.edu.co

3 Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Estudios Caribeños, Sede Caribe, San Andrés Isla,
Colombia. jhmedinac@unal.edu.co (J.M.C.), asantosma@unal.edu.co (A.S.M.)

RESUMEN

Con el fin de contribuir al conocimiento de la comunidad zooplanctónica, en particular de la subclase Copepoda en las islas de Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano), se analizaron 47 estaciones en el mes de octubre de 2005 (época lluviosa). Se encontraron en total 42 especies pertenecientes a los órdenes Calanoida, Poecilostomatoida, Cyclopoida, Harpacticoida y Siphonostomatoida, de las cuales *Clausocalanus arcuicornis*, *C. furcatus*, *Calocalanus pavo*, *C. contractus*, *Pontella securifer*, *Lucicutia flavicornis*, *Subeucalanus mucronatus*, *Rhincalanus cornutus*, *Pareucalanus sewelli*, *Centropages bradyi*, *Acartia tonsa*, *Lubbockia squillimana*, *Saphirella tropica*, *Euterpina* sp. y *Caligus* sp., fueron nuevos registros para las islas. Su distribución espacial y abundancia estuvieron influenciadas principalmente por la entrada de la Corriente Ecuatorial del Caribe, el paso de los huracanes Wilma y Beta en el Caribe colombiano y la presencia de aguas terrígenas en el lado oeste de las islas.

PALABRAS CLAVE: Copépodos, Distribución, Composición, Providencia y Santa Catalina.

ABSTRACT

The copepod community at Providence and Santa Catalina islands (Colombian Caribbean), during a rainy season (October) 2005. In order to contribute to the zooplanktonic community knowledge, particularly the Copepoda subclass at Providence and Santa Catalina Islands (Colombian Caribbean), 47 zooplankton samples got in October 2005 (rainy season) were analyzed. 42 species from Calanoida, Poecilostomatoida, Cyclopoida, Harpacticoida and Siphonostomatoida orders were found. *Clausocalanus arcuicornis*, *C. furcatus*, *Calocalanus pavo*, *C. contractus*, *Pontella*

securifer, *Lucicutia flavicornis*, *Subeucalanus mucronatus*, *Rhincalanus cornutus*, *Paracalanus sewelli*, *Centropages bradyi*, *Acartia tonsa*, *Lubbockia squillimana*, *Saphirella tropica*, *Euterpina* sp. and *Caligus* sp., were new records for the islands. The Caribbean Equatorial Current circulation, Wilma and Beta Hurricanes passing through the Colombian Caribbean and continental runoff on the west side of the island, were the principal factors affecting copepod abundances and spatial distribution.

KEY WORDS: Copepods, Distribution, Composition, Providence and Santa Catalina.

INTRODUCCIÓN

La subclase Copepoda, que conforma aproximadamente entre el 60 y 80 % del total de la biomasa zooplanctónica en las regiones oceánicas y neríticas (Raymont, 1983; Campos y Suárez-Morales, 1994), con cerca de 11500 especies (Humes, 1994) y que se caracteriza por presentar una amplia diversidad morfológica, de hábitos alimentarios y distribución biogeográfica (Boltovskoy, 1981; Raymont, 1983; Suárez-Morales y Gasca, 2000; Turner, 2004), es uno de los componentes más importantes del zooplancton, debido a que es el principal consumidor tanto de fitoplancton como de componentes del bucle microbiano y consecuentemente es la mayor presa del ictioplancton y otros carnívoros pelágicos (Kleppel, 1993; Turner y Roff, 1993; Susuki *et al.*, 1999; Turner, 2004). Los organismos de esta subclase, considerados como los metazoos más abundantes de la tierra (Turner, 2004), han sido estudiados moderadamente en áreas costeras, estuarinas y continentales del Caribe colombiano (Rentería de Monsalve, 1975, 1976; Camacho-Casas, 1978; Franco *et al.*, 1992; Bernal y Zea 1992, 1993, 2000; Bernal *et al.*, 1994; Bernal-Valderrama, 1994; Camargo-Fajardo, 1994); sin embargo, es muy poco el énfasis que se le ha dado a esta comunidad en las zonas oceánicas.

En estas islas solamente se cuenta con el estudio realizado por Giraldo y Villalobos (1983), quienes analizaron la composición y abundancia del zooplancton superficial, registrando 141 especies, de las cuales 54 pertenecían al grupo Copepoda, siendo por lo tanto, el taxón más importante en cuanto a su abundancia y frecuencia de aparición. Con el fin de contribuir al conocimiento de los copépodos en esta ecorregión y de documentar una línea base introductoria para posteriores investigaciones taxonómicas, sistemáticas y ecológicas, se llevó a cabo un estudio sobre la composición de los copépodos en las islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano, las cuales son consideradas como Reserva Mundial de la Biosfera por su alta productividad, diversidad biológica y las extensiones más importantes de ecosistemas coralinos del territorio nacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las islas de Providencia y Santa Catalina, integrantes del archipiélago de San Andrés y Providencia, se ubican en el mar Caribe occidental entre los 13°19' y 13°24' N y entre los 81°21' y 81°24' W (Garay *et al.*, 1988), afuera de la plataforma continental centroamericana a una distancia de 720 Km de la costa atlántica colombiana. Físicamente se encuentran separadas por el canal de Aury con aproximadamente 180 m de largo. Presentan una topografía abrupta conformada por un complejo de rocas volcánicas de origen pliocénico (efusión magnética), ocupando un área de 22 Km² y una elevación sobre los 360 msnm (Geister, 1992). En su lado este, entre los extremos norte y sur a una distancia de 2500 a 3000 m, se encuentra asentado un extenso sistema arrecifal holocénico de 32 Km. El clima regente para el archipiélago conforme a la clasificación climática de Strahler y Strahler (1976) es húmedo seco tropical, las condiciones marinas y meteorológicas en general para las islas y el Caribe, obedecen a dos épocas climáticas: seca (enero a abril) y lluviosa (junio a diciembre), siendo mayo el mes de transición entre éstas (IGAC, 1986; Andrade *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 1996).

En las islas, al igual que en el resto del Caribe, se encuentra la influencia de los vientos Alisios del este y noreste, con temporadas esporádicas de vientos del oeste (W) y noreste (NE) en la mitad del año, pero su mayor intensidad se alcanza en la época seca durante el mes de febrero. Sin embargo, estas variables se pueden ver afectadas principalmente por la ubicación del archipiélago en el cinturón de huracanes del Caribe (Geister, 1992), como se pudo observar para la fecha de muestreo (octubre de 2005) al presentarse los huracanes Beta y Wilma (CIOH, 2005), que provocaron aumento en la velocidad de los vientos (≈ 50 nudos), la precipitación y el oleaje con alturas hasta de 5 y 6 m. Respecto a su hidrología se observa el ingreso de la corriente Ecuatorial del Caribe, la cual incide sobre los accidentes geográficos en dos direcciones, uno que continúa su trayectoria noroeste y otro que circula hacia el suroeste del área, mezclándose con las aguas de escorrentía provenientes de Nicaragua y Panamá, formando una zona de remolino anticiclónico (Díaz *et al.*, 1996).

Diseño muestral

En el mes de octubre del 2005, se realizaron arrastres superficiales en 47 estaciones, con una red de zooplancton de 250 μ m de poro, 1 m de largo y con un diámetro de boca de 30 cm, a la cual se le instaló un flujómetro de rotor mecánico previamente calibrado para determinar el volumen del agua filtrada (Boltovskoy, 1981) y posteriormente calcular la densidad de individuos (ind/1000 m³). Se ubicaron

27 estaciones entre las zonas norte (N), sur (S) y oeste (W) de las islas (nueve en cada una), 12 fueron asignadas para la zona este (E) y finalmente ocho para la zona interna (laguna arrecifal), comprendida por los sectores de Bottom House (Bh), Mc. Been (Mc.B), Old Town (Ot) y San Felipe (Sf) (con dos estaciones para cada sector) (Figura 1).

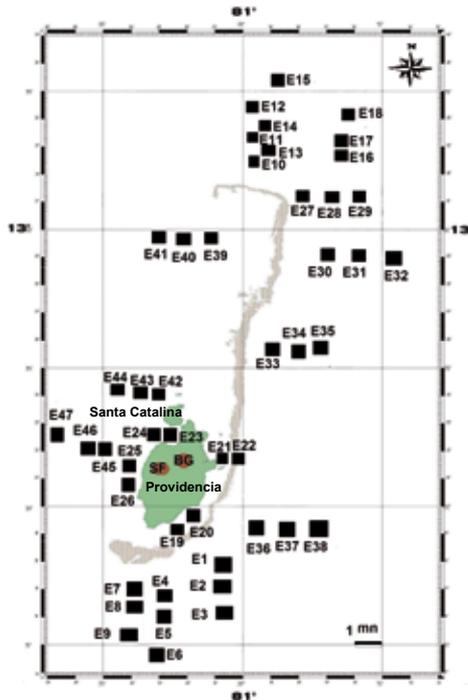


Figura 1. Distribución de las estaciones muestreadas para la colecta de zooplancton alrededor de las islas de Providencia y Santa Catalina, durante la época lluviosa de 2005 (modificado de Universidad Nacional de Colombia, sede San Andrés isla – Instituto de Estudios Caribeños, 2004). Estaciones (E), Old Town (Ot), Mc. Been (Mc.B), Bottom House (Bh) y San Felipe (Sf). La región sombreada de gris señala la barrera arrecifal de las islas. Puntos cafés indican los arroyos de San Felipe (Sf) y Bowden Gully (BG).

Los individuos fueron narcotizados con una cantidad de CO_2 contenido en una solución comercial de bicarbonato de sodio en una relación volumétrica de 1:1, proceso que se aceleró con su continua refrigeración a una temperatura $-1\text{ }^\circ\text{C}$, con lo cual se impidió la descomposición temprana de los organismos (Boltovskoy, 1981). Posteriormente, se fijaron con solución de formalina con base de agua de mar al 4 % y se separaron en una placa Bogorov de 5 mL, para su identificación a partir de las claves taxonómicas de Tréguoboff y Rose (1957), Owre y Foyo (1967), Deboyd y Smith (1977), Boltovskoy (1981) y Campos y Suárez-Morales (1994). Para este proceso, después de estudiar los individuos en un microscopio de luz Nikon-SE de 100X de aumento, se realizaron disecciones con agujas entomológicas para observar con más detalle las ornamentaciones y formas de las antenas, anténulas, mandíbulas,

maxilas, maxilípedos y patas, en especial la quinta, para identificar hasta el nivel de especie. Finalmente se midieron la salinidad del agua con un refractómetro marca Vista A366ATC (± 1.0), la temperatura con un termómetro de mercurio convencional marca Brand ($\pm 1^\circ\text{C}$) y el pH con un pHmetro marca Schott modelo CG 842, por estación.

Estadísticamente, se llevó a cabo un análisis de clasificación jerárquico a partir del índice de similaridad de Bray Curtis, con la técnica del ligamiento de promedio no ponderado (UPGMA) para observar la distribución de las especies en el área de estudio a partir de la formación de agrupaciones. Para establecer una relación entre la densidad de las especies y cada una de las variables físicas (temperatura, salinidad y pH) se utilizó la correlación de Spearman en el programa Statgraphic 5.0, siendo éste el método más apropiado para comparar dos variables con una distribución no normal (Ramírez, 1999; Clarke y Warwick, 2001).

RESULTADOS

Composición y distribución

Se identificaron en total 42 especies de copépodos, pertenecientes a 21 familias y a los órdenes Calanoida, Poecilostomatoida, Cyclopoida, Harpacticoida y Siphonostomatoida, con una abundancia promedio de 12.18 ± 5.19 ind/1000m³. Las especies *Undinula vulgaris* (24.57 %) en estadios adultos y copepoditos, *Clausocalanus arcuicornis* (21.65 %), *Farranula gracilis* (15.17 %) y *Paracalanus quasimodo* (7.72 %) fueron las más abundantes y frecuentes en las islas de Providencia y Santa Catalina. Sin embargo, cabe resaltar que *Calocalanus pavo* (3.88 %), *Corycaeus (U.) lautus* (3.8 %), *Oithona plumifera* (3.09 %), *Distiocalanus minor* (3.03 %), *Acrocalanus longicornis* (2.59 %) y *Oncaea mediterranea* (2.48 %), fueron muy frecuentes pero con abundancias relativas bajas (Tabla 1).

En cuanto a la distribución de las especies, en la tabla 1 se puede observar que 25 de ellas presentaron un amplio ámbito de distribución alrededor de las islas; *U. vulgaris*, *Calanus* sp., *Clausocalanus arcuicornis*, *Acrocalanus longicornis*, *Paracalanus quasimodo*, *Calocalanus pavo*, *Pontella securifer*, *Candacia pachydactyla*, *Temora stylifera*, *Acartia tonsa*, *Corycaeus* sp., *C. (U) lautus*, *C. (O) latus*, *C. (C) speciosus*, *Farranula gracilis*, *Oncaea mediterranea*, *O. venusta*, *Copilia mirabilis*, *Distiocalanus minor* y *Oithona plumifera* se hallaron entre 20 y 48 estaciones ubicadas en las cinco zonas. Continuamente con un máximo de 15 estaciones entre cuatro zonas se encontraron a *Euchaeta marina*, *Centropages braydi*, *Labidocera* sp., *Subeculanaus mucronatus* y *Paracalanus* sp. Las demás especies mostraron una menor frecuencia de aparición.

Tabla 1. Listado de los copépodos identificados para las islas de Providencia y Santa Catalina, indicando el número de estaciones, zonas donde se registraron, densidades totales (ind/1000 m³) y relativas (%), afinidad biogeográfica y distribución batimétrica (Owre y Foyo, 1967; Reid, 1990; López-Salgado *et al.*, 2000; Boxshall y Halsey, 2004; Perliaba y Grazia-Mazzochi, 2004): sur (S), norte (N), internas (I), este (E), oeste (O), zonas con mayores abundancias (+), nuevos registros para las islas comparado con los registros de Giraldo y Villalobos (1983) (*).

CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA	# EST.	ZONA	DENSIDAD		AFINIDAD BIOGEOGRÁFICA	DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA
			ind/1000 m	%		
ORDEN CALANOIDA						
Familia Calanidae Dana, 1849						
<i>Undinula vulgaris</i> (Dana, 1849)	44	S(+), N(+), I, E, O	140.70	24.57	Tropical/afinidad nerítica	Superficial
<i>Calanus</i> sp. Leach, 1819	24	S(+), N(+), I, E, O	4.59	0.80		
Familia Clausocalanidae Giesbrecht, 1892						
<i>Clausocalanus arcuicornis</i> (Dana, 1849)	43	S(+), N(+), I, E, O	123.95	21.65	Tropicales-Subtropicales	Superficial
<i>Clausocalanus furcatus</i> (Brady, 1883) (*)	4	S y N	0.08	0.01	Tropicales-Subtropicales	Superficial
Familia Paracalanidae Giesbrecht, 1892						
<i>Acropalanus longicornis</i> Giesbrecht, 1888(*)	36	S(+), N, I, E(+), O	14.85	2.59	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Paracalanus quasimodo</i> Bowman, 1971	38	S(+), N, I, E(+), O	44.19	7.72	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Paracalanus</i> sp. Boeck, 1865	14	S(+), N, I, E	3.04	0.53	Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Calocalanidae M. Bernard, 1958						
<i>Calocalanus pavo</i> (Dana, 1852) (*)	40	S(+), N, I, E(+), O	22.24	3.88	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Calocalanus contractus</i> Farran, 1926 (*)	12	S, N, O(+)	1.65	0.29	Temperado-Tropical	Superficial
Familia Eucalanidae Giesbrecht, 1892						
<i>Subeucalanus mucronatus</i> (Giesbrecht, 1888)	15	S(+), N, E, O	2.95	0.52	Tropical-Subtropical	Meso pelágicos
<i>Subeucalanus</i> sp. Geletin, 1976	7	N, E	0.18	0.03	Tropical-Subtropical	Meso pelágicos
<i>Pareucalanus sewelli</i> (Fleminger, 1973) (*)	3	I, O(+)	0.03	0.01	Tropical-Subtropical	Meso pelágicos
Familia Rhincalanidae Geletin, 1976						
<i>Rhincalanus cornutus</i> (Dana, 1849) (*)	1	I	0.01		Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Pontellidae Dana, 1853						
<i>Pontella securifer</i> Brady, 1883 (*)	25	S, N, I, E(+), O	1.25	0.22	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Pontellina plumata</i> (Dana, 1849)	17	S(+), N, E, O	0.61	0.11	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Labidocera acutifrons</i> (Dana, 1849)	5	S(+), E	0.09	0.02	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Labidocera</i> sp. Lubbock, 1853	14	S(+), N, E, O	1.78	0.31		

CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA	# EST.	ZONA	DENSIDAD		AFINIDAD BIOGEOGRÁFICA	DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA
			ind/1000 m	%		
Familia Candaciidae Giesbrecht, 1892	29	S(+), N(+), I, E, O	4.41	0.77	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Candacia pachyactyla</i> (Dana, 1849)						
Familia Centropagidae Giesbrecht, 1892						
<i>Centropages bradyi</i> Wheeler, 1900 (*)	11	S(+), N, E, O	0.23	0.04	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Centropages</i> sp. Kroyer, 1849	4	E, N	0.08	0.01		
Familia Euchaetidae Giesbrecht, 1892						
<i>Euchaeta marina</i> (Prestandrea 1833)	15	S, N(+), E, O	0.93	0.16	Tropical	Epipelágica
Familia Temoridae Giesbrecht, 1892						
<i>Temora stylifera</i> (Dana, 1849)	30	S, N, I(+), E, O	4.76	0.83	Tropical	Epipelágica
Familia Acaritiidae Sars, 1900						
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849 (*)	25	S, N, I(+), E, O	3.17	0.55	Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Lucicutiidae Sars, 1903						
<i>Lucicutia flavicornis</i> (Claus, 1863)	11	S(+), E, O	2.96	0.52	Tropical	Superficial
ORDEN POECILOSTOMATOIDA						
Familia Corycaeidae Dana, 1849						
<i>Corycaeus (Urocycaeus) latius</i> Dana, 1849	46	S(+), N(+), I, E, O	22.18	3.87	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Corycaeus (Omychocorycaeus) latus</i> Dana, 1849	20	S(+), N, I, E, O	2.54	0.44	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Corycaeus (Corycaeus) spectiosus</i> Dana, 1849	39	S(*), N(+), I, E, O	5.67	0.99	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Corycaeus</i> sp. Dana, 1846	20	S(+), N, I, E, O	10.30	1.80		
<i>Farranula gracilis</i> (Dana, 1849)	43	S(+), N, I E(+), O	86.81	15.16	Tropical	Superficial
Familia Oncaeidae Giesbrecht, 1892						
<i>Oncaea mediterranea</i> (Claus, 1863)	33	S(+), N, I, E, O	14.22	2.48	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Oncaea venusta</i> Philippi, 1843	27	S, N, I, E(+), O(+)	4.81	0.84	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Lubbockia squillimana</i> Claus, 1863 (*)	4	O	0.05	0.01	Tropical-Subtropical	Subsuperficial

CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA	# EST.	ZONA	DENSIDAD		AFINIDAD BIOGEOGRÁFICA	DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA
			ind/1000 m	%		
Familia Sapphirinidae Thorell, 1859						
<i>Sapphirina</i> sp. Thompson J., 1830	15	S(+), N, E	4.95	0.86	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Copilia mirabilis</i> Dana, 1849	30	S(+), N, I, E, O	5.82	1.02	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Copilia quadrata</i> Dana, 1849	3	S(+), N	0.03	0.00	Tropical-Subtropical	Superficial
ORDEN HARPACTICOIDA						
Familia Miraciidae Dana, 1846						
<i>Distiocolus minor</i> (Scott T., 1894)	38	S(+), N, I, E, O	17.35	3.03	Tropical-Subtropical	Superficial
<i>Macrosetella gracilis</i> (Dana, 1847)	3	S(exclusiva)	0.08	0.01	Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Clytemnestridae Scott A., 1909						
<i>Clytemnestra scutellata</i> Dana, 1849 (*)	7	S(+), N, I	0.08	0.01	Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Tachidiidae Boeck, 1865						
<i>Euterpina</i> sp. Norman, 1903 (*)	6	I(+), E	0.16	0.03	Tropical-Subtropical	Superficial
ORDEN CYCLOPOIDA						
Familia Clausiidae Giesbrecht, 1895						
<i>Saphirella tropica</i> Wolfenden, 1903 (*)	1	E-38 Este	0.01	0.00	Tropical-Subtropical	Superficial
Familia Oithonidae Dana, 1853						
<i>Oithona plumifera</i> Baird, 1843	36	S, N, I E(+), O(+)	17.68	3.09	Tropical-Subtropical	Superficial
ORDEN SIPHONOSTOMATOIDA						
Familia Caligidae Burmeister, 1834						
<i>Caligus</i> sp. Müller O. F., 1785 (*)	1	E-39 Oeste	0.01	0.00	Tropical-subtropical	Parásito
Copepoditos		S, N, I, E, O	1.06	0.19		
Total			572.55	100.00		

Esta amplia distribución, de más del 50 % de las especies, generó una similitud en la composición taxonómica de las estaciones. Este comportamiento es más evidente en el análisis de clasificación, donde a partir de un corte de similitud próximo a 37 % se establecieron cinco grupos (A, B, C, D y E), de los cuales cuatro (A – D) muestran una mezcla de las estaciones ubicadas en las zonas norte, sur, este y oeste y la exclusión de E19, E21 y E25 de la zona interna (Figura 2). El grupo E estuvo formado por estaciones de la zona interna, las cuales presentaron los más bajos valores de abundancia (0.22 – 0.66 ind/1000 m³) y número de especies (2-14) en el área de estudio, dominando en ellas *Acartia tonsa* (54.59 %). Lo opuesto, se observó en el grupo D, reuniendo las estaciones con las mayores abundancias (64.91 – 13.91 ind/1000 m³) y el dominio de *U. vulgaris* (32.28 %), *C. arcuicornis* (30.18 %) y *F. gracilis* (8.62 %), especies que en porcentajes menores también se presentaron en las otras agrupaciones.

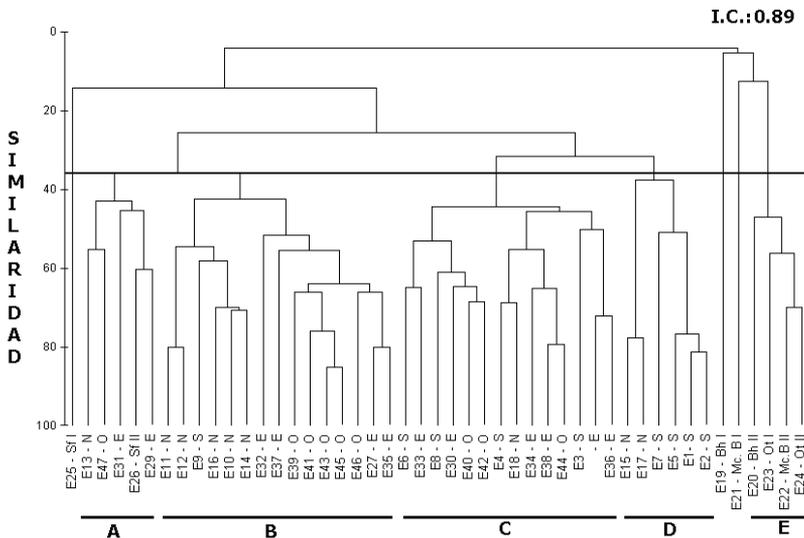


Figura 2. Dendrograma basado en la similitud de Bray-Curtis para las estaciones de las islas de Providencia y Santa Catalina durante el periodo lluvioso (octubre de 2005). Índice Cofenético (I.C.) en la parte superior. Corte de similitud próximo a 37 %. En el eje horizontal se indica el número de la estación (E) y la zona a la cual pertenece: sur (S), norte (N), este (O) e interna (Bottom House: Bh I y Bh II; Mc. Been: Mc.B I y Mc.B II; Old Town: Ot I y Ot II; San Felipe: Sf I y Sf II), los grupos formados (A – E).

Los grupos C y B contienen 14 y 15 estaciones respectivamente, que conjugan las zonas este, oeste, norte y sur; sin embargo, cabe resaltar que entre estos dos grupos las abundancias no presentaron diferencias marcadas, como se pudo observar con los grupos A y D. En el grupo C se pudo diferenciar dos subgrupos, los cuales

comparten el dominio de *C. arcuicornis* y *U. vulgaris*; sin embargo, la subdivisión es ocasionada por la presencia de *Oithona plumifera* (6.42 %), *Distiocolus minor* (5.53 %), *Corycaeus lautus* (4.68 %) y *Calocalanus pavo* (4.02 %) en las estaciones E36, E28, E3, E44, E38, E34, E18 y E4 y *F. gracilis* (19.31 %), *A. longicornis* (5.59 %) y *Oncaea mediterranea* (3.13 %) en las estaciones E42, E40, E30, E8, E33 y E6, que constituyen el segundo subgrupo. De igual manera el grupo B mostró dos subgrupos que presentaron en común el dominio de *U. vulgaris* y *F. gracilis*, pero aquí su separación se debió a la presencia adicional de *O. mediterranea* (7.48 %) y *Corycaeus speciosus* (5.98 %) en las estaciones E37, E35, E27, E46, E45, E43, E41, E39 y E32 con abundancias relativas altas y *C. pavo* (18.95%), *C. lautus* (9.74 %) y *O. plumifera* (9.08 %) para el segundo con E14, E10, E16, E9, E12 y E11. Finalmente en el grupo A *F. gracilis* (18.62 %), *U. vulgaris* (15.61 %), *P. quasimodo* (12.11 %) y *C. lautus* (7.16 %), fueron los más representativos.

De acuerdo con la comunidad descrita por Giraldo y Villalobos (1983), se tienen como nuevos registros las especies *Clausocalanus arcuicornis*, *C. furcatus*, *Calocalanus pavo*, *C. contractus*, *Pontella securifer*, *Lucicutia flavicornis*, *Subeucalanus mucronatus*, *Rhincalanus cornutus*, *Pareucalanus sewelli*, *Centropages bradyi*, *Acartia tonsa*, *Lubbockia squillimana*, *Saphirella tropica*, *Euterpina* sp., *Caligus* sp. (Figura 3).

Variables físicas

Para las islas de Providencia y Santa Catalina en el mes de octubre de 2005, se registró una temperatura del agua promedio de 28.8 ± 0.05 °C, exhibiendo los valores más altos en E11, E16 (zona norte), E25, E26 (zona interna) y E41 (zona oeste) con 30 °C y el menor en E10 (zona norte) con 25 °C. Respecto a la salinidad, por problemas técnicos no se pudo medir en las estaciones de la zona este, sin embargo los valores obtenidos fluctuaron entre 28 y 34, las salinidades más altas se observaron en E2 (zona sur), E15 y E16 (zona norte) con 35 y las más bajas corresponden a E24 (zona interna), E39, E40, E45, E46 y E47 (zona oeste) con 28 y de acuerdo al pH, E25 (zona interna) presentó el valor más alto con 8.6 y el menor E35 (zona este) con 8.15 (Tabla 2).

De los tres factores físicos (temperatura, salinidad y pH) incluidos en esta correlación (Spearman < 0.05), la salinidad fue el único que presentó una correlación significativa con la densidad total ($r = 0.42$, $p = 0.013$, $n = 35$). Respecto a la temperatura y el pH las correlaciones fueron muy bajas, reflejando que dichas variables no presentan un efecto significativo en la densidad zooplanctónica ($r_{T_p} = 0.031$, $p = 0.832$; $r_{pH} = -0.185$, $p = 0.214$).

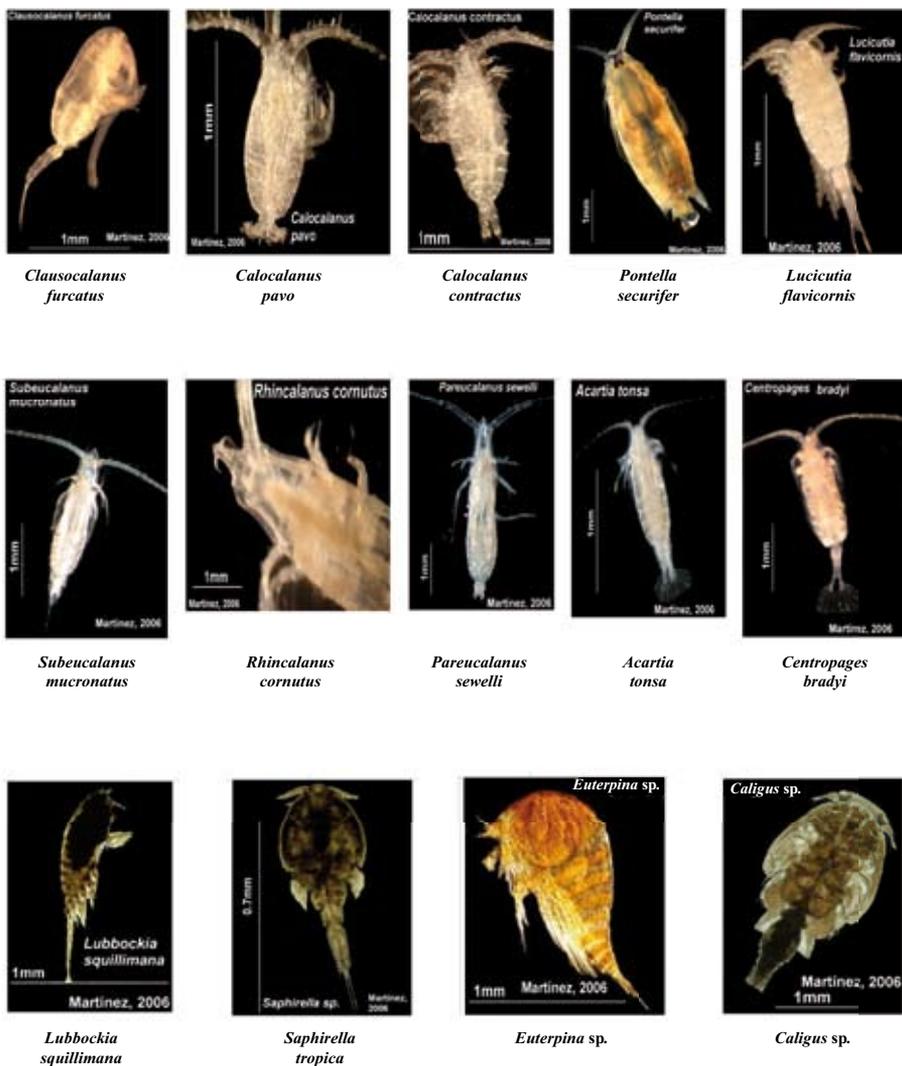


Figura 3. Fotografías de las nuevas especies de copépodos registradas para las islas de Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano) durante el periodo lluvioso de 2005, indicando nombre completo del organismo, escala en milímetros (mm) y el apellido de quien tomo la fotografía junto con el año. No se presenta imagen de *Clausocalanus arcuicornis*.

Tabla 2. Datos de temperatura (°C), salinidad y pH de las 47 estaciones de las islas de Providencia y Santa Catalina, muestreadas durante la época lluviosa (octubre de 2005): zonas (Z) sur (S), norte (N), este (E), oeste (O) e interna comprendida por Bottom House (Bh), Mc. Been (Mc. B), Old Town (Ot) y San Felipe (Sf) (*no registrados por problemas técnicos).

Z	Estación	Temp (°C)	Salinidad	pH	Z	Estación	Temp (°C)	Salinidad	pH
S	E1	29	33	8.41	Sf I	E25	30	33	8.6
S	E2	29	35	8.57	Sf II	E26	30	34	8.54
S	E3	29	34	8.43	E	E27	29	*	8.29
S	E4	29	33	8.42	E	E28	29	*	8.58
S	E5	29	34	8.43	E	E29	29	*	8.36
S	E6	29	33	8.56	E	E30	29	*	8.25
S	E7	29	31	8.51	E	E31	29	*	8.38
S	E8	29	33	8.56	E	E32	29	*	8.32
S	E9	29	33	8.43	E	E33	29	*	8.3
N	E10	25	33	8.5	E	E34	29	*	8.26
N	E11	30	34	8.56	E	E35	29	*	8.15
N	E12	29	33	8.52	E	E36	29	*	8.33
N	E13	29	33	8.54	E	E37	29	*	8.16
N	E14	25	32	8.56	E	E38	29	*	8.22
N	E15	29	35	8.59	O	E39	28	31	8.42
N	E16	30	35	8.56	O	E40	28	31	8.45
N	E17	29	33	8.54	O	E41	30	31	8.47
N	E18	29	33	8.5	O	E42	28,5	33	8.35
Bh I	E19	28	32	8.56	O	E43	29	33	8.59
Bh II	E20	29	33	8.57	O	E44	29	32	8.42
Mc. BI	E21	29	30	9.65	O	E45	28	32	8.43
Mc. BII	E22	29	33	8.54	O	E46	28	31	8.38
Ot I	E23	29	29	8.57	O	E47	28	31	8.46
Ot II	E24	29	28	8.55					

DISCUSIÓN

En las muestras de zooplankton de las islas, para esta fecha de muestreo (octubre de 2005), el grupo Copepoda fue el más abundante y diverso con una abundancia relativa de 70.3% conformado principalmente por copépodos calanoideos y poecilostomatoideos. Este dominio también se observó en los estudios realizados

por Giraldo y Villalobos (1983) para el archipiélago de San Andrés y Providencia como además es evidente en diferentes regiones de la gran cuenca del Gran Caribe, por ejemplo, Herman y Beers (1969) para Bermudas obtuvieron una dominancia para este grupo entre 75 y 80 %, en Barbados este valor alcanzó el 78 % (Lewis y Fish, 1969) y en Costa Rica hasta el 95 % (Morales y Murillo, 1996). Castellanos-Osorio y Suárez-Morales (1997), en la zona arrecifal de Mahahual, Quintana Roo (México), y Heidelberg *et al.* (2004) para Jamaica indican igualmente una dominancia de copépodos mayores del 70 %. Esto se debe probablemente a su amplio ámbito de distribución biogeográfica, presentado la mayoría de las especies una afinidad tropical-subtropical, una distribución batimétrica generalmente superficial (Owre Foyo, 1967; Campos y Suárez-Morales, 1994; López-Salgado *et al.*, 2000; Boxshall y Halsey, 2004; Perlaba y Grazia-Mazzochi, 2004, Tabla 1) y anexamente por su gran capacidad de adaptación a las diversas condiciones de los ecosistemas acuáticos, expresado en su diversidad morfológica y nutricional (Boltovskoy, 1981).

En cuanto a su abundancia y frecuencia de aparición las especies más representativas en este muestreo fueron *Undinulavulgaris*, *Clausocalanus arcuicornis*, *Farranula gracilis*, *Paracalanus quasimodo*, *Calocalanus pavo*, *Oithona plumifera*, *Distiocolus minor*, *Acrocalanus longicornis* y *Oncaea mediterranea*. Estas especies, junto con *Corycaeus (C.) speciosus* y *Clausocalanus furcatus*, son consideradas oceánicas, típicas de las aguas superficiales del mar Caribe y han sido registradas en los trópicos ecuatoriales, en regiones adyacentes al noroeste del Atlántico, en el Caribe occidental, la corriente de la Florida, la corriente de la Guayana y en el Golfo de México (Owre y Foyo, 1967; Lewis y Fish, 1969; Suárez-Morales y Gasca, 1989; Campos y Suárez-Morales, 1994; López-Salgado *et al.*, 2000).

La presencia de estas especies, junto con *Temora stylifera*, *Pareucalanus sewelli*, *Euchaeta marina* y *C. contractus* en el área, puede indicar el ingreso de la corriente Ecuatorial del Caribe, debido a su asociación con aguas oceánicas provenientes del sistema de esta corriente, que se presenta con elevadas salinidades y temperaturas mayores a los 20 °C (Calef y Grice, 1967). Esto se observó en el presente estudio con una temperatura entre 25 y 30 °C y salinidades entre 31 y 35, así como por Giraldo y Villalobos (1983), quienes registran temperaturas mayores a 24.9 °C y salinidades de 35.5. A pesar de que estas especies han sido registradas en varios estudios del zooplancton en el Caribe, se han observado algunas particularidades en este estudio. Por ejemplo, que *U. vulgaris* también ha sido registrada como una especie de tendencia nerítica, indicadora de la influencia de aguas oceánicas en las costas y sistemas arrecifales (Renon, 1993) y que el género *Clausocalanus* es uno de los más abundantes en medio oligotróficos, en especial en periodos de lluvias, cuando la masa fitoplanctónica es escasa (Frost y Fleminger, 1968; Perlaba y Grazia-Mazzochi, 2004).

De las nueve especies registradas por primera vez (Figura 3), *Caligus* sp. no es común en la comunidad zooplanctónica debido a sus hábitos de vida, ya que pertenece al grupo de los copépodos parásitos de peces, sin embargo su presencia en este muestreo se puede atribuir, probablemente, a su ciclo de vida en donde los primeros tres estadios de copepoditos son planctónicos (Cressey, 1983); no obstante, se resalta que los estudios sobre las fases de desarrollo de estos organismos son pocos.

La abundancia de la comunidad de copépodos, como su distribución en las islas, estuvo influenciada por el ingreso de la corriente Ecuatorial del Caribe y la temporada ciclónica a la cual se sometió el mar Caribe en el mes de octubre, con un total de cuatro huracanes (Stan, Vince, Wilma y Beta), dos tormentas tropicales y dos depresiones (CIOH, 2005). El complejo arrecifal de Providencia y Santa Catalina se ubica en el área de bifurcación de esta corriente, la cual entra por el lado este con un flujo superficial y pasa después rumbo oeste a suroeste (Díaz *et al.*, 1996). En este punto adyacente con el efecto de masa de los cayos y bancos de la zona central se genera un remolino anticiclónico en la zona sur y por lo tanto una área rica en nutrientes (Garay *et al.*, 1988; Geister, 1992; Andrade y Barton, 2000; López-Salgado *et al.*, 2000; Molares *et al.*, 2004). Esto pudo influir en el registros de las mayores abundancias en las estaciones de esta zona y, conforme a su recorrido, posiblemente ocasionó la distribución paralela de los componentes de la comunidad de copépodos alrededor de Providencia y Santa Catalina, que se intensificó más por el incremento en el movimiento de las aguas circundantes, por el paso de Beta y Wilma (CIOH, 2005), que provocaron aumento en la velocidad de los vientos (≈ 50 nudos), la precipitación y el oleaje, con alturas hasta 5 y 6 m.

Complementario a los anteriores aspectos, cabe destacar que la dinámica hidrológica del archipiélago, cambia a lo largo del año de manera constante (Garay *et al.*, 1988). Esta característica se acopla con la descripción de las aguas oceánico-tropicales como medios relativamente estables, tipificados con pequeñas fluctuaciones estacionales en las variables fisicoquímicas (Webber y Roff, 1995). Esta situación incide, por lo tanto, en no establecer diferencias espaciales de la comunidad, como se observó en el presente estudio, así como en otras áreas de la cuenca del Caribe como Costa Rica (Moore y Sander, 1976) y Jamaica (Yoshioka *et al.*, 1985; Heilderberg *et al.*, 2004).

La segunda área en registrar altos valores de abundancia fue la zona este, lo cual se confiere en conjunto a la entrada de la corriente Ecuatorial por este costado de las islas y a la presencia de la barrera arrecifal, que se describe como un sistema de refugio de organismos, que en muchos casos constituyen su único mecanismo de defensa en la evasión de depredadores y una gran fuente de alimentación (Hamner y

Carleton, 1979), permitiendo así una alta concentración de organismos sobre y entre sus estructuras coralinas (Emery, 1968). Sin embargo, su presencia no contribuyó para establecer diferencias en cuanto a la composición, lo cual se observó más claro en el análisis de clasificación, con la formación de cuatro grupos donde se mezclan estaciones de la zona sur, norte, este y oeste (Figura 2).

Respecto a la zona interna, la exclusión de tres de sus estaciones de las agrupaciones formadas a partir del análisis de clasificación y la reunión de cinco en el grupo E (Figura 2), se puede atribuir a sus características físicas y ubicación. En esta zona se hallan aguas terrígenas con una disposición radial hacia el mar destacando el arroyo San Felipe y Bowden Gully (Geister, 1992), lo que les confiere un incremento de material vegetal (e.g. tallos, hojas) y por lo tanto el acople y dominio específicamente de *Acartia tonsa*. Esta especie presenta un amplio ámbito de tolerancia de salinidad y temperatura; sin embargo, ha sido registrada con gran éxito en medios estuarinos y con altos contenidos de material vegetal debido a su capacidad omnívora, la cual le permite ingerir grandes células de fitoplancton (que son comunes en medios con influencia de aguas continentales) y controlar a sus competidores potenciales depredando a sus nauplios y copepoditos (Paffenhöfer, 1991). Este comportamiento pudo influir en las bajas abundancias y número de especies de copépodos registrados. De acuerdo con su ubicación, esta zona no se vio muy alterada por los huracanes, debido al efecto de barrera del arrecife coralino para las estaciones de Bottom House (Bh), Mc Been (McB), San Felipe (Sf) y Old Town (Ot), reforzándose además la protección de estos dos últimos lugares por la región montañosa (Geister, 1992).

En síntesis, la comunidad de copépodos de las islas de Providencia y Santa Catalina, se puede caracterizar de tipo pelágico – oceánico y nerítico (i.e. por la influencia de aguas terrígenas por el lado oeste de las islas), siendo *Undinula vulgaris*, *Clausocalanus arcuicornis*, *Farranula gracilis*, *Paracalanus quasimodo*, *Calocalanus pavo*, *Oithona plumifera*, *Distiocolus minor*, *Acrocalanus longicornis* y *Oncaea mediterranea* las especies más importantes de acuerdo a su abundancia y frecuencia de aparición. Como nuevos registros están *Clausocalanus arcuicornis*, *C. furcatus*, *Calocalanus pavo*, *C. contractus*, *Pontella securifer*, *Lucicutia flavicornis*, *Subeucalanus mucronatus*, *Rhincalanus cornutus*, *Pareucalanus sewelli* *Centropages bradyi*, *Acartia tonsa*, *Lubbockia squillimana*, *Saphirella trópica*, *Euterpina* sp., *Caligus* sp. La distribución y abundancia estuvieron afectadas por la corriente Ecuatorial del Caribe, los huracanes Wilma y Beta y por características propias de las islas. Conforme a la importancia de esta comunidad en el funcionamiento de los sistemas acuáticos y la poca información sobre ella, específicamente en la región oceánica del Caribe colombiano, se deberían implementar más estudios que

abarquen no solamente aspectos taxonómicos sino también de comportamiento, con base en diversos factores fisicoquímicos (*e.g.* sustrato, épocas climáticas, horas de colecta, profundidad) y biológicos (*e.g.* ciclos reproductivos, fases de desarrollo, interacciones con otros organismos) que puedan otorgar mayor información sobre su estructura y por consiguiente obtener datos fundamentales para posteriores análisis.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, que llevó a cabo el proyecto “Revalidación de los caladeros de pesca en las islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano” (código 116109–16817) en el cual se enmarcó este trabajo y a COLCIENCIAS, por su apoyo económico. A la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta, específicamente al grupo de “Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros”, por el apoyo científico y académico para analizar las muestras y también a los docentes e investigadores Adolfo Sanjuán y Néstor H. Campos por su apoyo incondicional.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, C. A. y E. D. Barton. 2000. Eddy development and motion in the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.*, 26: 105-201.
- Andrade, C. A., L. Giraldo y S. Lonin. 1996. Nota sobre la circulación de las aguas en el bajo Alicia y el sector de San Andrés Islas. *Bol. Cient. CIOH*, 17: 27-36.
- Bernal-Valderrama, A. R. 1994. Aspectos ecológicos de la comunidad de zooplancton nerítico en el departamento del Magdalena. Tesis M.Sc. Biología Marina, Univ. Nacional de Colombia, Santa Marta. 72 p.
- Bernal, A. R. y S. Zea. 1992. Análisis de los cambios nictimerales y diarios del zooplancton superficial de la bahía de Santa Marta, Mar Caribe colombiano. 753-754. En: VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar, Santa Marta. 1144 p.
- Bernal, A. R. y S. Zea. 1993. Variaciones nictimerales en la comunidad de zooplancton de la Bahía de Santa Marta, Mar Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín*, 22: 5-20.
- Bernal, A. R. y S. Zea. 2000. Estructura de la comunidad de zooplancton en condiciones de descarga continental y de afloramiento costero en Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cos.*, 29: 3-26.
- Bernal, A. R., B. Werding y S. Zea. 1994. Variación espacial y temporal de biomasa zooplanctónica en el sector nerítico del mar Caribe colombiano. 187-196. En: Campos, N. H. y A. Acero. (Eds.). *Contribuciones en ciencias del mar en Colombia. Investigación y desarrollo de territorios promisorios.* Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 262 p.

- Boltovskoy, D. (Ed.). 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Publicación Especial del INIDEP, Mar del Plata, Argentina. 936 p.
- Boxshall, G. A y S. H. Halsey. 2004. An introduction to copepod diversity. The Dorset Press, Dorchester. Reino Unido. 421 p.
- Calef, G. W. y G. D. Grice. 1967. Influence of the Amazon river outflow on the ecology of the western tropical Atlantic II. J. Mar. Res., 25: 84-94.
- Camacho-Casas, G. 1978. Características hidrográficas y zooplanctónicas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del ambiente (INDERENA). Proyecto de ecodesarrollo-actividad ecológica de aguas. Cartagena, Colombia. 65 p.
- Camargo-Fajardo, L. F. 1994. Estudio cualitativo y semicuantitativo del zooplancton superficial en el embalse El Guajaro (Atlántico) Colombia. Trianea (Act. Cien. Tecn. INDERENA), 5: 235-253.
- Campos, A. y E. Suárez-Morales. 1994. Copépodos pelágicos del golfo de México y mar Caribe. I Biología y sistemática. Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), México. 353 p.
- Castellanos-Osorio, I. A. y E. Suárez-Morales. 1997. Observaciones sobre el zooplancton en la zona arrecifal de Mahahual, Quintana Roo (mar Caribe mexicano). An. Inst. Biol. Univ. Nac. Auton Mex. Zool., 68 (2): 237-252.
- CIOH. 2005. Boletín meteomarinero del Caribe colombiano. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrológicas de la Armada Nacional de Colombia. Cartagena. 123: 3-4.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. Change marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Segunda edición. PRIMER-E Ltd. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, Reino Unido. 165 p.
- Cressey, R. F. 1983. Crustaceans as parasites of other organisms. 251-273. En: Bliss, D. E., y A. J. Provenzano, Jr., (Eds.). The biology of the crustacea, Vol 6 (5). Academic Press, Inc. Nueva York. 290 p.
- Deboyd, L. y A. Smith. 1977. Guide to marine zooplankton and marine invertebrate larvae. Editorial Kendall/Hunt. California, EE.UU. 161 p.
- Díaz, J. M., G. Díaz, J. Garzón, J. Geister, J. A. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano y complejos arrecifales oceánicos. Primera edición. INVEMAR. Santa Marta. 83 p.
- Emery, A. R. 1968. Preliminary observation on coral reef plankton. Limnol. Oceanogr., 13: 293-303.
- Franco, A., D. R. Avendaño, W. Bernal y M. Uribe. 1992. Contribución al conocimiento del plancton de isla Tesoro, Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. 754-762. En: VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar, Santa Marta. 1144 p.
- Frost, B. y A. Fleminger. 1968. A revision of the genus *Clausocalanus* (Copepoda: Calanoida) with remarks on distributional patterns in diagnostic characters. Bull. Scripps Int. Ocean., 12: 1-235.
- Garay, J., F. Castillo, C. Andrade, J. Aguilera, L. Niño, M. de la Pava, W. López y G. Márquez. 1988. Estudio oceanográfico del área insular y oceánica del Caribe colombiano. Archipiélago de San Andrés y Providencia y cayos vecinos. Bol. Cient. CIOH, 9: 3-73.
- Geister, B. J. 1992. Modern reef development and Cenozoic evolution of an oceanic island/ref. complex: Isla de Providencia (western Caribbean Sea, Colombia). Erlangen, 27: 1-70.

- Giraldo, R. A. y S. A. Villalobos. 1983. Composición y distribución del zooplancton superficial de San Andrés y Providencia y su relación con algunos parámetros fisicoquímicos: Crucero Océano V Área I. Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 82 p.
- Hamner, W. M. y J. H. Carleton. 1979. Copepod swarms: Attributes and roles in coral reef ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 24 (1): 1-14.
- Heidelberg, K. B., K. P. Sebens y J. E. Purcell. 2004. Composition and sources of near reef zooplankton on a Jamaican foreereef along with implications for coral feeding. *Coral Reefs*, 23: 263-276.
- Herman, S. y J. R. Beers. 1969. The ecology of inshore plankton populations in Bermuda. Part II. Seasonal abundance and composition of the zooplankton. *Bull. Mar. Sci.*, 19: 487-503.
- Humes, A. G. 1994. How many copepods?. *Hydrobiologia*, 292/293: 1-7.
- IGAC. 1986. San Andrés y Providencia: Aspectos geográficos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá. 155 p.
- Kleppel, G. S. 1993. On the diets of calanoids copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 99: 183-195.
- Lewis J. B. y A. G. Fish. 1969. Seasonal variation of the zooplankton fauna of surface waters entering the Caribbean sea at Barbados. *Carib. J. Sci.*, 9: 1-24.
- López-Salgado, I., R. Gasca y E. Suárez-Morales. 2000. La comunidad de copépodos (Crustacea) en los giros a mesoescala en el occidente del Golfo de México (Julio, 1995). *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 435-446.
- Molares, B. R., J. T. Vanegas., V. J. Bustamante y A. C. Andrade. 2004. Aspectos oceanográficos de las aguas sobre la depresión Providencia en mayo de 2004. *Bol. Cient. CIOH*, 22: 11- 25.
- Moore, E. y F. Sander. 1976. Quantitative and qualitative aspects of zooplankton and breeding of copepods at two Caribbean coral reef stations. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 4: 489-607.
- Morales, R. A. y M. M. Murillo. 1996. Distribution, abundance and composition of coral reef zooplankton, Cahuita National Park, Limón, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 44 (2): 619-630.
- Owre, H. B. y M. Foyo. 1967. Copepods of the Florida current. Manuals for the identification of the fauna of the tropical Western Atlantic. Fauna caribaea: Crustacea, Part I: copepoda. Institute of Marine Science, Miami. 137 p.
- Paffenhöfer, G. A. 1991. Some characteristics of abundant subtropical copepods in estuarine, shelf and oceanic water. *Bull. Plankton Soc. Japan, Spec.*, 1: 201-216.
- Perlaba, U. y M. Grazia-Mazzocchi. 2004. Vertical and seasonal distribution of eight *Clausocalanus* species (Copepoda: Calanoida) in oligotrophic water. *J. Mar. Sci.*, 61: 645-653.
- Ramírez, A. 1999. Ecología aplicada: diseño y análisis estadístico. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 325 p.
- Raymont, J. 1983. Plankton and productivity in the oceans. Pergamon Press International Library. Oxford. EE. UU. 824 p.
- Reid, J. W. 1990. Continental and coastal free-living Copepoda (Crustacea) of México, Central America and the Caribbean region. 174-213. En: Navarro, D. y J. Robinson (Eds.). *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Kaán Quintana Roo, México*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo/Program of Studies in Tropical Conservation, University of Florida, México. 598 p.
- Renon, J. P. 1993. Répartition du copépode planctonique *Undinula vulgaris* Dana dans trois type de mixieux coralliens. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 69: 239-247.

- Rentería de Monsalve, B. 1975. Dinámica zooplanctónica e hidrográfica de la bahía de Cartagena. Divulg. Pesq., 10 (4-5): 1-15.
- Rentería de Monsalve, B. 1976. Fauna planctónica de la Ciénaga Grande de Santa Marta y su relación con el medio. Divulg. Pesq., 11 (4-5): 1-15.
- Strahler, A.N. y A. H. Strahler. 1976. Elements of physical geography. Nueva York, John Wiley. 469 p.
- Suárez-Morales, E. y R. Gasca. 1989. Copépodos epiplanctónicos (Crustacea) del Canal de Yucatán (mayo- junio, 1984). Carib. J. Sci., 25 (3-4): 196-202.
- Suárez-Morales, E. y R. Gasca. 2000. The planktonic copepod community at Mahahual reef, Western Caribbean. Bull. Mar. Sci., 66 (1): 255-267.
- Susuki, K., Y. Nokamura y J. Hirami. 1999. Feeding by the small Calanoid copepod *Paracalanus* sp. A heterotrophic dinoflagellates and ciliates. Aquat. Microbiol. Ecol., 17: 99-103.
- Trégouboff, G. y M. Rose. 1957. Manual de planctonologie Méditerranéenne. Illustrations. Centre National de la Recherche Scientifique. París 128 p.
- Turner, T.J. 2004. The important of small planktonic copepods and their roles en pelagic marine food webs. Zool. Stud., 43 (2): 255-266.
- Turner, J. T. y J. C. Roff. 1993. Trophic levels and trophospecies in marine plankton: Lessons from the microbial food web. Mar. Microb. Food Webs, 7: 225-248.
- UNC. 2004. Proyecto de revalidación de caladeros de las islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Universidad Nacional de Colombia, San Andrés. 24 p.
- Webber, M. K. y J. C. Roff. 1995. Annual structure of the copepod community and its associated pelagic environmental off Discovery Bay, Jamaica. Mar. Biol., 123: 467-479.
- Yoshioka, P. M., G. P. Owen y D. Pesante. 1985. Spatial and temporal variations in Caribbean zooplankton near Puerto Rico. J. Plankton Res., 7 (6): 733-751.

FECHA DE RECEPCIÓN: 14/11/07

FECHADEACEPTACIÓN:24/03/09



APLICACIONES DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y SENSORES REMOTOS AL MANEJO DE PESQUERÍAS MARINAS Y DESAFÍOS PARA SU DESARROLLO EN COLOMBIA

John J. Selvaraj¹, Maya Rajasekharan² y Ángela I. Guzmán-Alvis¹

1 Universidad Nacional de Colombia-Sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Carrera 32 vía a Candelaria, Palmira, Valle del Cauca, Colombia. jjselvarajh@palmira.unal.edu.co (J.J.S.); aiguzmana@palmira.unal.edu.co (A.I.G.)

2 Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia. maya.janamma@gmail.com

RESUMEN

El uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y de los Sensores Remotos (SR) se ha incrementado en el manejo de pesquerías marinas en los últimos años. Sin embargo, su aplicación ha sido muy poca en Colombia. Este artículo revisa brevemente el uso de herramientas espaciales en el manejo de las pesquerías marinas, retrospectiva y predictivamente. Se discuten casos de estudio de SR y SIG en la investigación pesquera y los retos a futuro de su potencial aplicación en las medidas de manejo de las pesquerías en Colombia. Recomendamos que, para progresar, la prioridad podría estar en el entrenamiento de los científicos pesqueros en SR y SIG, el incremento de la colaboración entre las instituciones, la colecta de datos estandarizados y el desarrollo de una plataforma común para compartir los datos.

PALABRAS CLAVE: Sistemas de Información Geográfica, Sensores Remotos, Pesquerías marinas.

ABSTRACT

Applications of Geographic Information System and Remote Sensing in marine fisheries management and challenges for its development in Colombia. Geographic Information System (GIS) and Remote Sensing (RS) techniques have been used increasingly for marine fisheries development and management over the last years. However, its applications continue to be scarce in Colombia. This paper briefly reviews use of spatial tools in marine fisheries management, both retrospectively and predictively. Case studies of RS and GIS in fisheries research in Colombia and challenges for future use for management measures are discussed. In order to harness the potential of GIS and RS tools in marine fisheries research and management, priority should be given for training fisheries scientists in RS and GIS, increasing collaboration among institutions, departments, standardize data collection, and development of a common platform for data sharing.

KEY WORDS: Geographic Information System, Remote Sensing, Marine fisheries.



Con costas tanto en el mar Caribe como en el océano Pacífico, las pesquerías marinas en Colombia juegan un importante papel socio-económico suministrando seguridad alimentaria y sustento para los sectores pobres de la comunidad (FAO, 2003, 2005; Espinal *et al.*, 2005; Rico-Mejía y Rueda, 2007; Zapata *et al.*, 2007). Además son fuente de ingresos y generan empleo debido a su influencia sobre el crecimiento de industrias subsidiarias (Béné *et al.*, 2007). Los recursos pesqueros en Colombia se caracterizan por una alta diversidad y poblaciones de especies pequeñas (FAO, 2003). Especies de importancia pesquera en Colombia incluyen al atún, los camarones, las langostas, los pargos y los caracoles (FAO, 2003, 2005; Espinal *et al.*, 2005), debido al alto valor comercial y demanda en el mercado internacional (FAO, 2005; Kapetsky y Aguilar-Manjarrez, 2007).

Entre las décadas de los años cincuentas y los ochentas del siglo pasado, la industria estuvo basada principalmente en el camarón de aguas someras (FAO, 2003). En el Pacífico colombiano la producción de camarón de aguas someras fue máxima entre 1960 y 1980, con desembarcos entre 700 y 1000 toneladas; no obstante desde 1986 hasta 2007 las capturas descendieron sostenidamente a niveles entre 100 y 400 toneladas/año como resultado combinado de un alto esfuerzo en las décadas de los años setentas y ochentas, además de la aparición de una flota artesanal sin control (Rueda *et al.*, 2006). Hoy en día, la pesca de atún, es la actividad comercial más importante y también está entrando en crisis por la reducción en las capturas; lo que hace preguntarse sobre la sostenibilidad de este recurso (Espinal *et al.*, 2005). No obstante, si se asegura la sostenibilidad de la pesca blanca y otros recursos promisorios como el pargo, el calamar gigante y otras especies de profundidad, las perspectivas de desarrollo pesquero en el país serían buenas (FAO, 2003, 2005).

El manejo sostenible requiere un planeamiento adecuado, basado en la regulación y la motivación para evitar desastres ecológicos y las subsecuentes tragedias sociales en las regiones costeras, donde la pesca es el primer ingreso económico y proveedor de alimento (Béné *et al.*, 2007). Un planeamiento ambiental efectivo depende de la precisión y comprensión científica de los datos sobre los que se basan las decisiones de las políticas. También se necesita revisar y afinar las políticas e intervenciones, debido a la alta dinámica natural de las pesquerías marinas (Meaden y Chi, 1996).

Por esto, es esencial una base de datos confiable, en tiempo real, sobre varios aspectos de las pesquerías marinas (variaciones espacio-temporales de los recursos potenciales existentes y de las variables biofísicas). Estas consideraciones deberían tenerse en cuenta para conocer el estrés sobre el ambiente en términos de explotación, la vulnerabilidad humana a los cambios ambientales, la pérdida de los recursos pesqueros, la capacidad social e institucional para superar tales pérdidas

y la capacidad para responder a las demandas globales con esfuerzos colectivos basados en el conocimiento de la agenda de la utilización del recurso.

Un análisis causal revela que los elementos comunes de las prácticas del manejo de las pesquerías marinas son: las variaciones espacio-temporales de las poblaciones pesqueras, el reclutamiento, la imposición de zonas de regulación y la destrucción de los ecosistemas marinos (Valavanis, 2002). Ha sido demostrado en otros tipos de uso de recursos (Burrough, 1992; Goodchild *et al.*, 1992; Store y Kangas, 2001; Malczewski, 2004), donde la variación espacial juega un papel importante, que los Sistemas de Información Geográfica (SIG), combinados con otras herramientas estadísticas y modelos, pueden mejorar el manejo de los recursos. Por lo anterior, se necesita un monitoreo pesquero proactivo para mejorar la colecta, la compilación, el análisis y la síntesis de las series complejas de datos, proporcionado oportunamente y mejorando la utilidad de la información para el manejo ambiental y pesquero. Las tecnologías en Sensores Remotos (SR) y SIG son reconocidas como herramientas poderosas para alcanzar el propósito de sustentar un sistema de decisión sobre el manejo. Este artículo describe las aplicaciones que tienen los SR y SIG en la investigación pesquera y los retos a futuro de su potencial aplicación en las medidas de manejo de las pesquerías en Colombia.

Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos

Los SIG son herramientas informáticas que se usan para la cartografía, el análisis de datos georreferenciados y que contribuyen en la toma de decisiones de manejo. Los SIG integran operaciones comunes de bases de datos, como consultas y análisis estadísticos, con las visualizaciones y análisis geográficos de los beneficios ofrecidos por los mapas. Esto da información sobre la estructura espacio-temporal y las relaciones de las variables, que de otro modo no han sido evidentes en la fuente de datos. Los SIG ayudan a convertir los datos crudos en información significativa para apoyar las decisiones de gestión (Chang, 2007). Por otra parte, los SR obtienen información en pequeña o gran escala de un objeto por el uso de sensores, en tiempo real, que no están en contacto físico con el objeto (Jensen, 2007). Los SR a menudo se usan en combinación con los SIG para integrar y analizar los datos obtenidos de múltiples sensores.

El uso de SIG y SR para la toma de decisiones y para el desarrollo de políticas está creciendo rápidamente en el manejo de los recursos naturales. Sin embargo, el uso de SIG y de las herramientas espaciales ha sido limitado en las pesquerías marinas (Isaak y Hubert, 1997; Fisher y Toepfer, 1998). La lenta aplicación de SIG y SR en las pesquerías marinas se debe parcialmente a las características únicas e inherentes de los recursos pesqueros que hacen difícil su representación y análisis (Meaden y

Chi, 1996). Además están las restricciones socio-económicas e institucionales que ponen barreras y retrasan el empleo de herramientas espaciales en el manejo de las pesquerías marinas (Meaden, 1999). En esta sección, se discute el uso común de los SIG y los SR en el manejo de las pesquerías y se presentan casos de estudio.

Los Sistemas de Información Geográfica y su aplicación en pesquerías

Los SIG aplicados al monitoreo y manejo de poblaciones marinas se han convertido en una herramienta generalizada y su uso se ha incrementado en los últimos años (Wang *et al.*, 2003; Babcock *et al.*, 2005; Morris y Ball, 2006; Riolo, 2006; Carrick y Ostendorf, 2007; Selvaraj *et al.*, 2007). En las pesquerías marinas, los SIG y los SR se han utilizado inicialmente para incrementar la eficiencia de las pesquerías comerciales, mediante el uso de datos satelitales de temperatura y del color del océano para ubicar los cardúmenes de peces pelágicos (Riolo, 2006). El uso explícito de SIG y de las herramientas espaciales asociadas al manejo de pesquerías ha tenido un lento desarrollo, debido a que el manejo se ha basado en una sola especie (Butler *et al.*, 1986; Fisher y Rahel, 2004), sin considerar la variación en espacio y tiempo de la pesca disponible. Hoy en día, sin embargo, la mayoría de los problemas en recursos pesqueros están en el dominio espacial debido a la sobreexplotación de las áreas de pesca y a la pérdida de hábitat. Por consiguiente, la heterogeneidad de los ambientes marinos y los procesos en escalas múltiples que influyen en las poblaciones pesqueras, son factores importantes para la toma de decisiones (Kapetsky y Aguilar-Manjarrez, 2007).

Recientemente, el componente espacial para el manejo de las pesquerías se vuelve prioritario con el “paradigma de cambio” hacia la comunidad y el ecosistema (Babcock *et al.*, 2005). Las investigaciones recientes, las políticas y las legislaciones están enfocándose sobre la comunidad y el ecosistema como un mandato de las ciencias pesqueras y del manejo. En este contexto, existe un incremento en la literatura que da una alta prioridad a los aspectos espaciales de las pesquerías (Booth, 2000). Los ecosistemas y las comunidades muestran un ambiente marino heterogéneo con múltiples escalas. La extensión espacial de una comunidad puede variar ampliamente de una comunidad a otra. Igualmente, la extensión del ecosistema también se considera importante y definida. Además, un ecosistema tiene múltiples procesos e interacciones (entre especies y entre especies y hábitat). En este contexto, los SIG han sido ampliamente aceptados por su fortaleza y capacidad para visualizar y analizar los procesos heterogéneos a través de diversos paisajes pesqueros (Fisher y Rahel, 2004). Los SIG también permiten la integración de diferentes capas de la información, tales como la batimetría, la temperatura superficial del mar (TSM), la captura total y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), lo que es imposible

hacer cuando se usan métodos convencionales. Además, combinando datos de tipos disimilares, tales como límites socio-políticos, tipos de fondo, distribución de peces y manejo de recursos, pueden usarse los SIG para tomar decisiones de manejo (Kapetsky y Aguilar-Manjarrez, 2007).

En el marco de trabajo de los SIG los problemas comunes son: la cartografía de la variación espacio-temporal en la distribución de las poblaciones pesqueras, del hábitat y el modelamiento y determinación de los hábitats esenciales de los peces (Fisher y Toepfer, 1998). Las variaciones espacio temporales en la distribución de las poblaciones, han sido incorporadas por varios investigadores a varias especies marinas como la sardina y la anchoveta (Lluch-Belda *et al.*, 1991), el atún (Lee *et al.*, 1999), el pez sol (Eastwood *et al.*, 2001), los calamares (Sakurai *et al.*, 2000) y las sepias (Valavanis *et al.*, 2002). Además, la distribución óptima del hábitat ha sido modelada por medio de SIG para el camarón tigre de agua dulce (Loneragan *et al.* 1998), la sardina y la anchoveta (Yáñez *et al.*, 1996). Riolo (2006), en la Samoa Americana, usó un análisis espacial de la densidad para identificar esquemas espaciales y temporales de la disponibilidad de las poblaciones (especies de importancia económica y especies amenazadas), el esfuerzo pesquero y su desempeño.

Las herramientas espaciales también ayudan a identificar el Hábitat Esencial de Peces (HEP) (Allee *et al.*, 2000; Rosenberg *et al.*, 2000). Rosenberg *et al.* (2000) crearon un modelo basado en SIG del hábitat esencial de peces, integrando información satelital de la TSM y la clorofila, que contemplaba el monitoreo de la producción pesquera y los datos de la actividad de la flota y batimetría. El modelo desarrollado se aplicó a la dinámica de la población del calamar de aleta corta *Illex coindetti* Verany (Cephalopoda, Omnastrephidae), en el mar Mediterráneo oriental durante la época de pesca de 1997 y 1998 y mostró una distribución espacio-temporal del HEP mensual. En el Mediterráneo oriental, Georgakarakos *et al.* (2002) desarrollaron un modelo para predecir la población efectiva de los calamares, basado en análisis univariados y multivariados de series de tiempo de descriptores ambientales y del hábitat. Comúnmente dentro de los SIG se usan los datos del hábitat bentónico e índices apropiados de abundancia relativa a lo largo de gradientes ambientales para desarrollar los modelos del Índice Apropiado del Hábitat (IAH) (Rubec *et al.*, 1998a, b; Brown *et al.*, 2000).

Los SIG y otros tipos de análisis espaciales han sido usados en conjunto con los modelos de la dinámica de poblaciones, como una herramienta que sustenta las decisiones para el manejo. Valavanis *et al.* (2002, 2004) desarrollaron y aplicaron modelos SIG para el hábitat esencial de cefalópodos en el Mediterraneo oriental. Éstos incluyeron datos oceanográficos y de hábitat, al igual que datos geo-referenciados

de pesquerías. Maury y Gascuel (1999) desarrollaron un modelo de simulación SIG para estudiar el impacto de un Área Marina Protegida (AMP), teniendo en cuenta la migración estacional de los peces. Ault *et al.* (1999) hicieron un modelo espacial multi-stock de la dinámica de poblaciones de peces y camarones que incluía un modelo de circulación hidrodinámica, al igual que información del hábitat. La modelación espacial también ha sido utilizada para examinar preguntas económicas y sociales sobre las pesquerías. Scholz (2003) desarrolló un SIG de localidades pesqueras cruzando las referencias con el puerto de origen para determinar el impacto económico sobre las comunidades pesqueras costeras aledañas cuando se sugiere cerrar un área de pesca.

Más recientemente, el incremento de evidencia sugiere que el conocimiento de los pescadores es fundamental para el manejo de las pesquerías marinas (Maurstad, 2002). Sin embargo, la integración de conocimiento local y científico es, en principio, difícil debido a la diferencia del tipo de datos. En este caso, el SIG es una herramienta poderosa para integrar y visualizar las distribuciones espaciales de los datos científicos y los datos cualitativos del conocimiento local. Por ejemplo, Close y Hall (2006) describieron una metodología para la colección e incorporación del conocimiento local en la planificación y manejo de las pesquerías usando el marco de trabajo del SIG. Esta metodología ha sido aplicada a pesquerías de langostas y caracol pala en las islas Turks y Caicos (Hall y Close, 2007).

Los Sensores Remotos y su aplicación a las pesquerías

La cartografía del océano usando sensores remotos muestra señales nuevas de sus características en grandes y pequeñas escalas. Los sensores remotos se han usado para ubicar las áreas marinas productivas (Solanki *et al.*, 2003), las características del hábitat (Wang *et al.*, 2007), los patrones de migración (Kiyofuji y Saitoh, 2004) y las áreas de actividad pesquera (Rodhouse *et al.*, 2001).

Los datos de Sensores Remotos son usados frecuentemente para predecir las zonas de agregación de peces, midiendo los parámetros que influyen en su población (Butler, *et al.*, 1988). La TSM y el color del océano (clorofila α) obtenidos de los satélites han sido los principales parámetros oceanográficos de tales aplicaciones. Las zonas de agregación de peces, son áreas productivas donde la concentración de clorofila α es alta y la TSM es baja, resultado de procesos oceanográficos como surgencias, giros ciclónicos, frentes y eddies (Agostini y Bakun, 2002). La primera aplicación de teledetección en operaciones pesqueras fue en 1971 en los Estados Unidos (Laurs y Fiedler, 1984). Estas investigaciones tuvieron un gran impacto sobre la eficiencia de las flotas atuneras americanas, reduciendo el tiempo de búsqueda entre un 25 % y 40 %. Desde entonces muchos estudios usan técnicas de

sensores remotos para modelar regiones de incremento de la productividad marina, incluyendo modelamiento de surgencias (Demarcq y Faure, 2000), frentes de TSM (Waluda *et al.*, 2001) y formación de giros ciclónicos (Valavanis *et al.*, 2002).

Como se mencionó anteriormente, con frecuencia se usan los sensores remotos combinados con los SIG para integrar y analizar datos que provienen de sensores múltiples para modelos espacio-temporales de cartografía de zonas productivas de pesca. Santos *et al.* (2001) calcularon un índice mensual de surgencia a lo largo de la costa oeste de Portugal utilizando imágenes de satélite. Mokrin *et al.* (1999) estudiaron la distribución espacial del calamar en el noroeste del mar de Japón. Chávez *et al.* (2003) relacionaron el colapso y la reaparición de las pesquerías de la sardina y la anchoveta en el océano Pacífico con los cambios en las anomalías ambientales inducidas naturalmente por las variaciones de El Niño y la Oscilación del Sur. Finalmente, Valavanis *et al.* (2002) estudiaron un área espacio-temporal de TSM y clorofila α en el este del Mediterráneo para el período 1993-1997 y encontraron que los recursos locales de cefalópodos estaban conectados con una variación ambiental que persistía en los procesos de surgencia y frentes oceánicos. Además, la información de la temperatura también se usa para estudiar las áreas de desove de las especies marinas (Valavanis *et al.*, 2002).

El manejo de las pesquerías marinas no sólo cuenta con la determinación de las zonas productivas y potenciales de pesca, sino también con los datos confiables de las tasas de capturas, el esfuerzo de pesca y con las áreas de actividad pesquera. Sin embargo, tales datos no son confiables en países donde las regulaciones del manejo no se aplican estrictamente. En tales casos para estimar el impacto de la actividad pesquera, una alternativa puede ser medir la extensión del área de actividad pesquera (área pesquera formada por la ubicación y época del año). El uso de imágenes de satélite de la “Defense Meteorological Satellite Program (DMSP)/Operational Linear System (OLS)” ofrecen una herramienta poderosa e innovadora para determinar la distribución espacial de la flota pesquera detectando las luces de los barcos pesqueros a través de los océano del mundo (Cho *et al.*, 1999; Rodhouse *et al.*, 2001; Waluda *et al.*, 2002). Usando imágenes DMSP/OLS, se determinó la ubicación pesquera del saury del Pacífico y del calamar común japonés (Kiyofuji y Saitoh, 2004) y el gran calamar (Waluda *et al.*, 2004; Waluda y Rodhouse, 2005). Esta información permitió hacer un análisis comprensivo del impacto total de la pesca sobre la población.

Aplicación de herramientas espaciales para el estudio de recursos oceánicos en Colombia

En Colombia son escasas las investigaciones sobre la aplicación de SR y SIG para el estudio de recursos oceánicos. Sin embargo, se tienen importantes aplicaciones de metodologías de modelación espacial usando enfoques de análisis geoestadístico para la determinación de patrones de distribución de la abundancia de especies, la estimación del tamaño poblacional efectivo, la relación entre la abundancia de especies y descriptores del hábitat y la estimación de áreas rentables de pesca (Rueda, 2001; Páramo y Roa, 2002; Páramo *et al.*, 2003; Rueda y Defeo, 2003a, b). Entre las pocas aplicaciones de sensores remotos se tiene que Caicedo y Gómez (2004) evaluaron el color del océano en el Caribe colombiano usando imágenes de sensores remotos del SeaWIFS y SeaDAS para calcular la productividad primaria, limitando su estudio sólo a identificar los lugares con alta abundancia de fitoplancton. Andrade y Barton (2000), Melo (2002), Orejarena *et al.* (2004), Malikov y Villegas (2005) y Bastidas-Salamanca *et al.* (2006) analizaron la variación espacio temporal en procesos físicos y biológicos en las áreas marinas de Colombia usando sensores remotos. Los estudios anteriores no usan estas herramientas para analizar la pesquería.

Desafíos para el desarrollo futuro en Colombia

Las aplicaciones de las decisiones espaciales sustentadas en pesquerías marinas siguen siendo muy pocas en Colombia, debido a las siguientes razones: a) un entendimiento limitado de los principios y metodologías asociadas a los SIG aplicados a ciencias marinas, b) hace falta una toma de datos en forma estandarizada, c) falta de entrenamiento, d) falta de colaboración entre las diferentes organizaciones/institutos y e) no hay un compromiso adecuado entre las diferentes organizaciones y el gobierno para asegurar la continuidad de estas decisiones espaciales sustentadas por herramientas. La falta de información sobre recursos marinos, en términos de su ubicación y áreas de apareamiento, ha dado como resultado un conflicto de objetivos de conservación y logro económico. Por lo tanto, se requiere de una aproximación integrada para el manejo sustentable que tenga en cuenta las potenciales aplicaciones de tecnologías de SIG y SR.

En Colombia se pueden usar los SIG, los sensores y sus mapas aplicados en muchos problemas relacionados con el desarrollo y manejo pesquero. Esto es una ventaja para mejorar la sostenibilidad de las pesquerías marinas, particularmente en la identificación de nuevas zonas de pesca. Los mapas de zonas potenciales de pesca pueden usarse tanto para la explotación como para la conservación. La cartografía de hábitats esenciales de pesca es importante para las prioridades en conservación.

La identificación y monitoreo de puntos geográficos productivos usando SIG y SR en aguas oceánicas pueden incrementar el potencial pesquero y permitir la expansión controlada de nuevas oportunidades de pesca. Para alcanzar plenamente estos objetivos en Colombia se necesita mejorar los sistemas para compartir datos, mejorar la colaboración entre las diferentes instituciones involucradas y capacitarlas en las aplicaciones marinas de los SIG y SR.

Un ejemplo de identificación de áreas productivas en el Pacífico colombiano se presenta en la Figura 1. Las imágenes son del sensor MODIS por sus siglas en inglés “Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer”, los datos de TSM y clorofila de las imágenes se analizaron utilizando el software SeaDAS (Sistema de Análisis de Datos SeaWiFS), mientras que el promedio anual se obtuvo de las imágenes compuestas de los 12 meses del año 2007. La concentración de clorofila da información sobre la distribución del fitoplancton y su dinámica espacio-temporal (Figura 1A). La figura 1B muestra gradientes en la TSM que permiten identificar frentes de temperatura, los que son áreas potenciales para agregación de peces pelágicos.

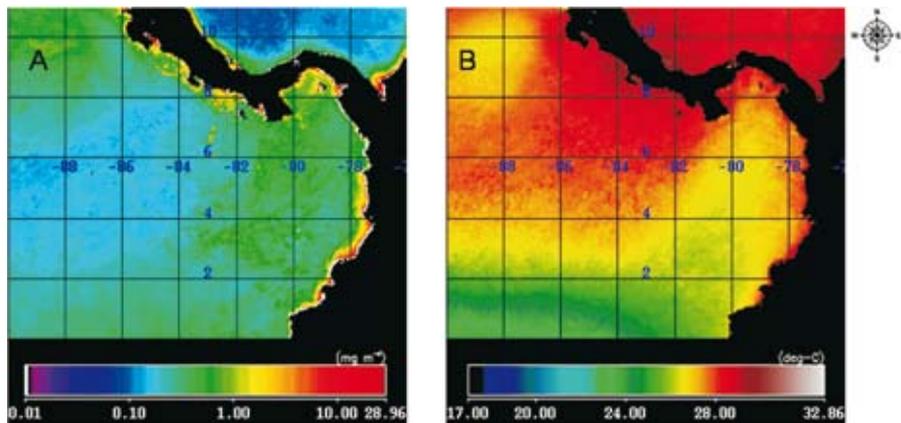


Figura 1. (A) Promedio de clorofila ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) y (B) Temperatura Superficial del Mar ($^{\circ}\text{C}$) para el año 2007 en el Pacífico colombiano (Datos proyecto MADR-036-2007T-6605-353-07).

Datos compartidos y colaboración

Las bases de datos fidedignas son necesarias en varios aspectos de las pesquerías marinas para un análisis SIG versátil y poderoso. Los datos requeridos para análisis SIG de las pesquerías comprenden: los datos de captura por especies o grupos de especies, la composición de tamaños, el esfuerzo pesquero por áreas y época del año, la captura por unidad de esfuerzo, las características biofísicas del

fondo y del agua para los datos geográficos y climáticos. Los costos asociados con la adquisición de tales datos son exorbitantes e incluyen varias horas de pesca y días hombre cuando se colectan de manera directa. La colecta de esta variedad de datos en el espacio y tiempo por parte de una sola agencia o instituto para un país como Colombia, es muy difícil. En el presente, el manejo pesquero es responsabilidad del Estado a través de la Subgerencia de Pesca y Acuicultura del Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), adscrito al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. El Estado formula y ejecuta medidas de regulación pesquera (Ley 30 de 1990 – Estatuto General de la Pesca). Estas medidas regulatorias incluyen el control de las flotas pesqueras (número, tamaño, tipo de botes y vinculación de compañías nacionales). La baja prioridad en la coordinación de actividades individuales entre los entes encargados de la pesca del gobierno y las universidades e institutos de investigación, conlleva a la falta de actualización en aplicaciones de tecnología de los SIG. Es prioritario incrementar la colaboración entre instituciones y desarrollar una plataforma común para compartir datos.

Para el manejo de las capturas marinas, también es imperativo usar el conocimiento de los pescadores, quienes han pasado sus vidas en el mar y están muy familiarizados con los tipos de fondo, temperatura y la abundancia relativa de las especies. Además, la información sobre las áreas pesqueras para cada especie es actualizada diariamente con las actividades pesqueras. Sin embargo, en los métodos corrientes de colecta de datos para sustentar la evaluación pesquera y las decisiones de manejo en Colombia, falta aún el conocimiento tradicional de las comunidades pesqueras. Para la evaluación efectiva de las poblaciones pesqueras, las instituciones y proyectos necesitan actualizar los métodos y herramientas de investigación, dando cabida a las tecnologías de SIG y SR. En efecto, los SIG pueden ser una herramienta potente para integrar el conocimiento científico y tradicional (Isaak y Hubert, 1997).

Como se discutió anteriormente, los SR son una fuente importante de recursos de datos para los SIG. Los tipos de datos que proveen los SR para la investigación pesquera y el manejo incluyen la variación espacio-temporal en las características biofísicas del color del océano y la distribución del esfuerzo pesquero. Sin embargo, en Colombia no se tienen datos oceanográficos relacionados con las pesquerías.

Uno de los retos de cualquier proyecto diseñado para influir en las políticas, es cómo hacer llegar el mensaje para quienes necesitan oírlo. Internet se ha convertido en un medio común para presentar los resultados de investigación en SIG a una amplia audiencia. Los esfuerzos podrían direccionarse hacia el desarrollo de una página en red y un atlas interactivo de datos ambientales. Esto podría ayudar a educar al público sobre los problemas ecológicos de la región, actuar como un recurso para investigadores y otras personas quienes desean diseñar y ejecutar proyectos marinos

relacionados. Un atlas electrónico de datos también representa una solución potencial para reducir la pérdida de información concerniente al manejo de pesquerías.

Capacidad de carga

La capacidad de carga es la clave para el futuro del manejo sostenible de las pesquerías. En Colombia, la disponibilidad de mano de obra entrenada en herramientas espaciales, es uno de los principales problemas con relación al manejo de las pesquerías. Para resolver este problema, las universidades con programas educativos en ciencias marinas y otras instituciones involucradas en la investigación pesquera, deben introducir cursos de SIG y sensores remotos como parte de la formación de los estudiantes de pre y postgrado. En el presente, varios institutos ofrecen entrenamiento pesquero en Colombia, lo que está apuntando al aprendizaje de tecnología pesquera, procesamiento, tecnología de equipos y capacitación de personal. Varias universidades públicas y privadas también ofrecen cursos en ecología y biología marinas. Sin embargo, estos cursos no cubren totalmente las necesidades de los científicos pesqueros para obtener un entrenamiento en las herramientas espaciales.

CONCLUSIÓN

Con el espíritu del manejo y desarrollo sostenible, se necesita mucho esfuerzo para realizar un foro nacional para estandarizar protocolos de muestreo y desarrollo de mecanismos para compartir datos en un contexto espacial. También existe la necesidad de una aproximación más comprensiva para el manejo de las pesquerías, usando la tecnología de SR y análisis en ambientes SIG, para integrar los datos colectados. También es vital coleccionar e integrar datos de diferentes disciplinas. Para progresar, se requiere mayor comunicación y colaboración entre las instituciones nacionales e internacionales para facilitar la integración de datos y la cartografía necesaria, y así sustentar las expectativas científicas y de manejo, junto con el entrenamiento en herramientas espaciales de científicos en pesquerías y manejo de recursos.

AGRADECIMIENTOS

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia, por la financiación de la contrapartida del proyecto “Identificación y evaluación



de nuevas áreas de pesca para grandes pelágicos en el Pacífico colombiano”; al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural por la financiación del proyecto 036-2007T-6605-353-07 y a los evaluadores del artículo por sus acertadas sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, V. N. y A. Bakun. 2002. Ocean triads in the Mediterranean Sea: physical mechanisms potentially structuring reproductive habitat suitability (with example application to European anchovy, *Engraulis encrasicolus*). *Fish. Oceanogr.*, 11: 129–142.
- Allee, R. J., M. Dethier, D. Brown, L. Deegan, R. G. Ford, T. F. Hourigan, J. Maragos, C. Schoch, K. Sealey, R. Twilley, M. P. Weinstein y M. Yoklavich. 2000. Marine and estuarine ecosystem and habitat classification. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-43, Silver Spring, EE.UU. 43 p.
- Andrade, C. A. y E. D. Barton. 2000. Eddy development and motion in the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.*, 105: 26191-26201.
- Ault, J. S., J. Luo, S. G. Smith, J. E. Serafy, J. D. Wang, R. Humston y G. A. Díaz. 1999. A spatial dynamic multistock production model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 4-25.
- Babcock, E. A., E. K. Pikitch, M. K. McAllister, P. Apostolaki y C. A. Santora. 2005. Perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 469-76.
- Bastidas-Salamanca, M., E. Rodríguez-Rubio y J. Ortiz. 2006. Obtención y validación de clorofila en la cuenca pacífica colombiana a partir de imágenes satelitales. *Bol. Cient. CCCP*, 13: 33-40.
- Béné, C., G. Macfaden y E. H. Allison. 2007. Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security. *FAO Fisheries Technical Paper*, No 481, Roma. 125 p.
- Booth, A. J. 2000. Incorporating the spatial component of fishery data into stock assessment models. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 858-865.
- Brown, S. K., K. R. Buja, S. H. Jury, M. E. Monaco y A. Banner. 2000. Habitat suitability index models for eight fish and invertebrate species in Casco and Sheepscot Bays. *Maine. North Am. J. Fish. Manage.*, 20: 408–435.
- Burrough, P. A. 1992. Development of intelligent geographic information system. *Int. J. Geograph. Inf. System*, 6 (1): 1-11.
- Butler, M. J. A., C. LeBlanc, J. A. Belbin y J. J. MacNeill. 1986. Marine resource mapping: an introductory manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 274, Roma. 256 p.
- Butler, M. J. A., M. C. Mouchot, V. Barale y C. LeBlanc. 1988. Application of remote sensing technology to marine fisheries: an introductory manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 295, Roma. 182p.
- Caicedo, V. O. y A. P. Gómez. 2004. Multispectral tracking of phytoplankton in the Colombian Caribbean. *Gayana*, 68: 450-455.
- Carrick, N. A. y B. Ostendorf. 2007. Development of a spatial Decision Support System (DSS) for the Spencer Gulf penaeid prawn fishery, South Australia. *Environmental Modeling Software*, 22: 137-148.

- Chang, K. 2007 Introduction to Geographic Information Systems. Cuarta Edición. McGraw-Hill, Nueva York. 400 p.
- Chávez, F. P., J. Ryan, S. E. Lluch-Cota y C. M. Niquen. 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, 299: 217–221.
- Cho, K., R. Ito, H. Shimoda y T. Sakata. 1999. Fishing fleet lights and surface temperature distribution observed by DMSP/OLS sensor. *Int. J. Remote Sens.*, 20: 3–9.
- Close, C. H. y G. B. Hall. 2006. A GIS-based protocol for the collection and use of local knowledge in fisheries management planning. *J. Environ. Manag.*, 78: 341–352
- Demarcq, H. y V. Faure. 2000. Coastal upwelling and associated retention indices derived from satellite SST- Application to *Octopus vulgaris* recruitment. *Oceanol. Acta*, 23: 391-408.
- Eastwood, P. D., G. J. Meaden y A. Grioche. 2001. Modelling spatial variations in spawning habitat suitability for the sole *Solea solea* using regression quantiles and GIS procedures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 224: 251–266.
- Espinal, C. F., H. J. Martínez y F. A. González. 2005. La cadena del atún en Colombia: una mirada global de su estructura y dinámica 1991–2005. <http://www.agrocadenas.gov.co>. 20/02/09.
- FAO. 2003. Fishery country profile: the Republic of Colombia. <http://www.fao.org/fi/fcp/en/COL/profile.htm>. 20/02/09.
- FAO. 2005. Examen de la situación de los recursos pesqueros marinos mundiales. FAO Doc. Técn. Pesca, No. 457, Roma. 16 p.
- Fisher, W. L. y F. J. Rahel. 2004. Geographic Information Systems in fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, EE. UU. 275 p.
- Fisher, W. L. y C. S. Toepfer. 1998. Recent trends in Geographic Information Systems in education and fisheries research applications at U.S. universities. *Fisheries*, 23: 10-13.
- Georgakarakos, S., J. Haralabus, V. D. Valavanis, C. Arvanitidis y D. Koutsoubas. 2002. Prediction of fishery exploitation stocks of loliginid and ommastrephid squids in Greek waters (Eastern Mediterranean) using uni- and multivariate time series analysis techniques. *Bull. Mar. Sci.*, 71: 269–288.
- Goodchild, M., R. Haining y S. Wise. 1992. Intergrating GIS and spatial data analysis: Problems and possibilities. *Int. J. Geogr. Inf. Science*, 6 (5): 407-423.
- Hall, G. B. y C. H. Close. 2007. Local knowledge assessment for a small-scale fishery using Geographic Information Systems. *Fish. Res.*, 83: 11-22.
- Isaak, D. J. y W. A. Hubert. 1997. Integrating new technologies into fisheries science: the application of Geographic Information Systems. *Fisheries*, 22: 6-10.
- Jensen, J. R. 2007, Remote sensing of the environment: An earth resource perspective. Segunda edición. Prentice-Hall, Upper Saddle River, EE. UU. 592 p.
- Kapetsky, J. M. y J. Aguilar-Manjarrez. 2007. Geographic Information Systems, remote sensing and mapping for the development and management of marine aquaculture. FAO Fish. Tech. Paper, No. 458, Roma. 125 p.
- Kiyofuji, H. y S. I. Saitoh. 2004. Use of nighttime visible images to detect Japanese common squid *Todarodes pacific* and pacific saury fishing areas and potential migration routes in the Sea of Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 276: 173–186.

- Laurs, R. M. y P. C. Fiedler. 1984. Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. *Deep Sea Res.*, 31: 1085– 1099.
- Lee, P. F., I. C. Chen y W. N. Tseng. 1999. Distribution patterns of three dominant tuna species in the Indian Ocean. Proc. of the Environmental Systems Research Institute International User's Conference, San Diego, EE. UU. 564 p.
- Lluch-Belda, D., D. B. Lluch-Cota, S. Hernández-Vázquez, C. Salinas-Zavala y R. A. Schwartzlose. 1991. Sardine and anchovy spawning as related to temperature and upwelling in the California current system. *CalCOFI Rep.*, 32: 105–111.
- Loneragan, N. R., R. A. Kenyon, D. J. Staples, I. R. Poiner y C. A. Conacher. 1998. The influence of seagrass type on the distribution and abundance of postlarval and juvenile tiger prawns (*Penaeus esculentus* and *P. semisulcatus*) in the western Gulf of Carpentaria, Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 228: 175–195.
- Malczewski, J. 2004. GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning* 62 (1): 3-65.
- Malikov, I. y N. Villegas. 2005. Construcción de series de tiempo de temperatura superficial del mar de las zonas homogéneas del océano Pacífico colombiano. *Bol. Cient. CCCP*, 12: 79-93.
- Maurstad, A. 2002. Fishing in murky waters—ethics and politics of research on fisher knowledge. *Mar. Policy*, 26: 159–166.
- Maury, O. y D. S. Gascuel. 1999. “Simulateur halieutique de dynamiques spatiales”, a GIS based numerical model of fisheries. Example application: the study of a marine protected area. *Aquat. Living Resour.*, 12: 77-88.
- Meaden, G. J. 1999. GIS in fisheries science: Foundations for a new millennium. 3-29. En: Nishida, T., P. Kailola y C. E. Hollingsworth (Eds.). Proc. First International Symposium on GIS in Fishery Science, Seattle, EE. UU. 486 p.
- Meaden, G. J. y T. Do Chi. 1996. Geographical information systems: applications to marine fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, No. 356, Roma. 335 p.
- Melo, F. J. 2002. Seguimiento y análisis de los procesos físicos y biológicos en las áreas marítimas colombianas con uso de sensores remotos localizados en satélites. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 100 p.
- Mokrin, N. M., Y. V. Novikov y Y. I. Zuenko. 1999. Seasonal distribution of the squid (*Todarodes pacificus*) according to water structure in the Japan Sea. 76-83. En: Baxter, B., M. Dorn, S. Hills, G. Kruse y D. Witherell (Eds.). Proc. 17th Lowell Wakefield Fisheries Symposium: Spatial Processes and Management of Fish Populations, Anchorage, EE.UU. 730 p.
- Morris, L. y D. Ball. 2006. Habitat suitability modelling of economically important fish species with commercial fisheries data. *ICES. J. Mar. Sci.*, 63: 1590-1603.
- Orejarena, J., J. Domínguez, C. Ricaurte, G. Mayo, C. Andrade, H. Ospina y A. Gutiérrez. 2004. Variaciones de la concentración de la clorofila y su relación con los parámetros físicos medidos en los bancos de Salmedina durante 2003-2004 Caribe colombiano. *Bol. Cient. CIOH*, 22: 56-63.
- Páramo, J. y R. Roa. 2002. Acoustic-geostatistical assessment and habitat–abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fish. Res.*, 1446: 1-11.

- Páramo, J., R. Quiñones, A. Ramírez y R. Wiff. 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquat. Living Resour.*, 16: 239-245.
- Rico-Mejía, F. y M. Rueda. 2007. Evaluación experimental bioeconómica de cambios en la tecnología de captura de camarón con redes de arrastre en aguas someras del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 36: 79-110.
- Riolo, F. 2006. A geographic information system for fisheries management in American Samoa. *Environ. Model. Softw.*, 21: 1025-1041.
- Rodhouse, P. G., C. D. Elvidge y P. N. Trathan. 2001. Remote sensing of the global light-fishing fleet: an analysis of interactions with oceanography, other fisheries and predators. *Adv. Mar. Biol.*, 39: 261-303.
- Rosenberg, A., T. E. Bigford, S. Leathery, R. L. Hill y K. Bickers. 2000. Ecosystem approaches to fishery management through essential fish habitat. *Bull. Mar. Sci.*, 66: 535-543.
- Rubec, P. J., J. D. Christensen, W. S. Arnold, H. Norris, P. Steele y M. E. Monaco. 1998a. GIS and modelling: coupling habitats to Florida fisheries. *J. Shellfish Res.*, 17: 1451-1457.
- Rubec, P. J., M. S. Coyne, R. H. McMichael Jr y M. E. Monaco. 1998b. Spatial methods being developed in Florida to determine essential fish habitat. *Fisheries*, 23: 21-25.
- Rueda, M. 2001. Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: a geostatistical appraisal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222: 217-226.
- Rueda, M. y O. Defeo. 2003a. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistics techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 296 (1): 93-112.
- Rueda, M. y O. Defeo. 2003b. A bioeconomic multispecific analysis of an estuarine small-scale fishery: spatial structure of biovalue. *ICES J. Mar. Sci.*, 60 (4): 721-732.
- Rueda, M., J. A. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR. Santa Marta. 60 p.
- Sakurai, Y., H. Kiyofuji, S. Saitoh, T. Goto y Y. Hiyama. 2000. Changes in inferred spawning areas of *Todarodes pacificus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) due to changing environmental conditions. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 24-30.
- Santos, A. M., M. F. Borges y S. Groom. 2001. Sardine and horse mackerel recruitment and upwelling off Portugal. *ICES J. Mar. Sci.*, 58: 589-596.
- Scholz, A. J. 2003. Groundfish fleet restructuring information and analysis project, Final report and technical documentation. Pacific Marine Conservation Council/Ecotrust, San Francisco. 63 p.
- Selvaraj, J. J., R. S. Biradar y V. S. Somavanshi. 2007. Spatial and temporal patterns of demersal fish distribution in the northwest coast of India: a study using Geographic Information System (GIS). *Indian J. Fish.*, 54 (3): 243-249.
- Solanki, H. U., R. M. Dwivedi, S. R. Nayak, V. S. Somvanshi, D. K. Gulati y S. K. Pattnayak. 2003. Fishery forecast using OCM chlorophyll concentration and AVHRR SST: validation results off Gujarat Coast, India. *Int. J. Remote Sens.*, 24: 3691-3699.
- Store, R. y J. Kangas. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, 55 (2): 79-93.

- Valavanis, V. D. 2002. Geographic Information Systems in oceanography and fisheries. Taylor & Francis, Londres, 240 p.
- Valavanis, V. D., S. Georgakarakos, D. Koutsoubas, C. Arvanitidis y J. Haralabu. 2002. Development of a marine information system for cephalopod fisheries in the Greek Seas (Eastern Mediterranean). Bull. Mar. Sci., 71:867–882.
- Valavanis, V. D., S. Georgakarakos, A. Kapantagakis, A. Palialexis y I. A. Katara. 2004. GIS environmental modelling approach to essential fish habitat designation. Ecol. Model., 178: 417–427.
- Waluda, C. M. y P. G. Rodhouse. 2005. *Dosidicus gigas* fishing grounds in the Eastern Pacific as revealed by satellite imagery of the light-fishing fleet. PMBC Res. Bull., 66: 321–328.
- Waluda, C. M., P. G. Rodhouse, G. P. Podesta, P. N. Trathan y G. J. Pierce. 2001. Surface oceanography of the inferred hatching grounds of *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) and influences on recruitment variability. Mar. Biol., 139: 671–679.
- Waluda, C. M., P. N. Trathan, C. D. Elvidge, V. R. Hobson y P. G. Rodhouse. 2002. Throwing light on straddling stocks of *Illex argentinus*: assessing fishing intensity with satellite imagery. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 59: 592–596.
- Waluda, C. M., C. Yamashiro, C. D. Elvidge, V. R. Hobson y P. G. Rodhouse. 2004. Quantifying light-fishing for *Dosidicus gigas* in the eastern Pacific using satellite remote sensing. Remote. Sens. Environ., 91:129–133.
- Wang, J., G. J. Pierce, P. R. Boyle, V. Denis, J. P. Robin y J. M. Bellido. 2003. Spatial and temporal patterns of cuttlefish (*Sepia officinalis*) abundance and environmental influence - a case study using trawl fishery data in French Atlantic coastal, English Channel, and adjacent waters. ICES J. Mar. Sci., 60: 1149–1158.
- Wang, J., G. J. Pierce, M. Sacau, J. Portela, M. B. Santos, X. Cardoso y J. M. Bellido. 2007. Remotely sensed local oceanic thermal features and their influence on the distribution of hake (*Merluccius hubbsi*) at the Patagonian shelf edge in the SW Atlantic. Fish. Res., 83: 133-144.
- Yáñez, R. E., V. Catasti, B. M. Barbieri y G. S. Bohm. 1996. Relationships between the small pelagic resources distribution and the sea surface temperatures recorded by NOAA satellites from Chile central zone. Invest. Mar., 24: 107–122.
- Zapata, L. A., E. J. Peña y E. A. Rubio. 2007. La pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico de Colombia. 391- 421. En: Agüero, M. (Ed.). Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. FAO Doc. Téc. Pesca, No. 461, Roma. 423 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 28/04/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 25/03/09

DISTRIBUCIÓN Y DATOS BIOLÓGICOS DE LOS CANGREJOS ERMITAÑOS (DECAPODA: ANOMURA) DEL MAR CARIBE COLOMBIANO COLECTADOS POR LA EXPEDICIÓN INVEMAR-MACROFAUNA II*

Andrés Merchán-Cepeda¹, Néstor Hernando Campos², Andrés Franco¹ y Adriana Bermúdez³

¹ Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales, Programa Biología Marina. Carrera 2 No. 11-68 Edificio Mundo Marino, Santa Marta, Colombia. andres.merchan@utadeo.edu.co (A.M.C.), andres_merchan_c@hotmail.com (A.M.C.), andres.franco@utadeo.edu.co (A.F.)

² Universidad Nacional de Colombia, CECIMAR, Sede Caribe, INVEMAR Cerro Punta Betún, Santa Marta, Colombia, AA 1016. nhcampos@invemar.org.co, nhcampos@ciencias.unal.edu.co

³ Universidad de Cartagena, Facultad de Ciencias Exactas, Dep. Biología, Sede Piedra de Bolívar, Cartagena. abermudezt@unicartagena.edu.co, abermudezt@gmail.com

RESUMEN

Durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II, realizada en 2001 a lo largo de la plataforma y franja superior del talud continental del Caribe colombiano, a profundidades entre 20 y 500 m, se colectaron ejemplares de 22 especies de cangrejos ermitaños, distribuidos en una superfamilia y cuatro familias. Dentro de la superfamilia Paguroidea, la familia Paguridae fue la más abundante y rica con 13 especies, seguida de la familia Diogenidae con seis especies; la Parapaguridae estuvo representada por dos especies y un único ejemplar del género *Trizocheles* de la familia Pylochelidae, lo que representa el primer registro de esta familia en la región. Se colectaron además, cinco morfotipos no identificados de los géneros *Paguristes*, *Enneobranchus* e *Iridopagurus*. Con base en el material colectado se determinó un patrón de distribución batimétrico que revela agregaciones entre especies en dos estratos de profundidad (20 - 150 m y 300 - 500 m). Las especies del estrato superior presentaron un patrón de distribución geográfico aparentemente controlado por las descargas del río Magdalena, en contraste no se presentó ningún patrón de distribución para las especies del estrato inferior.

PALABRAS CLAVE: Cangrejos ermitaños, Mar Caribe, Colombia, Taxonomía, Distribución.

*Contribución No. 1032 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR y No. 327 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR, de la Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe.

ABSTRACT

Distribution and biological data on the hermit crabs (Decapoda: Anomura) of the Colombian Caribbean collected by the Expedition INVEMAR-Macrofauna II. During the expedition INVEMAR-Macrofauna II, made in 2001 throughout the continental shelf and upper continental slope of the Colombian Caribbean coast, between 20 and 500 m depth, 22 species of hermit crabs distributed in one superfamily and four families, were collected. Within the superfamily Paguroidea, the family Paguridae was the most abundant and diverse with 13 species, six species belong to family Diogenidae; the Parapaguridae was represented by two species and one species of the genus *Trizocheles* of the family Pylochelidae represents the first report of this family from this coast. In addition, five undetermined species of the genera *Paguristes*, *Enneobranchus*, and *Iridopagurus*, were also collected. Based on the collected material, the bathymetric distributions reveal species aggregation in two depth ranges (20 - 150 m and 300 - 500 m). The upper strata species show a geographic distribution pattern, seemingly related to the influence of the Magdalena river; by contrast, the species from the deeper range do not reveal any particular distribution pattern.

KEY WORDS: Hermit crabs, Caribbean Sea, Colombia, Taxonomy, Distribution.

INTRODUCCIÓN

Los crustáceos decápodos constituyen uno de los grupos de mayor importancia ecológica de los fondos de la plataforma y talud continental (Abele, 1982). Existen numerosas especies distribuidas por todo el mundo en aguas tanto marinas como dulces, estando presentes en casi todos los hábitats, con un 89 % de especies marinas, 10 % dulceacuícolas y 1 % terrestres. Ocupan una posición importante dentro de las redes tróficas acuáticas, siendo uno de los grupos más grandes y con mayor diversidad dentro de los invertebrados (Bowman y Abele, 1982).

Los cangrejos ermitaños se incluyen en la superfamilia Paguroidea; la distribución de las especies está influenciada principalmente por factores como la temperatura, la salinidad, el sustrato y la exposición al oleaje, con una mayor abundancia en aguas someras que en profundas (Sánchez, 1975). Debido al abdomen descalcificado, la mayoría de las especies emplean conchas vacías para protegerse y su baja disponibilidad puede llegar a limitar la abundancia, el crecimiento y la reproducción; adicionalmente, algunas especies utilizan corales, piedras, madera, tubos de poliquetos y otros elementos (Correa y Rodríguez, 1998).

En Colombia, los primeros estudios para cangrejos ermitaños los realizó Sánchez (1975, 1977), quien determinó su distribución, ecología y sistemática en la región de Santa Marta, así como la descripción de *Pylopagurus samariensis* de la costa Caribe colombiana, sinonimizada posteriormente por McLaughlin (1982) como *Phimochirus operculatus*. Posteriormente, Lemaitre y Campos (1993)

describieron dos nuevas especies de la familia Paguridae del mar Caribe y Campos y Sánchez (1995) registraron los ermitaños del género *Paguristes* de la costa norte colombiana, describiendo dos nuevas especies. Dentro de las investigaciones más recientes sobre crustáceos decápodos en el mar Caribe colombiano que registran especies de cangrejos ermitaños, se destaca la de Campos *et al.* (2005) sobre los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300 – 500 m).

El objetivo de esta investigación fue determinar la composición de la comunidad de cangrejos ermitaños en el Caribe colombiano, considerando las variaciones espaciales (ecorregiones), batimétricas (20, 70, 150, 300 y 500 m) y la posible influencia de las descargas del río Magdalena en la abundancia y distribución de especies. Igualmente, se valoraron las diferencias en las tallas, proporción de sexos y estado reproductivo.

ÁREA DE ESTUDIO

La plataforma colombiana tiene una extensión de 45000 Km², con un ancho mínimo de 6 y uno máximo de 75 Km, a lo largo de más de 900 Km (Cuignon, 1987; Tabares *et al.*, 1996). El clima es modulado por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), presentándose dos estaciones climáticas (seca y lluviosa) con marcadas diferencias en la influencia de los vientos Alisios (Andrade, 1993). Los intervalos de temperatura en La Guajira y en la zona central varían entre 27 y 30 °C y la pluviosidad anual es del orden de 1000 mm para todo el área (Molina, 1990). La precipitación en el continente juega un papel importante, influyendo en el caudal de los ríos, produciéndose las mayores descargas entre mayo y diciembre (Blanco, 1988). Los principales ríos que desembocan en el Caribe colombiano son el Sinú, con un caudal medio de 340 m³/s, el Atrato, con 5000 m³/s y el Magdalena, con 7500 m³/s (Blanco, 1988; CORPES, 1992). Las áreas marinas y costeras de Colombia en el Caribe han sido divididas en ocho ecorregiones (Figura 1), según características naturales como el aporte de aguas dulces, sedimentos y contaminantes por descarga de ríos y ciénagas, rasgos geomorfológicos, tipos de fondo, afloramiento de aguas, exposición al oleaje, ecosistemas costeros y productividad biológica de la columna de agua (INVEMAR, 2000).

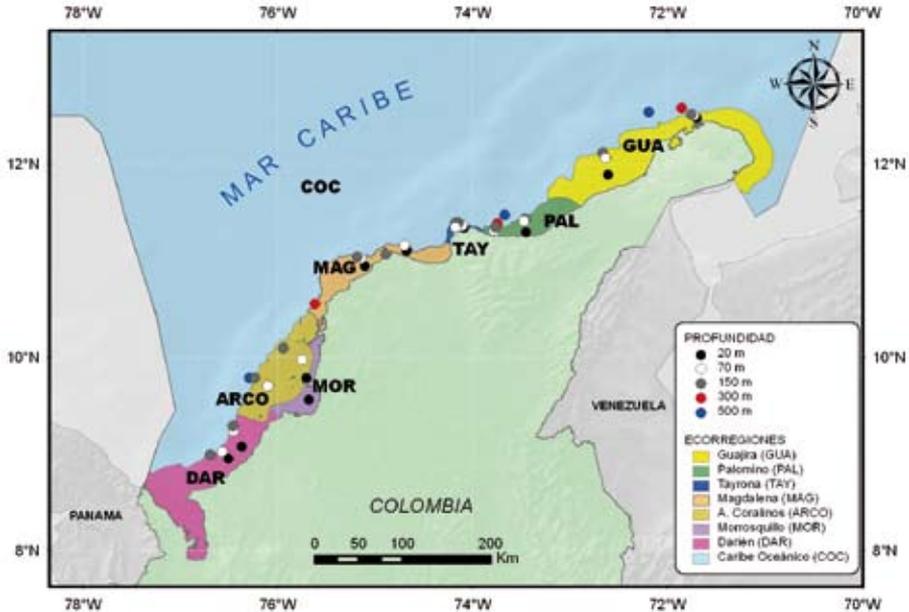


Figura 1. Ecorregiones marinas y costeras en que se dividió al mar Caribe colombiano; Guajira (GUA), Palomino (PAL), Tayrona (TAY), Magdalena (MAG), Golfo de Morrosquillo (MOR), Archipiélagos Coralinos (ARCO), Darién (DAR) y Caribe Oceánico (COC). Estaciones de muestreo a lo largo del mar Caribe colombiano, durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II. Fuente: Modificada de INVEMAR, 2000. Elaborado por LabSI (INVEMAR, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante marzo de 2001, a bordo de la embarcación B/I Ancón, se realizaron una serie de muestreos, sobre fondos con perfil regular a lo largo de 3.7 Km como mínimo, a una velocidad de 3 nudos y con una duración de 10 min, a profundidades de 20, 70, 150, 300 y 500 m. En total se realizaron 87 arrastres, la mayoría en los dos sentidos, para un total de 42 estaciones, en 23 de las cuales se colectaron cangrejos ermitaños (Tabla 1).

Las capturas se efectuaron con una red de arrastre demersal de cuatro tapas tipo “semi-ballón”, construida con poliamida torsionada (PA) con dos puertas metálicas en forma de “V”, una relinga superior de 7.7 m, una inferior de 9.5 m y una abertura de 9 x 1 m. El material colectado se lavó con agua de mar sobre un tamiz de 1.5 x 1.5 m de lado y 0.2 mm de poro efectivo de malla y se separó por taxa principales.

En el laboratorio las muestras se limpiaron, se separaron por morfotipos y se identificaron taxonómicamente empleando las publicaciones de Benedict (1892), Biffar y Provenzano (1972), McLaughlin y Provenzano (1974), Sánchez

y Campos (1978), McLaughlin (1982), García-Gómez (1983, 1988), Lemaitre (1989, 1995, 1996), Campos y Sánchez (1995) y McLaughlin y Lemaitre (2001a, b). Los individuos se contabilizaron por especie, se separaron por sexos y se midió la longitud (LC) y el ancho (AC) máximo y mínimo del escudo cefálico por sexo y por estación. La longitud fue tomada desde el rostro hasta la parte posterior del escudo cefálico y el ancho en la parte más amplia del mismo. Una vez identificado el material, los ejemplares fueron depositados en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia, del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” - INVEMAR bajo un número de catálogo INV-CRU.

Tabla 1. Localización de las estaciones en las que se colectaron ejemplares de cangrejos ermitaños en el mar Caribe colombiano. Se incluyen fecha de colecta, estación (EST), ecorregión (ECO), profundidad (PROF), número de individuos (No. IND) y especies (No. ESP) colectadas, latitud norte (N) y longitud oeste (W) inicial y final con la localidad.

FECHA	EST	ECO	PROF	No. IND	No. ESP	LAT. (N) INICIAL	LONG. (W) INICIAL	LOCALIDAD
14-Mar-01	C85-C86	GUA	22-20	2	1	12°27'-12°27'	71°41'-71°41'	Punta Gallinas
15-Mar-01	C92-C93	COC	493-496	15	3	12°31'-12°31'	72°11'-72°11'	Cabo de la Vela
15-Mar-01	C96-C97	GUA	70-70.1	5	4	12°3'-12°3'	72°38'-72°37'	Manaure
16-Mar-01	C98-C99	GUA	21.4-22	2	2	11°53'-11°53'	72°36'-72°36'	Manaure
17-Mar-01	C100-C101	PAL	150-153	7	3	11°25'-11°25'	73°27'-73°27'	Dibulla
17-Mar-01	C102-C103	PAL	70-71.6	4	2	11°23'-11°24'	73°27'-73°27'	Dibulla
17-Mar-01	C104-C105	PAL	20-21	8	3	11°17'-11°17'	73°27'-73°27'	Dibulla
18-Mar-01	C108-C109	PAL	70-71	5	2	11°18'-11°18'	73°46'-73°46'	Buritaca
18-Mar-01	C110-C111	PAL	150-152	10	2	11°20'-11°20'	73°46'-73°46'	Buritaca
18-Mar-01	C112-C113	COC	300-300	58	3	11°22'-11°22'	73°43'-73°44'	Buritaca
18-Mar-01	C114-C115	COC	498-504	5	1	11°27'-11°27'	73°40'-73°40'	Buritaca
19-Mar-01	C116-C117	TAY	35-20.4	1	1	11°20'-11°19'	74°5'-74°5'	Nenguanje
19-Mar-01	C118-C119	TAY	76-74	4	3	11°21'-11°21'	74°6'-74°5'	Nenguanje
19-Mar-01	C120-C121	TAY	151-150	2	1	11°22'-11°22'	74°8'-74°8'	Nenguanje
19-Mar-01	C122-C123	TAY	150-154	3	3	11°22'-11°22'	74°10'-74°10'	Bahía Concha
19-Mar-01	C126-C127	TAY	26.6-39.5	2	1	11°18'-11°18'	74°9'-74°9'	Bahía Concha
23-Mar-01	C140-C141	COC	309-309	17	4	10°32'-10°31'	75°37'-75°37'	Cartagena
23-Mar-01	C142-C143	COC	487-463	17	4	10°31'-10°31'	75°39'-75°39'	Cartagena
25-Mar-01	C149-C150	COC	507-500	2	2	9°46'-9°46'	76°17'-76°17'	Islas San Bernardo
26-Mar-01	C153-C154	COC	270-280	4	3	9°45'-9°44'	76°15'-76°15'	Tolú
26-Mar-01	C155-C156	ARCO	160-155	1	1	9°47'-9°46'	75°13'-76°13'	Tolú
29-Mar-01	C161	DAR	70.6	2	2	9°14'	76°26'	Puerto Escondido
29-Mar-01	C164-C165	DAR	81.6-70	1	1	9°0'-9°0'	76°33'-76°34'	Arboletes

Con el fin de establecer la estructura de la comunidad de cangrejos ermitaños en la zona de estudio, se realizó un análisis de clasificación cuantitativo entre estaciones con base en el índice de similaridad de Bray - Curtis y un ordenamiento no métrico multidimensional (NMDS), con los datos de abundancia absoluta transformados con raíz cuarta. Una vez identificadas las asociaciones entre especies, se realizó un análisis inverso modificado de Kaandorp para establecer la composición de las agrupaciones y determinar las especies exclusivas, generalistas y características (Kaandorp, 1986).

Se compararon además las diferencias de las longitudes del escudo cefálico entre machos y hembras por medio de un test t-student, comprobando previamente la normalidad de los datos mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianzas por medio del test de Bartlett y Cochran. Adicionalmente se determinaron las proporciones entre machos y hembras y entre hembras ovadas y el total de hembras mediante el estadístico chi-cuadrado, teniendo como proporciones esperadas 1:1 y 0.5:1, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Lista de las especies colectadas (clasificación basada en Martin y Davis, 2001)

Infraorden Anomura Macleay, 1838

Superfamilia Paguroidea Latreille, 1802

Familia Diogenidae Ortmann, 1892

Dardanus fucosus (Provenzano y Biffar, 1972)

Paguristes laticlavus McLaughlin y Provenzano, 1974

Paguristes oxyphthalmus Holthuis, 1959

Paguristes paraguayensis McLaughlin y Provenzano, 1974

Paguristes sp.

Petrochirus diogenes (Linné, 1758)

Familia Paguridae Latreille, 1802

Agaricochirus alexandri (A. Milne-Edwards y Bouvier, 1893)

Enneobranthus sp.

Iridopagurus margaritensis García-Gómez, 1983

Iridopagurus sp. 1

Iridopagurus sp. 2

Iridopagurus sp. 3

Pagurus curacaoensis (Benedict, 1892)

Pagurus longimanus Wass, 1963

Pylopagurus discoidalis (A. Milne-Edwards, 1880)
Pylopagurus macgeorgei McLaughlin y Lemaitre, 2000
Pylopagurus pattiae Lemaitre y Campos, 1993
Xylopagurus anthonii Lemaitre, 1995
Xylopagurus tayrona Lemaitre y Campos, 1993
 Familia Parapaguridae Smith, 1882
Oncopagurus gracilis (Henderson, 1888)
Paragiopagurus pilimanus (A. Milne-Edwards, 1880)
 Familia Pylochelidae Bate, 1888
Trizocheles sp.

Composición de la taxocenosis de cangrejos ermitaños en el mar Caribe colombiano

Composición por especies

En la tabla 2 se presentan las familias de la superfamilia Paguroidea y el número de individuos y especies de cangrejos ermitaños colectados durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II. El número de especies, sin tener en cuenta los morfotipos no identificados hasta especie de los géneros *Trizocheles*, *Paguristes*, *Enneobranchus* e *Iridopagurus*, equivale al 28 % del total de especies de ermitaños registrados para el Caribe colombiano (64 especies) (Campos *et al.*, 2003). La ausencia de las otras especies registradas previamente para el área, puede deberse a que los arrastres se realizaron en fondos de naturaleza lodosa con poco predominio de sustratos rocosos y/o coralinos.

Tabla 2. Cangrejos ermitaños colectados en el mar Caribe colombiano durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II.

SUPERFAMILIA	FAMILIA	ESPECIES	INDIVIDUOS
Paguroidea	Diogenidae	6	36
	Paguridae	13	127
	Parapaguridae	2	13
	Pylochelidae	1	1
TOTAL	4	22	177

Los cangrejos ermitaños colectados durante esta expedición, a excepción de los que no se lograron identificar hasta especie, son comunes en la región Caribe, en donde la fauna profunda al parecer, forma un ensamblaje homogéneo, con una distribución delimitada en la parte norte por las islas Bermudas y la costa oriental de

la Florida, llegando a Surinam y la Guayana Francesa en el sur, incluyendo dentro de esta área el Golfo de México, las Bahamas, Cuba, Jamaica, Haití, La Española, República Dominicana, Puerto Rico, el mar Caribe, Centroamérica y la costa atlántica de Venezuela (Poupin, 1994).

Las familias con mayor cantidad de individuos fueron Paguridae y Diogenidae, con un porcentaje de abundancia relativa de 72 y 20 %, respectivamente; se destaca para la primera el género *Xylopagurus* con 88 individuos y *Paguristes* y *Dardanus* para la segunda con 18 y 17 individuos, respectivamente (Figura 2). Cabe resaltar que la mayor parte de los individuos del género *Xylopagurus* se colectaron al frente de Buritaca en una estación a 300 m de profundidad (*X. anthonii* con 49 y *X. tayrona* con seis individuos). Su alta abundancia se debe posiblemente a que este género presenta una distribución geográfica restringida, incluso considerado inicialmente como endémico de América (Lemaitre, 1995). Actualmente se encuentran registradas siete especies para este género: cuatro del Atlántico occidental y una en el Pacífico oriental, una en Filipinas y otra en Nueva Caledonia (Forest, 1997). Así mismo, su abundancia puede verse favorecida teniendo en cuenta que los cangrejos de este género son conocidos como ermitaños de madera, debido a que emplean tubos de este material para protegerse, disminuyendo la competencia en la adquisición de conchas vacías frente a las demás especies, lo cual es considerado como uno de los factores limitantes en la abundancia y tallas de los ermitaños (Bertness, 1981; Hazlett, 1981).

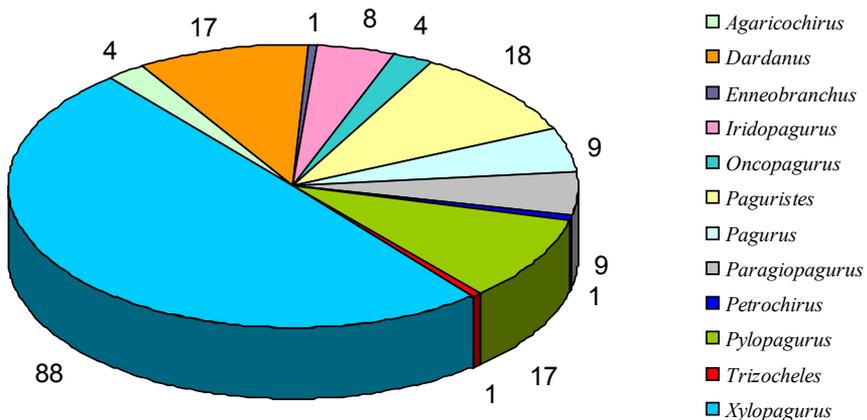


Figura 2. Número de individuos de cangrejos ermitaños por género, colectados en el mar Caribe colombiano durante la expedición INVEMAR-macrofauna II.

Composición por estaciones y ecorregiones

Las especies con mayor distribución en el área de estudio fueron *Dardanus fucosus* colectada en diez estaciones y cuatro ecorregiones y *Xylopagurus anthonii* en cinco estaciones. El mayor número de especies (cuatro) se colectó en las estaciones frente a La Guajira, Cartagena y Magdalena a 70, 300 y 500 m, respectivamente. Las estaciones con mayor abundancia fueron frente a Buritaca a 300 m de profundidad en la ecorregión Caribe Oceánico, con un porcentaje de abundancia relativa de 33 % y frente a Cartagena a 300 y 500 m de profundidad con un 10 %. Por ecorregiones, las más ricas en especies fueron Caribe Oceánico con nueve y Palomino con ocho (Figura 3a), igualmente, en estas dos ecorregiones se presentaron las mayores capturas con 118 y 34 individuos (Figura 3b), que representan un porcentaje de abundancia relativa de 67 y 19 %, respectivamente. Sin embargo, considerando que no todas las ecorregiones tuvieron la misma cantidad de muestreos, se dividió el número de especies e individuos entre el número de estaciones por ecorregión, obteniendo un mayor número de especies sobre ecorregión en Palomino y Tayrona; mientras que en número de individuos sobre estación, la ecorregión Caribe Oceánico presentó el mayor valor seguida de Palomino (Figura 3c, d).

Composición por profundidad

El mayor número de especies se colectó a 70 y 150 m de profundidad, con nueve y ocho, respectivamente (Figura 4a), y las franjas batimétricas con mayor abundancia fueron las de 300 y 500 m, con 79 y 39 individuos, que representan una abundancia relativa de 55 y 22 %, respectivamente (Figura 4b). Se dividió la cantidad de especies e individuos entre el número de estaciones por profundidad, obteniendo el mayor número promedio en las estaciones a 300 y 500 m de profundidad (Figura 4c, d).

Patrones de distribución

Los análisis de clasificación de las 23 estaciones, en las que se colectaron cangrejos ermitaños, permitieron la discriminación de cinco grupos representados en el dendrograma (Figura 5a) y en el NMDS (Figura 5b); tres estaciones se separaron de las agrupaciones, una en La Guajira a 20 m, una en el Darién a 70 m y otra en el Tayrona a 150 m de profundidad, debido a que en éstas se colectaron especies que no aparecieron en otras estaciones, como fue el caso de *Iridopagurus* sp. 3, *Enneobranchus* sp. y *Paguristes laticlavus*. En la figura 5b se obviaron tres estaciones (las dos que componen al grupo A y una separada de los grupos a 70 m de profundidad en el Darién), por presentar una gran distancia con respecto a las demás, que dificultaba la comparación entre las agrupaciones.

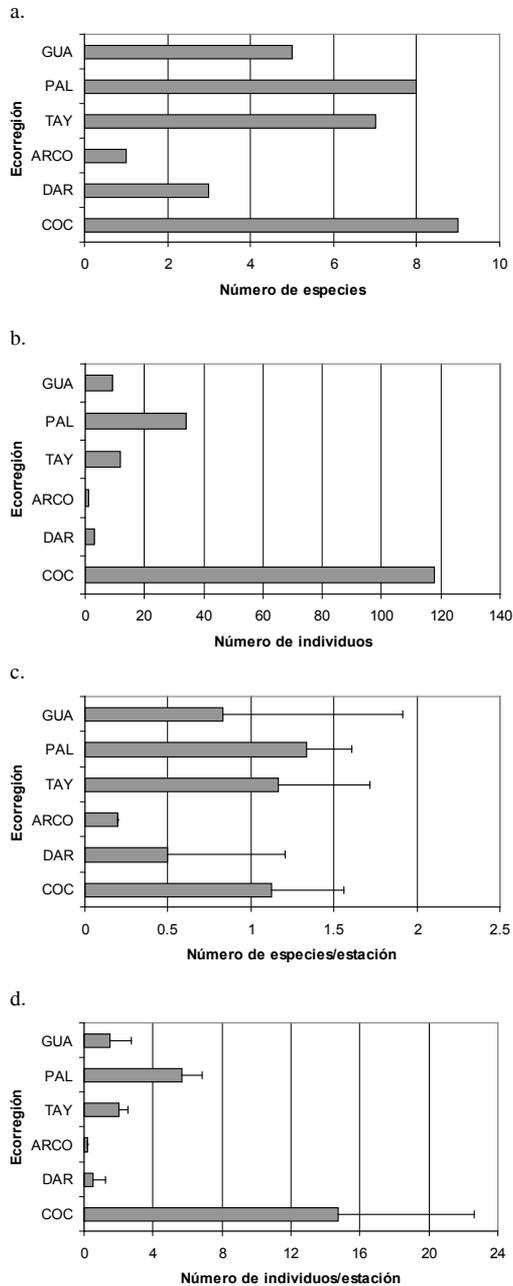


Figura 3. a. Número de especies de cangrejos ermitaños colectados por ecorregión. b. Número de individuos colectados por ecorregión. c. Número promedio de especies sobre estación colectados por ecorregión. d. Número promedio de individuos sobre estación colectados por ecorregión durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II.

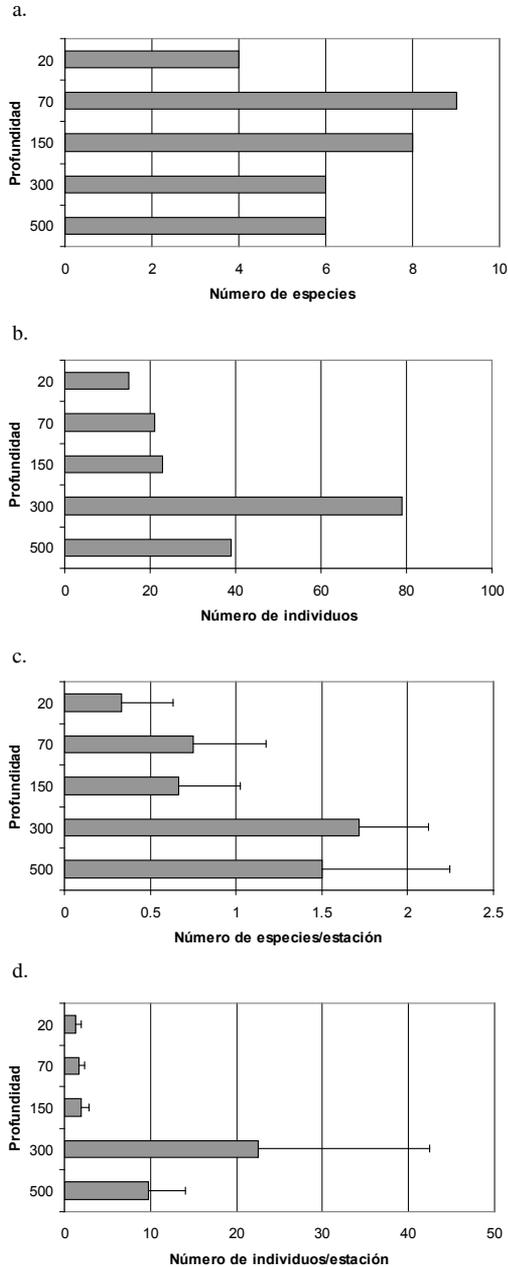


Figura 4. a. Número de especies de cangrejos ermitaños colectados por profundidad. b. Número de individuos colectados por profundidad. c. Número promedio de especies sobre estación colectados por profundidad. d. Número promedio de individuos sobre estación colectados por profundidad durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II.

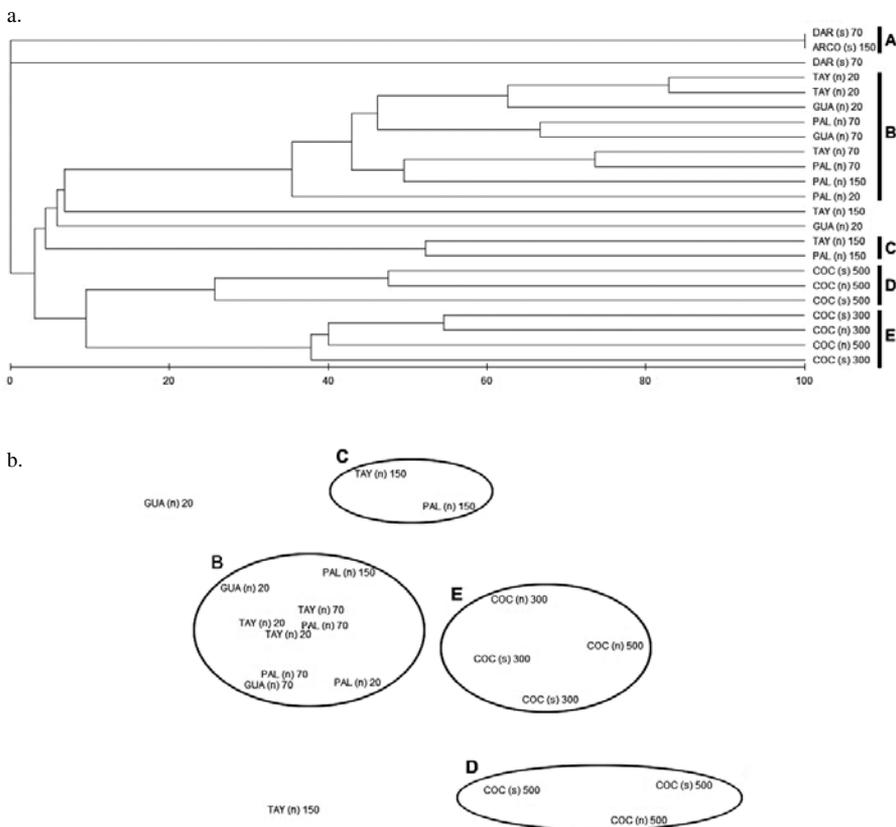


Figura 5. Dendrograma de clasificación y ordenamiento no métrico multidimensional, empleando el índice de similitud de Bray - Curtis. Se incluyen todas las estaciones, empleando los datos de abundancias por 20 min de arrastre, transformados con raíz cuarta. a. Dendrograma; obtenido a partir de PRIMER, empleando el ligamiento promedio no ponderado; b. Ordenamiento no métrico multidimensional (NMDS), obtenido a partir de PRIMER (Stress= 0.05). El nombre de cada estación está formado por la ecorregión, el sector norte - sur de la desembocadura del río Magdalena y la profundidad.

Por medio del análisis inverso modificado de Kaandorp (Tabla 3), se estableció que en el primer grupo (A) sólo se colectaron ejemplares de *Iridopagurus* sp. 2. El segundo (B) y tercer grupo (C) están segregados por la abundancia de *D. fucosus* y *X. tayrona*, respectivamente. El cuarto grupo (D) se conformó debido a la presencia de *Paguristes* sp., por ser exclusiva y presentar una abundancia alta. Las especies *X. anthonii* y *P. pilimanus* fueron las responsables de la formación del quinto grupo (E). No se incluyó a *Iridopagurus* sp. 3, *Enneobranchus* sp. y *P. laticlavus* porque sólo se colectaron en estaciones que se alejaron de los grupos; en estas mismas se colectaron dos individuos de *Iridopagurus* sp. 1 y un individuo de *P. discoidalis* y otro de *A. alexandri*.

Tabla 3. Análisis inverso modificado de Kaandorp. Para cada especie se presenta la abundancia promedio y entre paréntesis el error estándar. Los grupos formados en el dendrograma aparecen encerrados en un recuadro. Las especies subrayadas son características del grupo, las señaladas con doble asterisco (**) se consideran exclusivas y con un asterisco (*) son las que presentan más del 70 % de la abundancia en el grupo.

ESPECIE	GRUPO A	GRUPO B	GRUPO C	GRUPO D	GRUPO E
<i>Iridopagurus</i> sp. 2	1.12(±0)**				
<i>Iridopagurus margaritensis</i>		1.12(±0)**			
<i>Iridopagurus</i> sp. 1		0.56			
<i>Pagurus longimanus</i>		2.82**			
<i>Pylopagurus pattiae</i>		2.25(±0.5)**			
<i>Agaricochirus alexandri</i>		1.69(±0.2)*			
<i>Paguristes oxyphthalmus</i>		0.56**			
<i>Paguristes paraguayensis</i>		0.56**			
<i>Petrochirus diogenes</i>		0.56**			
<i>Dardanus fucosus</i>		9.0(±0.15)*			0.56
<i>Xylopagurus tayrona</i>		2.25	6.21(±4.9)		3.38
<i>Trizocheles</i> sp.			0.56**		
<i>Pagurus curacaoensis</i>				2.59**	
<i>Pylopagurus discoidalis</i>				2.82*	
<i>Pylopagurus macgeorgi</i>				3.38*	0.56
<i>Oncopagurus gracilis</i>				1.69(±0.5)*	0.56
<i>Paguristes</i> sp.				8.47(±2.8)**	
<i>Xylopagurus anthonii</i>				0.56	37.2(±12.7)*
<i>Paragiopagurus pilimanus</i>					5.08(±0.5)**

Distribución batimétrica

Aunque la distribución de las especies de ermitaños en el Caribe colombiano corresponde aparentemente a la dada por diversos autores (McLaughlin y Provenzano, 1974; Sánchez y Campos, 1978; McLaughlin, 1982; Campos y Sánchez, 1995; Lemaitre, 1995), se presentaron excepciones como en el caso de *Iridopagurus margaritensis* y *Xylopagurus tayrona*, que se colectaron a 150 y 300 m

de profundidad, respectivamente, ampliando el ámbito batimétrico dado por García-Gómez (1983) para la primera entre 11 y 91 m y por Lemaitre y Campos (1993) para la segunda entre 91 y 229 m de profundidad. Algunas especies presentaron una distribución vertical amplia, como es el caso de *X. tayrona*, *Iridopagurus* sp. 2, *P. discoidalis* y *D. fucosus* (Tabla 4).

Tabla 4. Distribución batimétrica, geográfica nacional y global de los cangrejos ermitaños, colectados durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II: Profundidad (P); 20, 70, 150, 300 y 500 m. Ecorregión (E); Guajira (GUA), Palomino (PAL), Tayrona (TAY), Archipiélagos Coralinos (ARCO), Darién (DAR) y Caribe Oceánico (COC). Desembocadura del río Magdalena (R. M.); zona norte (N) y zona sur (S). Regiones geográficas (R. G.); Atlántico noroccidental (ANO), Golfo de México (GM), mar Caribe (C), Atlántico suroccidental (ASO) y Atlántico oriental (AO).

ESPECIE	P	E	R. M.	R. G.
<i>Agaricochirus alexandri</i>	70, 150	GUA, PAL, TAY	N	ANO, GM, C, ASO
<i>Dardanus fucosus</i>	20, 70, 150, 300	GUA, PAL, TAY, COC	N, S	ANO, GM, C, ASO
<i>Enneobranchus</i> sp.	70	DAR	S	-
<i>Iridopagurus margaritensis</i>	70, 150	PAL, TAY	N	C, ASO
<i>Iridopagurus</i> sp. 1	20	PAL	N	-
<i>Iridopagurus</i> sp. 2	150, 300	ARCO, DAR	S	-
<i>Iridopagurus</i> sp. 3	70	DAR	S	-
<i>Oncopagurus gracilis</i>	300, 500	COC	N, S	GM, C, ASO, AO
<i>Paguristes laticlavus</i>	150	TAY	N	ANO, C
<i>Paguristes oxyphthalmus</i>	20	PAL	N	C
<i>Paguristes paraguanaensis</i>	70	GUA	N	C, ASO
<i>Paguristes</i> sp.	500	COC	N, S	-
<i>Pagurus curacaoensis</i>	500	COC	N	C
<i>Pagurus longimanus</i>	20	PAL	N	ANO, C, ASO
<i>Paragiopagurus pilimanus</i>	300	COC	N, S	GM, C
<i>Petrochirus diogenes</i>	70	GUA	N	ANO, GM, C, ASO
<i>Pylopagurus discoidalis</i>	150, 500	TAY	N	ANO, GM, C, ASO
<i>Pylopagurus macgeorgei</i>	300, 500	COC	S	ANO, C
<i>Pylopagurus pattiae</i>	70	PAL, TAY	N	C, ASO
<i>Trizoches</i> sp.	150	TAY	N	-
<i>Xylopagurus anthonii</i>	300, 500	COC	N, S	C
<i>Xylopagurus tayrona</i>	150, 300	PAL, TAY, COC	N	C

En general, se pudo comprobar que la profundidad es un factor que influye en la distribución de los ermitaños, fijando diferencias en la composición de especies, agrupándose en aguas poco profundas (20 - 150 m) con 12 especies y en aguas profundas en la franja superior del talud continental (300 - 500 m) en la ecorregión Caribe Oceánico con seis especies. Ello se puede atribuir a que el mayor cambio en la composición de las comunidades bentónicas marinas se da en la transición entre la plataforma y el talud continental (Rex, 1979), que inicia en el área de estudio aproximadamente a partir de los 200 m de profundidad (Tabares *et al.*, 1996).

Estas agregaciones corroboran que algunos crustáceos presentan una distribución restringida, limitada a un intervalo estrecho de profundidad (Takeda y Okutani, 1983), debido a que los cambios en distancias verticales son muy abruptos e incluso son equivalentes a aquellos que ocurren horizontalmente sobre cientos de kilómetros (Parsons *et al.*, 1984). Sin embargo, cuatro especies se encontraron en todo el ámbito de profundidad (*X. tayrona*, *Iridopagurus* sp. 2, *P. curacaoensis* y *D. fucosus*), con lo cual se consideran euritípicas, porque la relación causa-efecto de gradientes verticales genera cambios en la temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, sedimento y materia orgánica, que restringen el establecimiento de los organismos bentónicos de acuerdo con su tolerancia frente a estos factores (Torodova y Konsulova, 2000).

Distribución geográfica

Se presenta un esquema de distribución espacial para los cangrejos ermitaños que habitan las aguas poco profundas (20 - 150 m), colectándose de manera exclusiva diez especies (45 %) en el sector norte y tres (14 %) en el sur de la desembocadura del río Magdalena (Tabla 4). Es posible que la distribución de las especies de ermitaños en aguas someras se encuentre influenciada por la presencia de la desembocadura de este río, que puede constituir una barrera ecológica para la dispersión larval de estas especies, generando faunas separadas, proceso que se acentúa debido a que los ermitaños en sus etapas juvenil y adulta no realizan grandes desplazamientos, ni migraciones, sino que presentan movimientos locales (Boltovskoy, 1981).

En cuanto a los ermitaños colectados en la ecorregión del Caribe Oceánico a profundidades entre 300 y 500 m, tres especies se ubicaron de manera exclusiva en un solo sector, dos al norte (*P. curacaoensis* y *X. tayrona*) y una al sur (*P. macgeorgi*), lo que confirma una distribución restringida para estas especies, comparándola con lo registrado por Campos *et al.* (2005). Las restantes seis especies (*X. anthonii*, *Paguristes* sp., *O. gracilis*, *P. pilimanus*, *P. discoidalis* y *D. fucosus*) fueron colectadas a lo largo del mar Caribe colombiano, significando que no se ven afectadas en su distribución por las descargas del río Magdalena, por su ubicación en

aguas profundas (300 - 500 m). Se debe tener en cuenta que el material en suspensión proveniente del río, en general, no supera 6.4 mg/l a 25 m y este valor va decreciendo a mayor profundidad llegando a 2.0 mg/l a 100 m (Pujos *et al.*, 1986). Así mismo, se debe considerar que estas especies de profundidad son comunes para la región Caribe (Biffar y Provenzano, 1972; Lemaitre, 1989, 1995; McLaughlin y Lemaitre, 2001b).

La taxocenosis de cangrejos ermitaños presentó en su mayoría (15 especies) una distribución limitada por las fronteras de las ocho ecorregiones en que se dividió la franja marina y costera del Caribe colombiano, pero quizás algunas de estas especies podrían estar haciendo parte de microhábitats de parche que pueden encontrarse ampliamente esparcidos como para aparecer en varias muestras (Grassle, 1989). Factores como el tamaño y la naturaleza de las partículas del sedimento, la temperatura, los depredadores, los competidores, el tipo de fuentes alimenticias y los lugares de refugio, son responsables de la distribución de la mayoría de especies de cangrejos ermitaños (Rebach, 1974; Phillips *et al.*, 1980; Valiela, 1995), pero es quizás la presencia de conchas vacías de gasterópodos en el medio, el mayor limitante de la abundancia, el crecimiento y la reproducción de estos cangrejos (Hazlett, 1981).

Biogeografía

Para la distribución de la fauna de crustáceos decápodos se pueden considerar, de acuerdo con Clark y Downey (1992), seis regiones biogeográficas; la primera es el Atlántico noroccidental, desde Cabo Hatteras hasta Cabo Cod en Estados Unidos; la segunda es el Atlántico suroccidental desde las Guayanas hasta el río de la Plata en Uruguay; la tercera es el Caribe, incluyendo las Bahamas, el mar Caribe, las Antillas y desde Belice hasta Venezuela; la cuarta región biogeográfica es el Golfo de México; la quinta el Atlántico oriental; la última corresponde al Pacífico oriental. En la tabla 4 se presenta la distribución a nivel global, en las regiones mencionadas, de las especies de cangrejos ermitaños colectadas durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II. La información para determinar la distribución fue tomada de Biffar y Provenzano (1972), McLaughlin y Provenzano (1974), Sánchez y Campos (1978), McLaughlin (1982), García-Gómez (1983), Lemaitre (1989, 1995), Campos y Sánchez (1995) y McLaughlin y Lemaitre (2001b).

Ninguna de las especies colectadas en el Caribe colombiano presenta registros anfiamericanos y sólo *O. gracilis* (6.2 %) posee un tipo de distribución anfiatlántica, es decir, que se distribuye en el Atlántico occidental y oriental. El restante 93.8 % de las especies se ubica en alguna región del Atlántico occidental, que corresponde, según lo sugerido por Abele (1982), con datos aproximados para el número de especies de decápodos presentes en cuatro regiones tropicales

del mundo, donde el Atlántico oriental posee un menor número de especies con respecto al occidental, relacionado principalmente con la extensión de cada área, aproximadamente de 4×10^5 y 128×10^4 Km², respectivamente. Se destaca que la distribución de los ermitaños refleja un patrón latitudinal, puesto que existe un aumento en el número de especies al decrecer la latitud, por factores como la disponibilidad de alimento, que es mayor en zonas tropicales por la producción de fitoplancton a lo largo de todo el año (Bowman y Abele, 1982).

Proporción de tallas y sexos

En general, el número de hembras fue mayor pero no significativamente diferente al de los machos, del total de individuos, el 58.7 % (n= 104) de abundancia relativa fue para las primeras y 41.2 % (n= 73) para los segundos (Tabla 5). Para la mayoría de los ermitaños se colectaron ejemplares de los dos sexos, en nueve especies se colectaron exclusivamente machos o hembras y hembras ovadas se colectaron en sólo diez especies.

Se comparó la proporción de sexos para la especie *X. anthonii*, ya que para ésta se colectó un número suficiente de ejemplares de ambos sexos y de hembras ovadas. No se presentó la relación de 1:1 entre el número de hembras (n= 47) y machos (n= 20) ($p= 0.02$), por la dominancia de las hembras que representaron 70 % del total de individuos, al igual que la proporción de 0.5:1 entre el número de hembras ovadas (n= 23) y el total de hembras (n= 47) ($p= 0.20$), debido a que el número de individuos fue muy similar presentándose una relación de 1:1. Teniendo en cuenta el bajo número de hembras ovadas colectadas, podría afirmarse que la época de muestreo no correspondió con la de reproducción y desove para la mayoría de los ermitaños colectados, contrario a *Paguristes* sp., *X. anthonii*, *P. pilimanus* y las tres especies de *Pylopagurus*, de las que se colectaron hembras ovadas que estuvieron bien representadas en comparación con el total de hembras y el total de individuos de la especie, como en el caso de *X. anthonii*.

Las proporciones de 1:1 entre machos y hembras y 0.5:1 entre hembras ovadas y el total son las más favorables en individuos con sexos separados dispersos en el medio, con encuentros que se pueden suponer al azar, por debajo de estas proporciones la probabilidad de encuentros puede ser demasiado baja para garantizar el mínimo de fecundaciones necesarias para mantener la especie (Hoenigsberg, 1992). Sin embargo, como en este caso, se pueden presentar diferencias entre las proporciones sexuales, de acuerdo con divergencias en el comportamiento de los dos sexos o de la especie (Bowman y Abele, 1982).

Con respecto a las tallas, las especies *P. diogenes*, *D. fucosus* y *P. pilimanus* fueron las de mayor tamaño. El ejemplar más grande correspondió al único individuo

de *P. diogenes*, con una longitud del escudo cefálico (LC) de 21 mm y ancho (AC) de 21 mm, seguido de una hembra de *D. fucosus*, con una LC de 15.8 mm y un AC de 14.2 mm y un macho de *P. pilimanus*, con una LC de 12.7 mm y un AC de 13.2 mm. Las especies del género *Iridopagurus* y *Enneobranchus* incluyeron los ejemplares que presentaron menor tamaño, entre longitudes del escudo cefálico de 0.4 y 1.8 mm y anchos de 0.5 y 2.2 mm, respectivamente (Tabla 5).

Tabla 5. Número de individuos y longitudes del escudo cefálico por sexo: hembras (H), hembras ovadas (HO), machos (M), longitud (LC), ancho (AC) del escudo cefálico, máxima (máx) y mínima (mín) (mm) de las especies de cangrejos ermitaños, colectados durante la expedición INVEMAR-Macrofauna II (n = 177).

ESPECIE	SEXO			TALLAS HEMBRAS				TALLAS MACHOS			
	H n =69	HO n =35	M n=73	LC mín	LC máx	AC mín	AC máx	LC mín	LC máx	AC mín	AC máx
<i>Agaricochirus alexandri</i>	2	-	2	1.3	1.8	1.2	1.9	1	1.2	1	1.2
<i>Dardanus fucosus</i>	5	1	11	2.9	15.8	2.8	14.2	0.7	6.6	0.7	6.4
<i>Enneobranchus</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	1.3	-	1.1	-
<i>Iridopagurus margaritensis</i>	-	1	1	1.7	-	2.2	-	3.0	-	3.2	-
<i>Iridopagurus</i> sp. 1	-	1	2	0.4	-	0.5	-	0.5	0.6	0.6	0.7
<i>Iridopagurus</i> sp. 2	-	-	2	-	-	-	-	1.7	1.8	1.8	1.8
<i>Iridopagurus</i> sp. 3	1	-	-	1.7	-	1.7	-	-	-	-	-
<i>Oncopagurus gracilis</i>	2	-	2	1.3	2.7	1.3	2.7	3	-	3	-
<i>Paguristes laticlavus</i>	-	-	1	-	-	-	-	2	-	1.9	-
<i>Paguristes oxyphthalmus</i>	-	-	1	-	-	-	-	2.2	-	2.1	-
<i>Paguristes paraguanaensis</i>	-	-	1	-	-	-	-	2.7	-	2.8	-
<i>Paguristes</i> sp.	6	3	6	4.2	7	4.1	7	4	5.5	4	5.5
<i>Pagurus curacaoensis</i>	-	-	4	-	-	-	-	2.6	4.5	2.4	4.4
<i>Pagurus longimanus</i>	4	-	1	1.4	2.4	1.3	2.2	2.9	-	2.5	-
<i>Paragiopagurus pilimanus</i>	3	1	5	1.8	11.3	1.8	11.5	5.1	12.7	5.1	13.2
<i>Petrochirus diogenes</i>	1	-	-	21	-	20	-	-	-	-	-
<i>Pylopagurus discoidalis</i>	4	1	1	1.0	3.7	0.5	3.2	3.9	-	2.7	-
<i>Pylopagurus macgeorgi</i>	3	2	2	2.3	3.2	1.7	2.6	3.1	3.3	2.1	2.3
<i>Pylopagurus pattiae</i>	1	1	2	1.6	1.8	1.2	1.3	1.7	1.8	1.3	1.2
<i>Trizocheles</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	2.6	-	2	-
<i>Xylopagurus anthonii</i>	24	23	20	2.3	9.3	1.6	7.2	2.3	10.2	1.5	7.6
<i>Xylopagurus tayrona</i>	13	1	7	4.1	11	2.8	8	3.5	9	2	6.2

La mayoría de las longitudes del escudo cefálico en los ejemplares colectados se ubicaron dentro de los registros de Biffar y Provenzano (1972), McLaughlin y Provenzano (1974), Sánchez y Campos (1978), McLaughlin (1982), García-Gómez (1983), Lemaitre (1989, 1995), Lemaitre y Campos (1993), Campos y Sánchez (1995) y McLaughlin y Lemaitre (2001b) para las mismas especies. Sin embargo, algunos individuos de *X. anthonii*, *P. longimanus*, *P. pilimanus* y *D. fucosus* presentaron tallas menores a las registradas en la literatura. Todas las especies presentaron un ámbito de tallas pequeñas, reflejando que existe una relación entre la talla y la latitud, encontrándose las menores tallas en el trópico (Abele, 1982), así mismo, refleja posiblemente que en algunos casos se trata de individuos juveniles, razón por la cual se colectaron hembras ovadas en pocas especies.

Para *X. anthonii* se compararon las longitudes del escudo cefálico de los ejemplares de los dos sexos, dando como resultado que las de los machos (n= 20) fueron diferentes a las de las hembras (n= 47) (p= 0.37), siendo más grandes las longitudes de los primeros. Teniendo en cuenta que se entiende por dimorfismo sexual la presencia de características distintivas entre machos y hembras aparte de las sexuales primarias (Serrano y Auriolos, 1992), se presentó dimorfismo sexual en cuanto a la talla, corroborando que para algunas especies, los machos son más grandes que las hembras (Kanciruk, 1980) y que, en general, los crustáceos lo exhiben, variando desde pequeñas diferencias en ciertas especies a diferencias muy pronunciadas en otras (Serrano y Auriolos, 1992). Así mismo, es importante considerar que tanto las proporciones de sexos como de tallas dentro de los cangrejos ermitaños, como en muchos grupos de organismos, varían según la zona y la época en que sean colectados (Dow, 1980).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo financiero del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR y COLCIENCIAS proyecto No. 210509 - 10401 y al apoyo logístico de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, la Universidad Nacional de Colombia y el INVEMAR. Agradecemos a quienes de una u otra manera tuvieron que ver con el buen funcionamiento del proyecto.



BIBLIOGRAFÍA

- Abele, L.G. 1982. Biogeography. 242-304. En: Abele, L. G. (Ed.). The biology of Crustacea: Systematics, the fossil record, and biogeography, Vol. I. Academic, Nueva York. 319 p.
- Andrade, C. A. 1993. Análisis de la velocidad del viento en el mar Caribe. Bol. Cient. CIOH, 13: 33-43.
- Benedict, J. 1892. Preliminary descriptions of thirty-seven new species of hermit crabs of the genus *Eupagurus* in the U.S. National Museum. Proc U.S. Nat. Mus., 15: 1-26.
- Bertness, M. D. 1981. Competitive dynamics of a tropical hermit crab assemblage. Ecology, 62 (3): 751-761.
- Biffar, T. y A. J. Provenzano Jr. 1972. A reexamination of *Dardanus venosus* (H. Milne Edwards) and *D. imperator* (Miers), with a description of a new species of *Dardanus* from the western Atlantic (Crustacea, Decapoda, Diogenidae). Bull. Mar. Sci., 22 (4): 777-805.
- Blanco, R. 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 M. Sc. Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 60 p.
- Boltovskoy, D. 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Publ. Espec. INIDEP. Mar del Plata, Argentina. 936 p.
- Bowman, T. E. y L. G. Abele. 1982. Classification of the recent Crustacea. 1-27. En: Abele, L. G. (Ed.). The biology of Crustacea: Systematics, the fossil record, and biogeography, Vol. I. Academic, Nueva York. 319 p.
- Campos, N. H. y H. Sánchez. 1995. Los cangrejos ermitaños del género *Paguristes* Dana (Anomura: Diogenidae) de la costa norte colombiana, con la descripción de dos nuevas especies. Caldasia, 17: 82-85.
- Campos, N. H., R. Lemaitre y G. R. 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, Unibiblios, Bogotá. 372 p.
- Campos, N. H., 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. Monografías de Fauna de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 272 p.
- Clark, A. M. y M. E. Downey. 1992. Starfishes of the Atlantic. Natural History Museum Publications. Chapman and Hall, London. 794 p.
- CORPES. 1992. El Caribe colombiano realidad ambiental y desarrollo. Consejo Regional de Planificación Costa Atlántica, Santa Marta, 275 p.
- Correa, F. y E. Rodríguez. 1998. Análisis de la distribución geográfica de los anomuros (Crustacea: Decapoda) del Golfo de California. J. Biogeog., 25: 1133-1144.
- Cuignon, R. 1987. Estudio de la plataforma del Caribe colombiano, fase Guajira. Bol. Cient. CIOH, 7: 53-72.
- Dow, R. L. 1980. The clawed lobster fisheries. 265-316. En: Cobb, J. S. y B. F. Phillips (Eds.). The biology and management of lobsters, Vol. II. Academic, Nueva York. 390 p.

- Forest, J. 1997. Présence du genre *Xylopagurus* A. Milne Edwards, 1880 (Crustacea, Decapoda, Paguridae) dans l'Indo-Ouest Pacifique, avec la description de deux espèces nouvelles. *Zoosystema* 19 (2-3): 421-435.
- García-Gómez, J. 1983. Revision of *Iridopagurus* (Crustacea: Decapoda: Paguridae) with the descriptions of new species from American waters. *Bull. Mar. Sci.*, 33 (1): 10-54.
- García-Gómez, J. 1988. A new genus and three new species of hermit crabs (Crustacea: Decapoda: Paguridae) from the western Atlantic ocean. *Bull. Mar. Sci.*, 42 (1): 44-64.
- Grassle, J. F. 1989. Species diversity in deep-sea communities. *Tress*, 1 (4): 12-15.
- Hazlett, B. 1981. The behavioral ecology of hermit crabs. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 12: 1-22.
- Hoeningberg, H. 1992. Genética de poblaciones. Géminis. Bogotá, 1116 p.
- INVEMAR. 2000. Programa nacional de investigación en biodiversidad marina y costera. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras/FONADE/MMA. Santa Marta. 83 p.
- INVEMAR. 2009. Sistema de Información Ambiental Marino Costera, SIAM. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Santa Marta. <http://www.invemar.org.co/SIAM>. 01/06/09.
- Kaandorp, J. A. 1986. Rocky substrate communities of the infralittoral fringe of the Boulonnais coast, NW France: a quantitative survey. *Mar. Biol.*, 92: 255-265.
- Kanciruk, P. 1980. Ecology of juvenile and adult Palinuridae (Spiny lobsters). 59-96. En: Cobb, J. S. y B. F. Phillips (Eds.). *The biology and management of lobsters*, Vol. II. Academic, Nueva York. 390 p.
- Lemaitre, R. 1989. Revision of the genus *Parapagurus* (Anomura: Paguroidea: Parapaguridae), including redescrptions of the western Atlantic species. *Zoolog. Verhandl.*, 253: 1-106.
- Lemaitre, R. 1995. A review of the hermit crabs of the genus *Xylopagurus* A. Milne Edwards, 1880 (Crustacea: Decapoda: Paguridae), including of two new species. *Smith. Contrib. Zool.*, 570: 1-27.
- Lemaitre, R. 1996. Hermit Crabs of the Family Parapaguridae (Crustacea: Decapoda: Anomura) from Australia: Species of *Strobopagurus* Lemaitre, 1989, *Sympagurus* Smith, 1883 and two new genera. *Record Australian Mus.*, 48: 163-221.
- Lemaitre, R. y N. H. Campos. 1993. Two new hermit crabs (Crustacea: Decapoda: Paguridae) from the Caribbean sea. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 103 (3): 554-565.
- Martin J. W. y G. E. Davis. 2001. An updated classification of the recent Crustacea. *Science Ser., Nat. Hist. Mus. L.A. Co.*, No. 39. 132 p.
- McLaughlin, P. 1982. Revision of *Pylopagurus* and *Tomopagurus* (Crustacea: Decapoda: Paguridae), with the descriptions of new genera and species. Part III. *Agaricochirus* McLaughlin y *Enallopagurus* McLaughlin. *Bull. Mar. Sci.*, 32 (4): 823-855.
- McLaughlin, P. y R. Lemaitre. 2001a. A new family for a new genus and new species of hermit crabs of the superfamily Paguroidea (Decapoda: Anomura) and its phylogenetic implications. *J. Crust. Biol.*, 21 (4): 1062-1076.
- McLaughlin, P. y R. Lemaitre. 2001b. Revision of *Pylopagurus* and *Tomopagurus* (Crustacea: Decapoda: Paguridae), with descriptions of new genera and species. Part VI. *Pylopagurus* A. Milne-Edwards, 1981, and *Pylopaguridium*, a new genus. *Proc. Biol. Soc. Washington*, 2 (114): 444-483.
- McLaughlin, P. y A. J. Provenzano Jr. 1974. Hermit crabs of the genus *Paguristes* (Crustacea: Decapoda: Paguristes) from the western Atlantic. Part II. Descriptions of six new species. *Bull. Mar. Sci.*, 4: 885-938.
- Molina, A. 1990. Estudio geológico de la plataforma continental Caribe (Santa Marta-Punta Morro Hermoso). 120-131. En: *Memorias del VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*. CCO, CVC. Cali, Oct. 30 – Nov. 2. 792 p.

- Parsons, T., M. Takahashi and B. Hargrave. 1984. Biological oceanographic processes. Tercera edición. Pergamon, Nueva York. 330 p.
- Phillips, B. F., J. J. Cobb y R. W. George. 1980. General biology. 1-82. En: Cobb, J. S. y B. F. Phillips (Eds.). The biology and management of lobsters, Vol. II. Academic, Nueva York. 463 p.
- Poupin, J. 1994. Faune marine profonde des Antilles Françaises. Récoltes du navire Polka Faites en 1993. Orstom Éditions. Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération. Paris, 79 p.
- Pujos, M., J. Pagliardini, R. Steer, G. Vernet y O. Weber. 1986. Influencia de la contra-corriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. Bol. Cient. CIOH, 6: 3-15.
- Rebach, S. 1974. Burying behavior in relation to substrate and temperature in the hermit crab, *Pagurus longicarpus*. Ecology. 55: 195-198.
- Rex, M. A. 1979. R and K selection in a deep-sea gastropod. Sarsia, 64: 29-32.
- Sánchez, H. 1975. Distribución, ecología y sistemática de los cangrejos ermitaños (Crustacea-Anomura-Paguridae) de la región de Santa Marta en la costa norte de Colombia. Tesis Biol. Univ. de Antioquia, Medellín. 53 p.
- Sánchez, H. 1977. *Pylopagurus samariensis* sp. nov. (Crustacea: Anomura: Paguridae) de la costa del Caribe colombiano. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 9: 215-223.
- Sánchez, H. y N. H. Campos. 1978. Los cangrejos ermitaños (Crustacea, Anomura, Paguridae) de la costa norte colombiana. Parte I. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín, 10: 15-62.
- Serrano, A. V. y D. Auriolos. 1992. Dimorfismo sexual en la langostilla, *Pleuroncodes planipes* Stimpson, 1860 (Crustacea: Decapoda: Galatheidae). Proc. San Diego Soc. Nat. Hist., 13: 1-5.
- Tabares, N., M. Soltau y J. Díaz. 1996. Caracterización geomorfológica del sector suroccidental del mar Caribe. Bol. Cient. CIOH, 17: 3-16.
- Takeda, M. y T. Okutani. 1983. Crustaceans and mollusks trawled off Surinam and French Guiana, Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokio. 185 p.
- Torodova, V. y T. Konsulova. 2000. Long term changes and recent state of macrozoobenthic communities along the Bulgarian Black Sea coast. Mediterranean Mar - Sci., 1: 123-131.
- Valiela, I. 1995. Marine ecological processes. Segunda edición. Springer-Verlag, Nueva York. 686 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 27/02/06

FECHADEACEPTACIÓN:30/03/09

STRIOCADULUS MAGDALENENSIS, A NEW DEEP-SEA SCAPHOPOD (MOLLUSCA: SCAPHOPODA: GADILIDAE) FROM THE COLOMBIAN CARIBBEAN*

Adriana Gracia C. ¹ and Néstor E. Ardila ²

1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Museo de Historia Natural Marina de Colombia, Santa Marta, Colombia, A.A. 1016. agracia@invemar.org.co

2 Universidad de los Andes, Facultad de Ciencias, Departamento de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Biología Molecular Marina (BIOMMAR), Carrera 1E N° 18ª -10, Bogotá D.C., Colombia. ne.ardila23@uniandes.edu.co

ABSTRACT

We describe a new bathyal species of scaphopod belonging to the genus *Striocadulus* Emerson based on conchological and radular characters. The specimens were collected at a depth of 404-412 m off Bocas de Ceniza (Colombian Caribbean). *Striocadulus magdalenensis* new species can be distinguished from its other congeners by differences in its apical section, and both number and extent of longitudinal striae. This is the first record of this genus in the Atlantic Ocean.

KEY WORDS: Mollusca, Bathyal, Taxonomy, Western Atlantic, Caribbean Sea.

RESUMEN

***Striocadulus magdalenensis* una nueva especie de escafópodo (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae) de aguas profundas del Caribe colombiano.** Se describe una nueva especie batial de escafópodo perteneciente al género *Striocadulus* Emerson basándose en características de la concha y la rádula. Los especímenes fueron colectados a 404-412 m de profundidad frente a Bocas de Ceniza (Caribe colombiano). *Striocadulus magdalenensis* spec. nov. se distingue de sus otros congéneres por diferencias en la sección apical y en el número y extensión de las estrías longitudinales. Este es el primer registro del género para el océano Atlántico.

PALABRAS CLAVE: Mollusca, Batial, Taxonomía, Atlántico occidental, Mar Caribe.

*Contribución No. 1033 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.

INTRODUCTION

Scaphopods are successful deep-sea organisms with over 500 extant species (Scarabino, 1994; Steiner and Linse, 2000; Reynolds and Steiner, 2008). Nearly 70 % of the known species are found below 500 m of depth, with a high percentage of them living below 3000 m, exclusively inhabiting bathyal and abyssal substrates (Scarabino, 1986).

Among the eight genera within Gadilidae (Steiner and Kabat, 2001), *Striocadulus* Emerson, 1962 is represented by very few species compared to other genera in the family. The genus is very distinct and is comprised by species living in moderately deep waters in tropical oceans that are characterized by having medium to large curved shells, sculptured with numerous longitudinal striae. According to Scarabino (1995) and Steiner and Kabat (2001, 2004), the genus currently consists of four living species with well delineated ranges. *Striocadulus albicomatus* (Dall, 1890) occurs along the west coast of North and Central America at depths of 41-730 m; *S. ludbrookii* Scarabino, 1995 is distributed in the northern Indian Ocean at 528-732 m; *S. pulcherrimus* (Boissevain, 1906) has been recorded from Indonesia at 530-694 m, and *S. sagei* Scarabino, 1995 from the Philippines and Indonesia at 640-800 m (Figure 1). Herein we describe a new species recently collected on soft substrates of the upper slope off the Colombian Caribbean coast in two deep-sea trawled samples taken by the R/V Ancón in 1998, during the cruise INVEMAR-MACROFAUNA I (Figure 1). Shells were examined, and photographed under Scanning Electron Microscopy (SEM) (Leica Stereoscan 440 W and Amray 1810 SEM's). Material examined was deposited at the Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC), Santa Marta, Colombia.

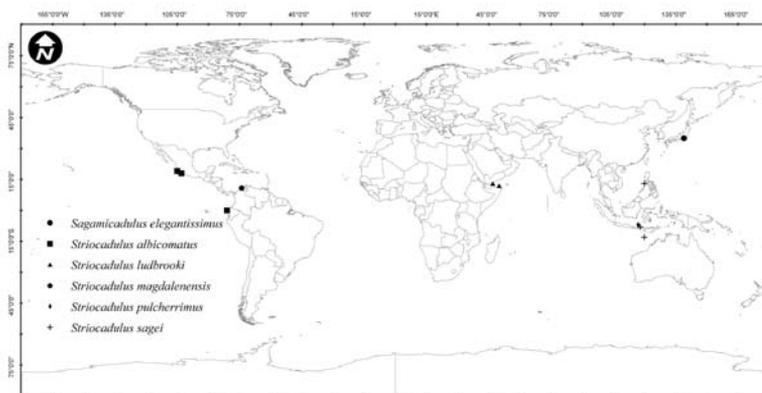


Figure 1. Geographic distribution of the genera *Striocadulus* and *Sagamicadulus* around the world, following Scarabino (1995), Rios-Jara *et al.* (2003a) and Steiner and Kabat (2004).

RESULTS

Species description

Family Gadilidae Stoliczka, 1868

Genus *Striocadulus* Emerson, 1962: 478-479, pl. 80, fig. 1 a-d (as a subgenus of *Cadulus*).

Type species: *Cadulus albicomatus* Dall, 1890, by original designation. Recent, off Manta, Ecuador; eastern Pacific Ocean, 00°37'S - 81°00'W, 730 m. Syntype, USNM 87539.

Known distribution: Pacific and Indian oceans, Caribbean Sea, 41-800 m.

Striocadulus magdalenensis new species (Figures 2-8, 16-17)

Type locality:

Holotype: Off Bocas de Ceniza, Colombia, 11°13'N, 74°39'W, 412-406 m of depth, INV MOL2829, Sta. E2 (2-X-1998), on muddy bottom.

Paratypes: Off Bocas de Ceniza, Colombia, 11°13'N, 74°39'W, 404-410 m of depth, two specimens, INV MOL2828, Sta. E1 (2-X-1998), on muddy bottom; off Bocas de Ceniza, Colombia, 11°13'N, 74°39'W, 412-406 m depth, one specimen, INV MOL2384, Sta. E2 (2-X-1998), on muddy bottom.

Type Material: Four specimens, collected alive. The measurements of the material are described in the Table 1.

Distribution: This species is known only from the type locality.

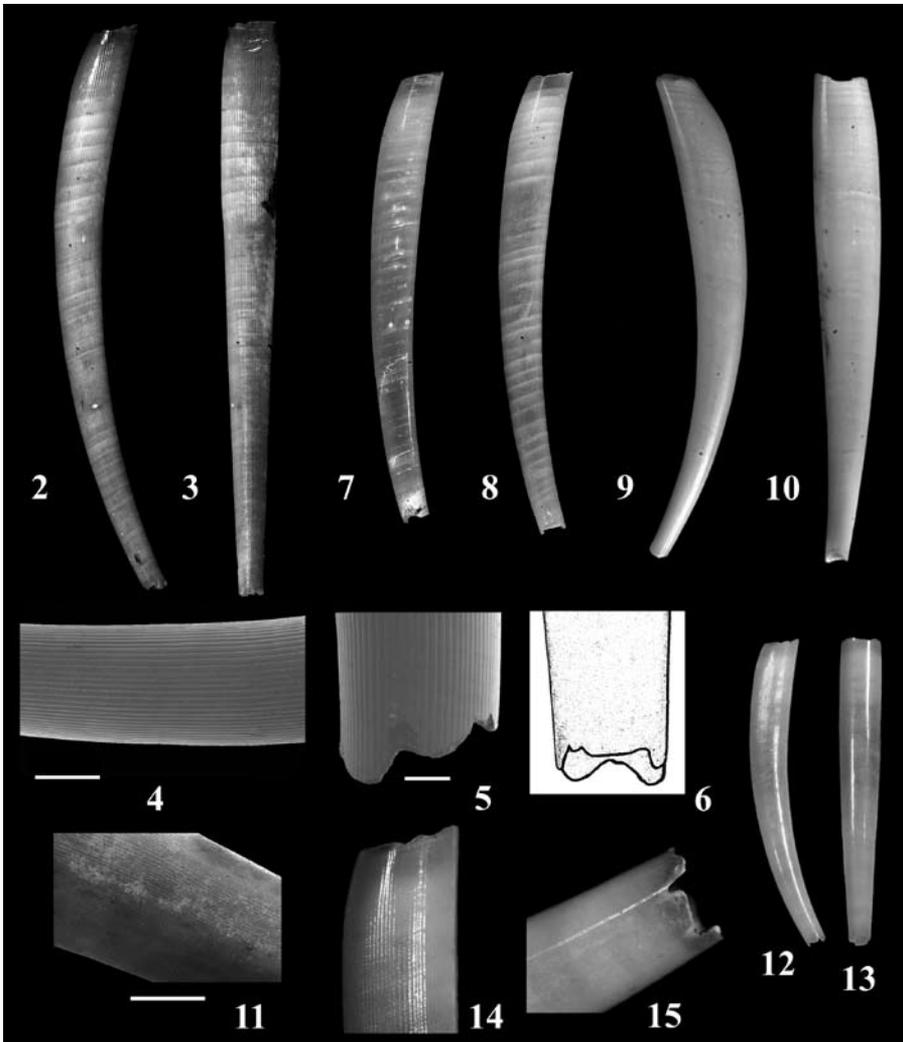
Description: Shell length up to 27 mm; white, bright, and translucent, with opaque white rings along the surface; ventral side slightly curved; maximum diameter 2.8 mm in anterior third proximal to the aperture. Anterior aperture subcircular in cross section, dorsoventrally compressed, 2.19 mm in height and 2.64 mm in width. Apical aperture semicircular, dorsoventrally compressed, 1.21 mm in height and 1.32 mm in width (Table 1); apex with traces of four lobes (Figure 6). The shell is longitudinally sculptured with 66 (Holotype) to 73 fine, flattened striae (Figures 4-5) of equal length and evenly spaced covering the entire surface. The radula typical of the genus consists of a square central rachidean tooth, with large lateral and long marginal teeth; shape and denticulation of the central, lateral, and marginal teeth are not visible (Figures 16-17).

Etymology: The species is named after the Magdalena River, in front of whose mouth the type locality is situated.

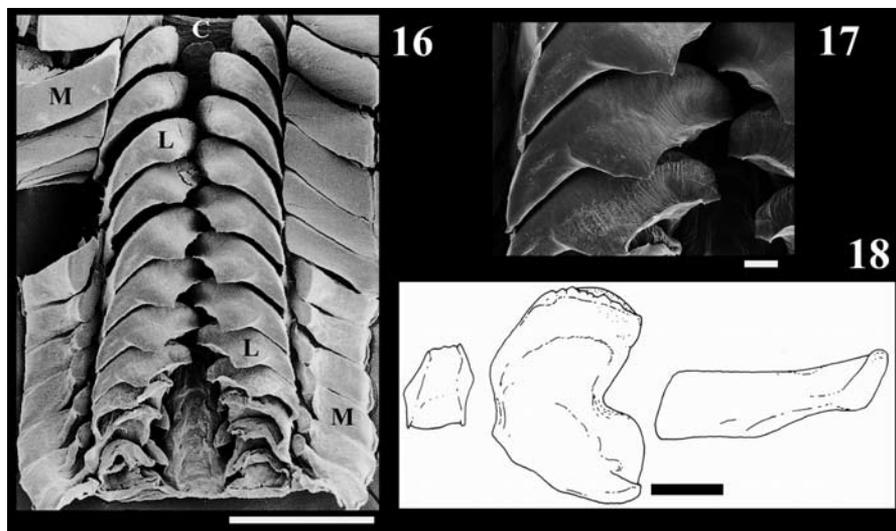
Remarks: This species shares common characteristics with the species of the



monotypical genus *Sagamicadulus*, *S. elegantissimus* (Sakurai and Shimazu, 1963: 250-251, text-fig. 1 Holotype; Hasegawa and Saito, 1995: 29, plate 6, fig. 1



Figures 2-8. *Striocardulus magdalenensis* new species. **2-3.** Holotype, INV MOL2829, lateral and dorsal views, anterior and apical sections, TI 27.24 mm. **4.** Holotype, detail of longitudinal striae, scale bar 1 mm. **5.** Holotype, apex lateral view, it is the observed longitudinal striae covering the entire shell, scale bar 300 μ m. **6.** Holotype apex, ventral view (broken lobe), two laterals and one dorsal. **7.** Paratype INV MOL2384, lateral view, TI 21.28 mm. **8.** Paratype, INV MOL2828, lateral view, TI 21.74 mm. **9-11.** *Striocardulus albicomatus* (Dall, 1890). **9-10.** Syntype USNM 87539, lateral and ventral views, TI 23 mm. **11.** Detail of longitudinal striae, scale bar 1 mm. **12-15.** *Sagamicadulus elegantissimus* (Sakurai and Shimazu, 1963). **12-13.** Holotype, NSMT-Mo 70249, lateral and dorsal views, Indo-Pacific, Japan, 15 mm. **14.** Detail striation near aperture. **15.** Detail smooth apex (broken), lateral view.



Figures 16-17. Radula of *Striocadulus magdalenensis*. **16.** General view of the Paratype INV MOL2384, scale bar 300 μ m. The teeth are labeled M= Marginals, L= laterals and C= Central rachidian tooth. **17.** Detail of the lateral teeth, scale bar 30 μ m. **18.** Radula *Striocadulus sagei*, modified from Scarabino (1995): figs 139 e, pag. 337 (central, lateral and marginal teeth views).

Table 1. Comparison between type material of *Striocadulus magdalenensis* new species. Shells were measured using a digital caliper Kanon EMS-6, according to parameters specified in Steiner and Linse (2000): L: length; Ha, Wa: height and width of anterior aperture; Max: maximum diameter; Hp, Wp: height and width of posterior aperture; Arc: maximum curvature; Darc: distance of the point of maximum curvature from the apex; Dmax: distance of maximum diameter from anterior aperture. The measurements are expressed in millimeters.

	Holotype INV MOL2829 Sta. E2	Paratype INV MOL2384 Sta. E2	Paratype INV MOL2828 Sta. E1	Paratype INV MOL2828 Sta. E1
L	27.21	20.98	21.09	27.31
Ha	2.19	1.92	2.01	2.20
Wa	2.64	2.35	2.42	2.57
Max	2.80	2.65	2.66	2.86
Hp	1.21	1.34	1.28	1.24
Wp	1.32	1.45	1.39	1.33
Arc	2.71	1.34	1.27	2.34
Darc	12.87	11.37	11.67	15.5
Dmax	3.28	4.18	4.36	5.73

Holotype), recorded off Hayama, Sagami Bay, Japan, at depths between 55 and 128 m (Figures 12-15). This smaller species reaches 15 mm in length (Holotype NSMT-Mo 70249) and its shell also exhibits longitudinal grooves, but they do not cover the entire surface (Figure 15). The shell is smooth posteriorly and longitudinally striated in median and anterior areas, with the striae extending to the aperture (Fig. 14); in *S. magdalenensis* striae are uniformly distributed over the surface. The apical orifice in *S. elegantissimus* is rounded in cross section and has three pairs of notches on its truncated margin (Figure 15), two pairs on the lateral surfaces and one pair on the dorso-ventral surfaces (Sakuari and Shimazu, 1963), whereas the semicircular apex of *S. magdalenensis* has traces of four lobes. The number and shape of the lobes in *S. magdalenensis* are not exactly described since all the examined specimens were not complete.

It is noteworthy that this diagnostic character differs somewhat from the shape and number of lobes assigned to other species of *Striocardulus* and could match better to the *Sagamicardulus* diagnosis. However, due to the extension of the longitudinal striae, the longer shell length, and the semicircular apex in cross section, we prefer to place it within the genus *Striocardulus*.

Striocardulus magdalenensis exhibits unique characteristics compared with the other members of the genus, especially in the sculpture and apex morphology. *Striocardulus sagei*, the largest species in the order Gadilida (Scarabino, 1995), found in Indonesia and Philippines, reaches 43 mm in length, exhibits a wide apex, and is slightly dorsoventrally compressed, with two wide lateral lobes (Scarabino, 1995). The anterior aperture is oblique and dorsoventrally compressed. The longitudinal sculpture consists of numerous fine, flattened riblets, which are narrowly spaced apart and crossed throughout by growth lines. Conversely, *S. ludbrookii* is smaller (up to 20 mm) and less sculptured than *S. sagei*, its apex is oval in cross section and dorsoventrally compressed with two wide, flat lobes (Scarabino, 1995); moreover, the sculpture of the longitudinal striae is most prominent along the anterior three quarters of the shell. Detailed information about the shell features of *S. pulcherrimus* from Indonesia was unfortunately not available; Scarabino (1995) just illustrates the general shape of the type material (16 mm in length), the apex structures and apical and oral sections.

In regard to the radula, although it was extracted and examined (Paratype INV MOL2384), no additional diagnostic characteristics could be determined (Figures 16-17); for details of the radula of *S. sagei*, see Scarabino (1995: figs 139 e, pag. 337, and fig. 172 c-d, pag. 367). Here we reproduce the type radula of the genus (Figure 18).

Striocadulus magdalenensis was compared with the syntype (USNM 87539) of *S. albicomatus* (Dall, 1890), the geographically closest congener, and the main difference is that *S. albicomatus* exhibits a greater number of longitudinal striae (more than 100), but displays the same outline and sculpture pattern (Figures 9-11). Both species have a slightly oblique aperture and a nearly circular apical-anal aperture. Dall (1890) and Emerson (1962) do not give further details upon the apex, but *S. albicomatus* clearly has a stronger apex, bearing two weak, flat lateral lobes (Scarabino, 1995). In his description of the subgenus *Striocadulus*, Emerson (1962) stated that the apical orifice is simple and stands out as a diagnostic characteristic.

It should be emphasized that the diagnostic characters of the two genera of the family Gadilidae characterized by longitudinal striae (*Striocadulus* and *Sagamicadulus*) are still incomplete. It is important to obtain more material for a detailed study of its internal and external morphology in order to define the taxonomical status of both genera.

The bathymetric distribution of the genus appears to be homogeneous, as the five described species have been mostly found at depths between 404 and 800 m, with the exception of *S. albicomatus*, which has been recorded at 41-73 m off the Mexican Pacific coast (Ríos-Jara *et al.*, 2003a, 2003b), although previous records from Panama and Ecuador were from much deeper waters. This new record of *Striocadulus* extends the distributional range for the genus from the Pacific and Indian Oceans to Atlantic waters (Figure 1).

ACKNOWLEDGEMENTS

We want to thank to INVEMAR-MACROFAUNA and the R/V Ancón teams for collaboration during collecting expeditions. We also want to acknowledge the institutional and financial support provided by INVEMAR and COLCIENCIAS (Grants No. 2105-13-079-97, 210509-11248 and 2115-09-16649) and the Colombian Ministry of the Environment. S. Braden (NMNH-USA) assisted with the production of the SEM images. Y. Villacampa (NMNH-USA) and H. Saito (National Museum of Nature and Science NSMT-Japan) kindly provided the Syntype and Holotypes images of the examined material respectively. We are thankful to N. Rangel for providing the map of the study area. The authors thank J. Clayton for the improvement of the English version and J. M. Díaz for the exhaustive review of the document.

LITERATURE CITED

- Boissevain, M. 1906. The Scaphoda of the Siboga Expedition, treated together with the known Indopacific Scaphopoda. 1-76. In: Weber, M. (Ed.). Uitkomsten op zoologisch, botanisch, oceanographisch en geologisch gebied verzameld in Nederlandsch Oost-Indië 1899-1900 aan boord H.M. Siboga onder commando van Luitenant ter zee 1e. kl. G.F. Tydeman. E.J. Brill, Leiden (Netherlands), 54 (32): 76 p.
- Dall, W. H. 1890. Scientific results of explorations by the U. S. fish commission steamer Albatross. VII-preliminary report on the collection of Mollusca and Brachiopoda obtained in 1887-88. Proc. U.S. Nat. Mus., 12 (773): 219-362.
- Emerson, W. K. 1962. A classification of the scaphopod molluscs. J. Paleont., 36 (3): 461-482.
- Hasegawa, K. and H. Saito. 1995. Illustrations and annotated checklist of the molluscan type specimens contained in the Sakurai Collection in the National Science Museum, Tokyo. National Science Museum, Tokyo. 55 p.
- Reynolds, P.D. and G. Steiner. 2008. Scaphopoda. 143-161. In: Ponder, W. F. and D. R. Lindberg (Eds.). Phylogeny and evolution of the Mollusca. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, EE.UU. 469 p.
- Ríos-Jara, E., E. López-Uriarte, M. Pérez-Peña and E. Juárez-Carrillo. 2003a. Nuevos registros de escafópodos para las costas de Jalisco y Colima, México. Hidrobiológica, 13 (2): 167-170.
- Ríos-Jara, E., M. Pérez-Peña, E. López-Uriarte and E. Juárez-Carrillo. 2003b. Moluscos escafópodos de la campaña Atlas V (Plataforma continental de Jalisco y Colima, México) a bordo del B/O El Puma. Cienc. Mar., 29 (1): 67-76.
- Sakuurai, K. and T. Shimazu. 1963. A new shell *Striocadulus* (*Sagamicadulus*) *elegantissimus* subgen. et sp. nov. from Sagami Bay, Japan. Bull. Nat. Sci. Mus., 6 (3): 250-251.
- Scarabino, V. 1986. Nuevos taxa abisales de la clase Scaphopoda (Mollusca). Com. Zool. Mus. Hist. Nat. Montevideo, 11 (155): 1-19.
- Scarabino, V. 1994. Aproximación al número de especies de Scaphopoda actuales. Com. Soc. Malac. Urug., 7: (66-67): 357-361.
- Scarabino, V. 1995. Scaphopoda of the tropical Pacific and Indian Oceans, with description of 3 new genera and 42 species. 654 p. In: Bouchet, P. (Ed.), Résultats des Campagnes MUSORSTOM, Vol. 14. Mém. Mus. nat. Hist. natur., 167: 189-379.
- Steiner, G. and A. R. Kabat. 2001. Catalogue of supraspecific taxa of Scaphopoda (Mollusca). Zoosystema, 23 (3): 433-460.
- Steiner, G. and A. R. Kabat. 2004. Catalog of species-group names of recent and fossil Scaphopoda (Mollusca). Zoosystema, 26 (4): 549-726.
- Steiner, G. and K. Linse. 2000. Systematics and distribution of the Scaphopoda (Mollusca) in the Beagle Channel (Chile). Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst., 97: 13-30.
- Stoliczka, F. 1868. Cretaceous fauna of Southern India. II: Gastropoda (Prosocephala). Paleontologica Indica, being figures and descriptions of the organic remains procured during the progress of the Geological Survey of India. Mem. Geol. Surv. India, Calcutta 5: 13.

FECHA DE RECEPCIÓN: 04/05/2007

FECHADEACEPTACIÓN: 13/04/09

LA VARIACIÓN ANUAL DE LOS ÁNGULOS SOLARES EN LA LATITUD DE SANTA MARTA Y SU IMPORTANCIA LOCAL

Jacobo Blanco R.¹ y Eliseo Pérez²

1 Universidad del Magdalena, Programa Ingeniería Pesquera, Santa Marta, Colombia. jablarce@gmail.com

2 Centro Nacional de Restauración, Bogotá, Colombia. eliseopm@latinmail.com

RESUMEN

Se analizan los cambios anuales en el rumbo aparente del sol (azimut) y de su altura relativa en el cielo, expresada por su altitud y su declinación para la latitud de Santa Marta (Colombia). Los datos de las observaciones del azimut medido localmente no difieren significativamente de los calculados. Se calculó también la duración del día local en minutos. Se estiman los parámetros del modelo predictivo en función del número del día y sus I.C. del 95 %. Por su topografía montañosa, la región de Santa Marta presenta áreas donde la disponibilidad de luz solar cambia durante el año por su posición al norte o al sur de los promontorios y los ángulos solares respectivos. Se discuten las implicaciones para las comunidades vivas locales.

PALABRAS CLAVE: Azimut, Altitud, Declinación, Duración del día, Santa Marta.

ABSTRACT

Sun angles annual variation at Santa Marta latitude and its local significance. Annual changes on the sun's apparent bearing (azimuth) and on its relative height on the sky, expressed as Altitude and Declination for Santa Marta's Latitude, are analyzed. Observed azimuth data did not differ significantly from those calculated. Local daylight duration in minutes was also computed. The parameters for a predictive model as a function of the day's number and their C.I. at 95 % are estimated. Because of its mountainous topography, the Santa Marta region shows areas where sunlight availability changes throughout the year due to their northern or southern location of promontories and to the respective solar angles. Implications for local living communities are discussed.

KEY WORDS: Azimuth, Altitude, Declination, Day length, Santa Marta.

INTRODUCCIÓN

Siendo el sol la fuente principal de energía en la biosfera, el conocimiento de su relación con el ambiente local permite una mejor comprensión de los fenómenos biológicos que ocurren en cualquier ecosistema natural. Con mayor razón en los trópicos, donde aunque la energía solar se encuentra en abundancia, el tiempo real de iluminación y el modo como se recibe pueden marcar la diferencia.

La palabra trópico proviene del griego *tropein* que significa cambiar de rumbo. Los primeros navegantes europeos que trataron de localizarse en los trópicos notaron este aparente cambio de dirección o rumbo del sol durante el año, hacia el norte y hacia el sur, mientras que en latitudes altas de la zona templada el sol se observa más alto o más bajo, pero siempre del mismo lado. Por esto la denominación. Sin embargo, este aspecto tan especialmente distintivo del trópico, generalmente es dejado de lado por considerarlo poco importante, tanto que muchos nunca lo han notado.

Aunque en el trópico no se presentan estaciones similares a las de la zona templada, existen diferencias entre la cantidad de radiación solar que se recibe en la biosfera y la duración del día, o el ángulo de incidencia de los rayos solares en diferentes meses. Este ángulo de incidencia depende de la posición relativa del sol con respecto a un punto fijo, de latitud conocida, en un tiempo dado y varía durante el año. Así el rumbo aparente del sol cambia con los días. En cualquier punto de la zona tórrida, entre los paralelos 23°27' N y 23°27' S, el sol se encuentra directamente perpendicular al punto en algún tiempo del año. Esto ocurre dos veces: en una, el sol parece moverse hacia el norte y en la otra, hacia el sur.

Estas diferencias no parecen ser notorias en áreas de topografía plana; sin embargo, en áreas montañosas puede tener un significado para las comunidades vegetales, situadas al lado norte o sur de la montaña, cuyo tiempo de luz diario y su intensidad cambian durante el año. Más aún debe ser importante el efecto en comunidades de macroalgas sumergidas del litoral, debido al efecto reflectivo y refractivo de las aguas, lo cual aumenta o disminuye la cantidad de luz que reciben en el año.

Hasta un 10 % de la intensidad media de la luz ultravioleta solar en la superficie puede penetrar hasta 15 m en aguas claras (Calkins y Thordardottir, 1980) y puede inactivar bacterias a una profundidad de 4 m (Acra *et al.*, 1989). Muchos seres vivos presentan cambios relacionados con los períodos de luz y, aún las especies tropicales pueden no sustraerse a dicha influencia, muy evidente en la mayoría de especies de la zona templada. Por otra parte, muchos de los fenómenos físicos de la atmósfera y del océano están ligados al aporte diferencial de energía

solar durante el año en el globo y este suministro cambia según el movimiento de traslación de la tierra (Pisias e Imbrie, 1987).

Dado el interés que tienen tales variaciones en el sector de Santa Marta, caracterizado por una topografía costera accidentada y la carencia de esta información para esta latitud ($11^{\circ} 15' N$), el análisis de dichos cambios locales reviste especial significado para el estudio de sus comunidades vivas, principalmente vegetales, sean terrestres o acuáticas. Los resultados expuestos en este estudio pueden ser de gran valor para el planeamiento de actividades que requieran el aprovechamiento de la energía solar, tales como arquitectura, acuicultura (orientación de estanques), ingeniería, construcción, entre otras.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se asume como marco de referencia a la esfera celeste, con la tierra situada en el centro y se hace uso de los dos principales sistemas de coordenadas, el sistema del ecuador celeste y el sistema del horizonte. El primero es una extensión del sistema geográfico terrestre a la esfera celeste y el segundo es un sistema similar, en el que el horizonte reemplaza al ecuador celeste como el gran círculo primario.

Probablemente los factores que expresan mejor la variación del sol con respecto a esta posición son, entre otros, la duración del día a lo largo del año, y los ángulos de declinación, de altitud, de azimut y el azimut. A continuación algunas definiciones:

Azimut: Es el rumbo aparente de un cuerpo celeste medido desde el punto norte o sur del horizonte, según el hemisferio (Fowler, 1989). Es un arco del horizonte (o paralelo de altitud) medido en sentido del reloj por 360° , comenzando por el punto norte sobre el horizonte (Bowditch, 1977). Se utilizó en este trabajo.

Ángulo de azimut: En otro sistema de medidas, es también un arco del horizonte si se mide ya sea en el sentido del reloj o al revés por 180° , comenzando por el punto norte del horizonte en latitudes del hemisferio norte, y por el punto sur en las latitudes del sur (Bowditch, 1977). No fue usado en este caso.

Altitud: Es la distancia angular por encima del horizonte. Se mide a lo largo de un círculo vertical, de 0° en el horizonte hasta 90° en el cenit.

Declinación: En el sistema de medidas del ecuador celeste, la localización de un cuerpo a lo largo de su círculo horario está definida por la distancia angular del cuerpo con el ecuador celeste. Esta distancia llamada declinación se mide en grados al norte o al sur del ecuador celeste, desde 0° hasta 90° en los polos celestes y se nombra N(+) o S(-) para indicar la dirección de la medida de modo similar a la latitud sobre la

tierra (Bowditch,1977). Esta medida angular indica la posición vertical aparente del sol en el cielo, durante el año y por lo tanto está relacionada con la duración del día en un punto de la tierra según su latitud.

Duración del día: Es un complemento de la información anterior, que mide la duración del tiempo de luz solar diaria en horas o en minutos y varía de acuerdo con la declinación del sol.

Con los datos de azimut o el ángulo de azimut y la altitud dentro del sistema horizontal de medidas, sería suficiente para determinar la posición relativa del sol en la esfera celeste, en cualquier día del año desde un punto de latitud dada; sin embargo, la duración del tiempo de luz disponible para los seres vivos es un complemento de la información sobre su dirección de incidencia, para estimar su probable influencia sobre ellos, por esto se incluyen en este trabajo. Se comenzó realizando mediciones diarias del azimut del sol durante el año de 1989, excepto en algunos días festivos y cuando las condiciones de observación no fueron adecuadas, por nubosidad o lluvia, entre otras. Las mediciones se realizaron a las 9:00 AM (9 h ó 14 h GMT) y a las 4:00 PM (16 h ó 21 h GMT), cuando las condiciones locales de observación eran óptimas y sin obstáculos.

El sitio de observación fue siempre el mismo y se localizó en el extremo sur de la terraza superior del INVEMAR, en Punta Betín ($11^{\circ}15'13.9''N - 74^{\circ}13'26.4''W$) posicionada con GPS, Bahía de Santa Marta. Debido a que el punto debía ser fijo y permanecer a la intemperie, para realizar las mediciones se construyó un aparato que se denominó heliogoniómetro, según su función. Su principio es parecido al de un péloro, de los que usan los marinos para tomar posiciones. Constaba de una base plana horizontal de dos láminas de acrílico, en medio de las que se colocó una rosa de vientos graduada (360°), con marcas de 0.5° , pero con direcciones rotadas 180° .

Por el centro de la rosa de vientos se pasó un hilo de nylon perfectamente vertical, sostenido y tensado por un arco de aluminio orientado en sentido norte-sur. De este modo la sombra misma proyectada por el hilo de nylon indicaba directamente el ángulo del sol en cada medición, haciendo más rápido el registro. La orientación de la rosa de vientos se realizó utilizando un compás portátil, un péloro y cartas náuticas del sector costero: así se logró la orientación con el norte verdadero, que en 1989 presentó una diferencia de -6° con el norte magnético. Para cada registro el observador debía estar listo en el sitio minutos antes de realizar la medición y fue necesario ajustar frecuentemente los relojes con las transmisiones radiales de la hora internacional. En los años siguientes, se llevaron a cabo mediciones de comprobación en fechas precisas, en los equinoccios y en los solsticios del hemisferio norte.

Por otra parte, se llevó a cabo el cálculo del azimut diario a las mismas horas, con la ayuda de los datos tabulados en el Almanaque Náutico Reed's de 1989

(Fowler, 1989) y la siguiente fórmula, útil cuando no se tienen datos observados de la altitud del sol, más difícil de medir:

$$\text{Cotangente Az} = \frac{\text{Coseno LAT} \times \text{Tangente DEC}}{\text{Seno AHL}} \pm \frac{\text{Seno LAT}}{\text{Tangente AHL}}$$

Donde,

Az: el azimut

LAT: Latitud local, (11° 15' 13.9" N)

DEC: Declinación

AHL: Ángulo de hora local

El cálculo del AHL se realizó a partir del ángulo de la hora del sol en Greenwich (GHA) que se encuentra para cada día del año en las tablas mensuales del Almanaque Náutico Reed's (Fowler, 1989), lo mismo que la declinación solar y las tablas de corrección según la latitud. Los cálculos de la altitud solar y duración del día en minutos fueron hechos con el programa Sun Position 1.0, de la Seattle Energy Works (Gronbeck, 1995).

Los resultados del azimut, tanto observados como calculados, fueron luego ajustados a un modelo sinusoidal del tipo siguiente:

$$\text{Az} = a + b * \text{seno} (2\pi * x/d + c)$$

Donde:

Az: el azimut (°)

x: el número del día en un año de 365 días.

a, b, c y d: parámetros de la ecuación.

Como criterios de la bondad del ajuste se tuvo en cuenta el valor del coeficiente de determinación, el error típico del ajuste y los intervalos de confianza para cada caso. De coincidir el azimut calculado para esta latitud con el observado, se puede utilizar como referencia del cambio de posición del sol en el sistema del ecuador celeste a la declinación del sol calculada para esta latitud.

De existir mucha discrepancia entre los azimuts calculados y los observados, habría que pensar en otra solución que permitiera conocer la posición relativa del sol durante el año en función del tiempo, para estimar la variación en la oferta anual de luz solar sobre los ecosistemas de acuerdo con la localización geográfica de éstos. Usando como criterio los valores angulares del sol producidos por los modelos para la latitud de Santa Marta a las 9 h y 16 h, se definen las condiciones

astronómicas atribuidas a solsticios y equinoccios, así como los tiempos en que se presentan localmente, independientemente de las fechas críticas establecidas para el hemisferio norte.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados, tanto de los azimuts observados como de los calculados, se representan en la figura 1. Los valores obtenidos para un año (365 días) fueron graficados obteniéndose trazos de tendencia sinusoidal. Se observa que la correspondencia de valores es evidente en la semejanza de las curvas modelo obtenidas para las 14 h y las 21 h GMT (9 h y 16 h locales, respectivamente). Las pocas discrepancias encontradas entre los datos observados y los calculados, son muy seguramente debidas a errores de tiempo (retardos o adelantos) en el momento en que debía hacerse la medición del azimut. El modelo sinusoidal ($Az = a+b*\text{seno}(2\pi*x/d + c)$), se prefirió por su sencillez, menor número de parámetros y mejor bondad de ajuste a los datos, como se presenta en la tablas 1 y 2.

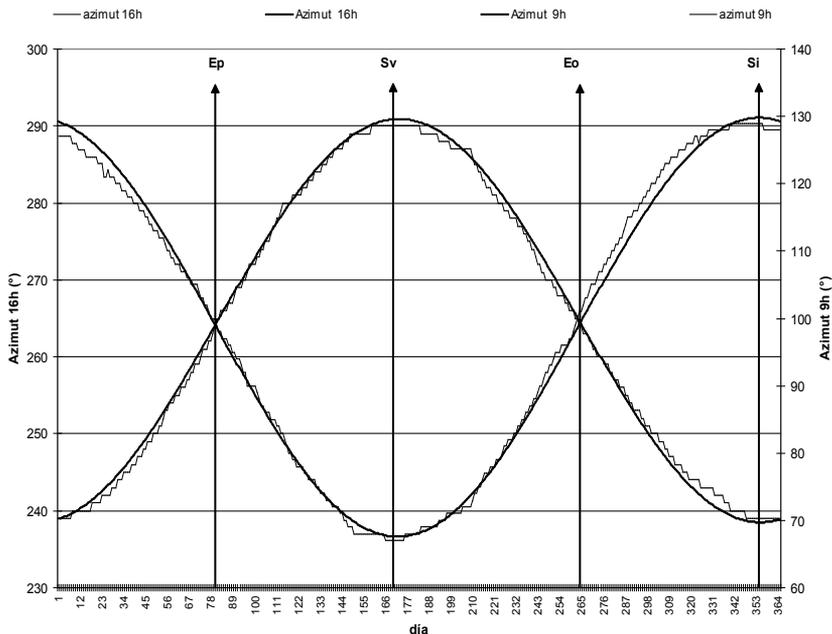


Figura 1. Azimuts medidos en Santa Marta: trazo irregular; azimuts calculados: trazo continuo. Puntos críticos establecidos para el hemisferio norte: Ep y Eo: equinoccios de primavera y de otoño; Sv y Si: solsticios de verano y de invierno respectivamente. Los tiempos corresponden al número del día en un año de 365 días.

Tabla.1. Parámetros del modelo para la variación anual del azimut observado (arriba) y del calculado (debajo) a las 9 h locales.

Parámetros del ajuste	Error estándar	I.C.al 95 %	r²	Error
a: 97.41	0.08	97.24 - 97.57	0.99	1.88
b: 31.63	0.11	31.40 - 31.85		
c: 1.80	0.007	1.78 - 1.82		
d: 364.9	0.50	363.89 - 365.87		
a: 98.70	1.7e-13	98.70 - 98.70	1.0	1.6e-12
b: 31.10	1.4e-13	31.10 - 31.10		
c: 1.75	1.5e-14	1.75 - 1.75		
d: 364.9	1.8e-12	364.90 - 364.90		

Tabla 2. Parámetros del modelo para la variación anual del azimut observado (arriba) y del calculado (debajo) a las 16 h locales.

Parámetros	Error estándar	I.C.al 95 %	r²	Error del ajuste
a: 264.98	0.064	264.86 - 265.10	0.99	1.42
b: 26.57	0.087	26.40 - 26.75		
c: 4.86	0.007	4.85 - 4.88		
d: 364.63	0.45	363.73 - 365.54		
a: 264.70	1.2e-15	264.70 - 264.70	1.00	1.1e-14
b: 26.20	9.5e-16	26.20 - 26.20		
c: 4.88	1.2e-16	4.88 - 4.88		
d: 364.90	1.4e-14	364.90 - 364.90		

Los valores altos de r^2 , no inferiores a 0.99, y de error típico inferiores a 1.42 son indicativos de la bondad del ajuste del modelo utilizado para los azimuts durante el año, así como de la estrecha correspondencia entre los valores observados y los calculados al ser ajustados al mismo modelo; los intervalos de confianza son muy similares y en la mayoría de los casos incluyen los valores paramétricos obtenidos con los datos observados. Ni la prueba de homogeneidad de las varianzas, ni la prueba de t (0.01) indicaron diferencias significativas entre el grupo de valores de azimut observados y los calculados.

Con esta premisa se calcularon entonces los valores diarios correspondientes a la altitud del sol a las 9 y a las 16 h para esta latitud; dichos valores fueron luego ajustados al mismo modelo sinusoidal, para mayor consistencia en el análisis. Los parámetros del ajuste se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros del modelo para la variación anual de la Altitud solar a las 9 h (arriba) y las 16 h (debajo) locales.

Parámetros del ajuste	Error estándar	I.C. al 95 %	r ²	Error
a: 26.02	5.027	16.14 - 35.51	0.96	0.87
b: 20.68	4.98	10.89 - 30.48		
c: 0.38	0.16	0.06 - 0.69		
d: 917.41	124.70	672.19 - 1162.62		
a: 24.43	0.368	23.70 - 25.15	0.98	0.50
b: 7.97	0.344	7.30 - 8.65		
c: 5.93	0.059	5.81 - 6.04		
d: 566.1	17.32	531.84 - 600.37		

Con la altitud, el coeficiente de determinación r^2 no fue tan alto como en los casos anteriores; el error estándar de los parámetros fue mayor, especialmente para las 9 h. Esto se debe probablemente a que en el modelo ajustado el valor máximo de altitud (46.71°) se alcanza para el día 173 (junio 22: solsticio de verano); mientras que en los datos calculados sin ajustar se tiene para ese día una altitud de 45.4° y los puntos máximos (46°) se encuentran a 53 días antes y después del solsticio. El modelo no asume estos dos picos idénticos de altitud y por esto la discrepancia con los cálculos de origen.

Estas diferencias son más acentuadas en los valores calculados para el mediodía local (sol cenital), cuando los máximos (90°) se alcanzan 63 días antes y después del solsticio de verano. Por tal razón no fue posible ajustar los datos de altitud a mediodía al modelo sinusoidal definido. Como se verá adelante es preferible utilizar la declinación a las 12 h locales para seguir un modelo de variación anual más consistente. Con los datos de altitud a las 16 h locales, la determinación (r^2) fue mayor porque en los datos calculados el mayor valor (31.7°) se mantiene desde el día 134 al 211 (mayo 14-julio 30) (Figura 3), mientras que el modelo asume un aumento progresivo del ángulo de altitud solar, que logra su máximo (32.4°) para el día 173 (junio 22).

Las figuras 2 y 3 muestran cómo los valores de altitud y del azimut solar varían durante el año. En la Figura 2 los datos para las 9 h locales muestran tendencias opuestas debido a las escalas diferentes utilizadas, así los valores de mayor altitud a esa hora coinciden con los de menor azimut y viceversa en los días de solsticios; mientras que en los equinoccios los valores, tanto de altitud como de azimut, son en ambos casos prácticamente invariables.

Las fechas aproximadas establecidas mundialmente para los equinoccios y los solsticios (Concilio de Nicea: 325 d.C.) (Marcolin, 2008) suponen unas

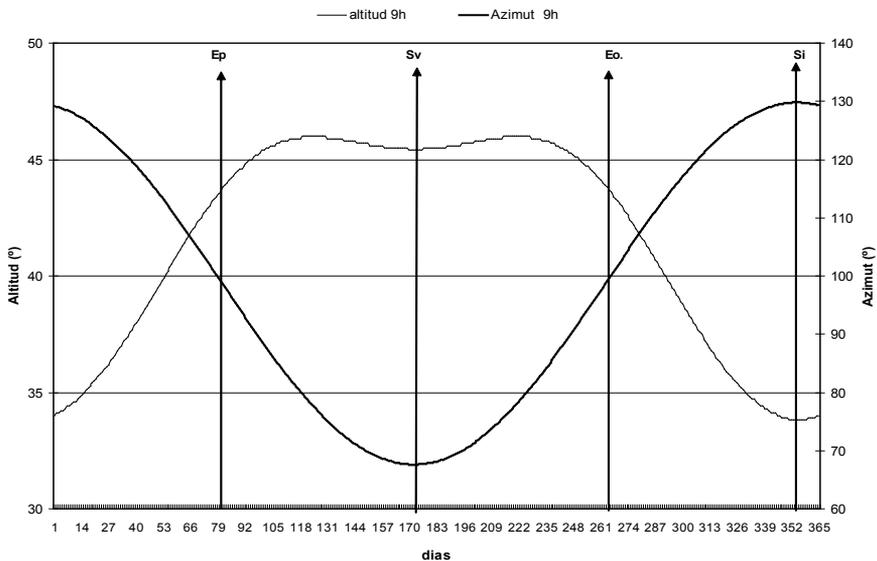


Figura 2. Variación anual de la altitud relativa del sol y su azimut a las 9 h locales en Santa Marta. Azimut calculado: trazo grueso. Puntos críticos establecidos para el hemisferio norte: Ep, Eo y Sv, Si.

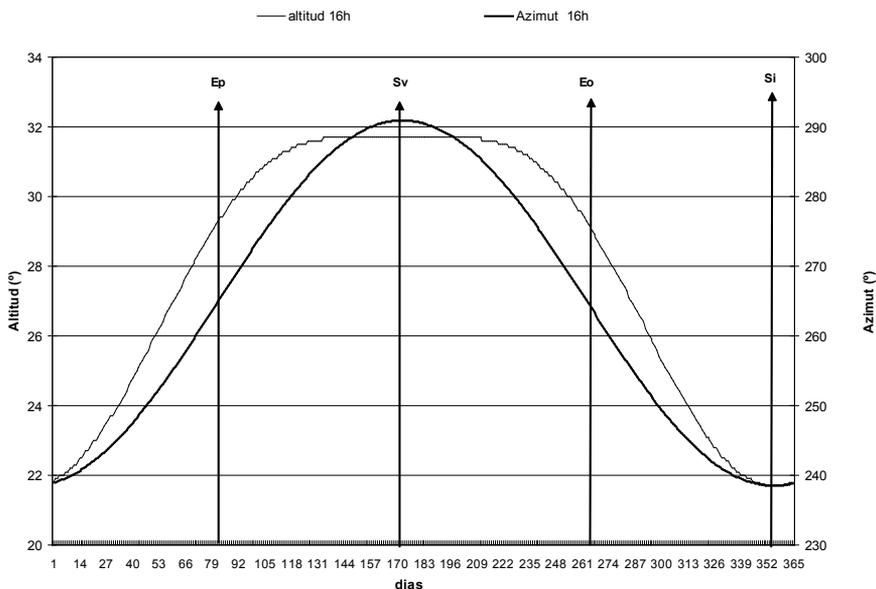


Figura 3. Variación anual de la altitud relativa del sol y su azimut a las 16 h locales en Santa Marta. Azimut calculado: trazo grueso. Puntos críticos establecidos para el hemisferio norte: Ep, Eo y Sv, Si.

condiciones angulares y de radiación asociadas, para latitudes de la zona templada (azimut, altitud) o en el ecuador (declinación). Así, en la Figura 3, a las 16 h locales, la variación tiene un sentido similar en ambos ángulos, aumentando el valor azimutal al aumentar la altitud. Con respecto a las fechas establecidas para los equinoccios, los valores de azimut para esta latitud a las 9 h y 16 h no se ajustan a la condición esperada, esto es, rumbos de 90° y 270°, sino de 100° y 264°, respectivamente. Esta discrepancia se debe a varios factores: las fechas de los equinoccios son aproximadas y cambiantes; se estableció el 21 de marzo como fecha del equinoccio de primavera, pero debido a los ajustes de fechas por las duraciones distintas de los años (a lo cual se debe la inserción de años bisiestos), la hora exacta del equinoccio varía cada año.

Los equinoccios realmente son un momento particular en el calendario, un instante de tiempo que ocurre a una hora determinada; en vez de todo un día entero (aunque se acostumbra llamar equinoccio al día en que ocurre este instante). Este momento depende de la latitud y la longitud del observador, así como de la hora en que se hace la observación y la zona horaria. Otros factores que afectan también la fecha de los equinoccios son la precesión y la nutación.

Observar el sol en el cenit en dos fechas al año es un fenómeno exclusivo de las regiones tropicales. Las fechas en que esto sucede dependen de la latitud exacta del observador y a la latitud del ecuador, los días de sol cenital corresponden con los equinoccios, pero a la latitud de Santa Marta esta posición se observa alrededor del 19 de abril y del 23 de agosto. La palabra equinoccio, significa “noches iguales” (a la duración del día), porque ocurre cuando la duración de la noche y el día es supuestamente igual en todo el mundo. Aunque esto no es del todo cierto, a mayor distancia del ecuador, mayor es la duración del día. Además, por diferencias de zonas de tiempo habrá diferencias horarias entre localidades a la misma latitud. La palabra se usa para referirse no sólo a las posiciones sobre la eclíptica, sino también las fechas cuando el sol las alcanza en el hemisferio norte.

La palabra solsticio se aplica para indicar “sol detenido”, porque el sol se detiene aparentemente en su movimiento hacia el norte o hacia el sur (Bowditch, 1977). Esto último tiene más significación durante el solsticio de verano, cuando en la región de Santa Marta la duración del día se hace mayor y aumenta la temperatura ambiente por el efecto combinado de la radiación y la inercia térmica asociada a la atmósfera y el océano.

Los solsticios son los días en que el sol sale más lejos del este y se pone más lejos del oeste. Es difícil decir las fechas exactas de solsticio con esta figura de movimiento del sol, porque el sol demora varios días saliendo y poniéndose con el mismo azimut.

La declinación del sol (Tabla 4) referida al ecuador celeste indica, como era de esperar, un valor de 0° en los equinoccios (días 80 y 265: marzo 21 y septiembre 22); un máximo de 23.45° en el solsticio de verano (día 173: junio 22) y un mínimo de -23.45° para el solsticio de invierno (día 355: diciembre 21). Esta variación corresponde con la duración del tiempo de luz solar diaria (Figura 4), que presenta valores de 719.2 (11 h 59 min) en los equinoccios; un valor mínimo de 680.2 min (11 h 20 min) en el solsticio de invierno (diciembre 22) y el máximo de 759.8 min (12 h 40 min) para el solsticio de verano (junio 22) con una diferencia anual de 1 h 19 min entre los valores diarios máximo y mínimo (Tabla 5). Sin embargo, para cuando en Santa Marta se presentan los valores de azimut de 90° y 270° a las 9h y 16 h (abril 3-8) respectivamente, los valores de declinación correspondientes son 5.7° y 5.8° (Tabla 6) y en los días en que dura esta condición los días duran 730-731 min (12 h 10 min).

Tabla 4. Parámetros del modelo para la variación anual de la declinación solar a las 12 h locales.

Parámetros del ajuste	Error estándar	I.C. al 95 %	r^2	Error
a: 0.00028	0.0029	-0.0055 - 0.0006	0.99	0.03
b: 23.44	0.0023	23.44 - 23.45		
c: 4.88	0.0003	4.884 - 4.885		
d: 365.35	0.040	365.27 - 365.43		

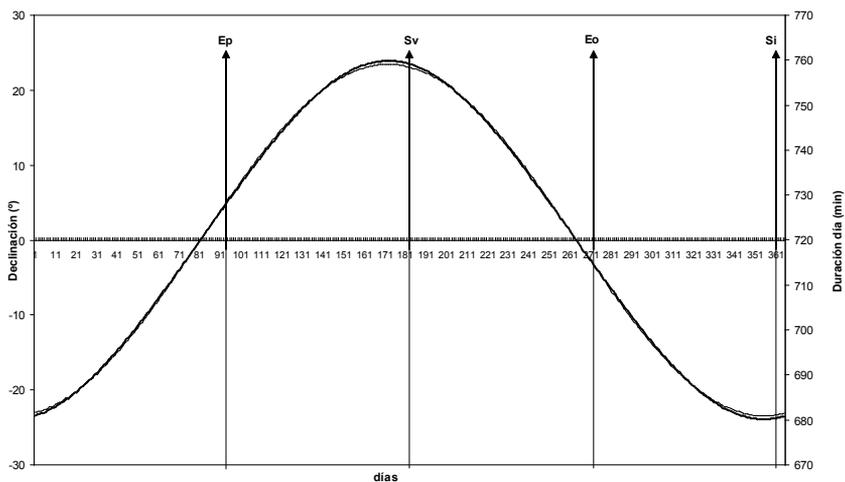


Figura 4. Variación anual de la declinación solar (trazo fino) y de la duración del día en minutos (trazo grueso) a mediodía. Puntos críticos cuando para la latitud de Santa Marta se presentan las condiciones de equinoccios (Ep, Eo) y de solsticios (Sv, Si).

Tabla 5. Parámetros del modelo para la variación anual de la duración del día, como minutos de luz solar diaria.

Parámetros del ajuste	Error estándar	I.C. al 95 %	r ²	Error
a: -84.86	0.018	-84.89 - -84.83	0.99	0.18
b: 25.77	0.015	25.74 - 25.79		
c: 1.66	0.002	1.66 - 1.67		
d: 355.89	0.219	355.46 - 356.32		

Tabla 6. Resumen de las condiciones equinocciales y solsticiales en Santa Marta. Los valores de los ángulos solares críticos producidos por los modelos corresponden a las fechas en que se presentan localmente, con su duración en días. Los valores de declinación a las 12 h y duración del día local son promedios correspondientes a los intervalos fechados abajo.

VARIABLES	EQUINOCIALES		SOLSTICIALES	
	Primavera	Otoño	Verano	Invierno
Altitud (°) 9h	45.2	45.3	45.5	33.9
16h	30.5	30.5	31.7	21.7
Azimut (°) 9h	90.0	90.0	68.0	130.0
16h	270.0	270.0	291.0	239.0
Declinación (°)	5.7	5.8	23.21	-23.22
Duración del día (min.)	730.0	731.0	759.2	680.2
Nº del día (de - a)	(93 - 98)	(246 - 253)	(159 - 186)	(340 - 362)
Fechas días	(abril 3 - 8)	(sept. 3 -10)	(junio 8 - julio 5)	(dic.6 - 28)
Duración (días)	5	7	27	22

El modelo sinusoidal se ajusta bastante bien a los valores calculados de declinación solar. Sin importar si se trata de las 9, las 12 o las 16 h, el modelo es consistente al expresar el ángulo de declinación según el día. Su ámbito de variación anual es de 46.9° debido a la inclinación del eje terrestre con respecto a su órbita y al movimiento de traslación del globo. El ajuste al modelo de los datos calculados de duración del día también mostró un coeficiente de determinación alto y un error estándar de ajuste bajo (Tabla 5).

Dada su órbita elíptica, para finales y comienzos del año la Tierra se encuentra en su perihelio o menor distancia del sol y seis meses después, en junio, se encuentra en afelio o a la mayor distancia del sol. Aproximadamente para junio 22 (día 173), cerca de 10 días antes de alcanzar el afelio (Bowditch, 1977), la parte norte del eje terrestre se encuentra inclinada hacia el sol. El hemisferio norte tiene su verano, con días mas largos, cálidos y noches cortas; efecto notorio aún en la parte tropical del hemisferio, como en Santa Marta (12 h 40 min.), donde la declinación aumenta hasta alcanzar 23.21° al norte del ecuador celeste. En el solsticio de verano, el azimut del sol a las 9 h locales es mínimo (68°) al NE; mientras el azimut de las 16 h es máximo (291°) al NO. Sin embargo, en Santa Marta esta condición se prolonga con “sol detenido” durante 27 días, de junio 8 a julio 5 (Tabla 6).

Tres meses después, en septiembre 22 (día 265), la tierra se ha desplazado un cuarto de su paso alrededor del sol, pero su eje de rotación todavía apunta hacia la misma dirección en el espacio. Se asume que en esta fecha equinoccial el sol se levanta justo por el este (azimut: 90°) y se pone por el punto oeste (azimut: 270°). Debe brillar igual en ambos hemisferios, pero esto no ocurre estrictamente debido a la refracción, semidiámetro del sol y altura del sitio de observación; aparentemente dura más encima que debajo del horizonte (Bowditch, 1977) y la duración del día y la noche es casi la misma (11 h 59 min para el día en Santa Marta). El hemisferio norte tiene su equinoccio de otoño, pero en Santa Marta a $11^\circ 15'N$, el azimut para esta fecha a las 9 h es ya de 100° al sur del este al amanecer y a las 16 h de 264° , al sur del oeste al tardecer. Debido a su latitud ($11^\circ 15'N$), las condiciones de azimut de 90° a las 9 h y 270° a las 16 h se cumplen en Santa Marta con 18 días de anticipación a la fecha establecida, para el día 247 (septiembre 4) cuando el sol aparentemente comienza a dirigirse hacia el sur. Dichas condiciones duran no uno, sino siete días (septiembre 3 al 10) aproximadamente, cuando el valor promedio de la declinación es de 5.8° (Tabla 6).

En diciembre 22 (día 355) el sol se ha retirado gradualmente hacia el sur, es el solsticio de diciembre o de invierno del hemisferio norte, la parte sur del eje terrestre apunta hacia el sol, la Tierra se encuentra a la mínima distancia del sol, en perihelio y se asume como el día más corto del año. En Santa Marta las condiciones solsticiales son de azimut solar máximo a las 9 h (130°) al sur del este y, mínimo a las 16 h (239°) al sur del oeste, de diciembre 6 hasta el 28. La declinación promedio entonces es también mínima (-23.22°) al sur del ecuador celeste, así como la duración del día (11 h 20 min.) y estas condiciones duran 22 días, cinco días menos que en el solsticio de verano.

Transcurridos unos tres meses, en el equinoccio vernal o de primavera en marzo 21 (día 80), el sol se encuentra directamente sobre el ecuador celeste,

cruzando del hemisferio sur al norte, su declinación es 0° , por lo que se asume que se mantiene en el cielo la mitad del tiempo (720 min. ó 12 h). El azimut calculado para la fecha secular del equinoccio (día 80) en Santa Marta es de 100° a las 9h y de 264° a las 16 h, presentándose localmente los rumbos equinocciales de 90° y 270° durante cinco días, de 93 (abril 3) al 98 (abril 8), respectivamente, o sea con 13 a 18 días de retraso con la fecha tradicional del equinoccio del 21 de marzo. Sin embargo, localmente para estas fechas el valor de la declinación es de 5.7° (Tabla 6) y no de 0° . Las discrepancias tienen las mismas razones antes mencionadas.

De acuerdo con la segunda ley de Kepler, la Tierra se traslada más rápidamente cuando está más cerca del sol (perihelio), por lo que en el hemisferio norte el invierno es más corto que el verano, con una diferencia de unos siete días (Bowditch, 1977). Sin embargo, no es la cercanía del sol la responsable de efectos como la temperatura, sino la altitud del sol en el cielo y el tiempo que se mantiene por encima del horizonte; por ello se producen retardos entre estaciones o las condiciones pueden prolongarse, como se nota en el trópico. En general, las condiciones de menor altitud del sol y la declinación sur que adopta a partir del equinoccio de otoño local (septiembre 3-10) hacen que los días sean más cortos, que las noches; pero desde el equinoccio de primavera (abril 3-8) la situación cambia y con más tiempo de luz los días se hacen más largos.

Por estas consideraciones, se supone que independientemente de las fechas críticas aceptadas para el hemisferio norte, en el trópico las condiciones de posición relativa del sol pueden diferir incluso en duración; razón por la cual se estima más apropiado referirse a condiciones equinocciales y condiciones solsticiales, en vez de las mismas fechas de equinoccios y solsticios, teniendo en cuenta que en la latitud de Santa Marta pueden durar varios días y que para los seres vivos tropicales la duración del tiempo de cambio puede ser tanto o más importante que la variación misma.

Esto es de tener en cuenta especialmente si se piensa en relaciones entre los cambios relativos al sol y los referentes al clima local. Astronómicamente las estaciones comienzan en los equinoccios y en los solsticios; pero meteorológicamente difieren de un sitio al otro, por lo que no se puede generalizar, además en los trópicos no hay estaciones. Las características de las condiciones astronómicas para Santa Marta se resumen en la Tabla 6. Como criterio para definir los eventos se usaron los valores angulares calculados por los modelos para las posiciones equinocciales y solsticiales del sol, relativas a Santa Marta, las fechas locales correspondientes y el tiempo en días en que se mantuvieron con mínima variación.

Como se observa, la duración de los períodos de transición equinoccial y solsticial es diferente. De cinco días para el equinoccio de primavera local, pero

de 27 para la condición de solsticio de verano, de modo que la temporada de días largos, con el sol hacia el norte y a mayor altitud, se prolonga en el año, más que la condición opuesta del solsticio de invierno. Ésta parece transcurrir más rápidamente: sólo 22 días (Tabla 6). Estas diferencias en duración estarían de acuerdo con lo enunciado en la segunda ley de Kepler, como se dijo arriba, al aumentar un poco la velocidad de traslación de la Tierra en perihelio para diciembre.

En la Figura 5, se ilustra esquemáticamente la situación con un sitio de observación sometido a los cambios tropicales de ángulos solares pero referidos a un entorno montañoso y costero, como la región de Santa Marta, en el cual la sombra proyectada por un obstáculo topográfico contribuye a disminuir la luz disponible en el día y esto es válido sobre o bajo el mar. Es así como, por ejemplo, por efecto combinado de la segunda ley de Kepler, la mayor altitud solar y la duración del día, las comunidades que se localizan en el lado norte y noroeste de la montaña tendrán probablemente más abundancia de luz solar en todo el año, que las situadas al sur, para las que ‘anochecería’ más temprano por la sombra proyectada por el promontorio, cuando el sol se encuentre hacia el norte de marzo a septiembre. Sin embargo, en un balance de la cantidad real de luz disponible hay que tener en cuenta otros aspectos importantes, como son el albedo, la refracción de la luz y la nubosidad, no tratados aquí.

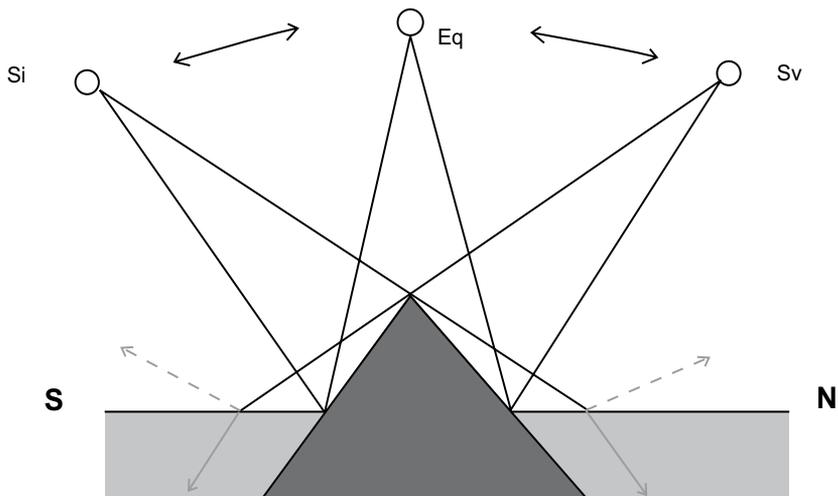


Figura 5. En un terreno quebrado, como en la región de Santa Marta, se presenta un mínimo de tres escenarios marcados por los solsticios de verano (Sv) con el sol aparentemente hacia el norte y luego en el de invierno (Si), con el sol aparentemente hacia el sur. La distribución de la luz solar diaria puede ser mayor en uno u otro lado de un promontorio típico, según su posición relativa. En los equinoccios (Eq) la localización perpendicular del sol distribuye equitativamente la luz solar a ambos lados (norte y sur). Para el medio acuático hay que considerar los aspectos de reflexión y refracción de la luz.

Por otra parte, la distribución y el establecimiento de comunidades vegetales terrestres o marinas (Santas *et al.*, 1998), incluso coralinas localizadas, puede estar determinado, al menos en parte, por el ángulo de azimut que les facilite mayor disponibilidad de luz solar durante el año, según las condiciones topográficas presentes. La distribución espacial de las comunidades coralinas de las bahías del Parque Nacional Natural Tayrona, que, aunque dan hacia el norte, están rodeadas de cerros, pudiera, por ejemplo, tener relación con una mayor o menor disponibilidad de luz solar durante el año. Así, las comunidades, como praderas de fanerógamas y corales, situadas al sur, sureste y suroeste de las bahías, dispondrían relativamente de más cantidad de luz durante el año, que las situadas al norte, noreste y noroeste.

En la Sierra Nevada de Santa Marta, como en los cerros locales, la arquitectura vegetal (Valladares y Percy, 2000) y los mismos ensamblajes de especies de plantas pueden ser afectados según su tolerancia o necesidad de luz solar (Chambers y Kalf, 1978). No se descarta que las especies vegetales y animales locales tengan su distribución y sus ciclos vitales vinculados a cambios en la disponibilidad de luz solar y que determinen el inicio o el final de procesos biológicos. De todos modos, a mayor radiación se espera mayor productividad incluso en sistemas tropicales donde se considera que la luz solar no es limitante (Monteith, 1972).

La localización y orientación de estanques de cultivo de especies acuáticas pudiera considerar la conveniencia de una disposición tal que le provea más o menos intensidad de luz solar para sus propósitos. La productividad primaria en aguas de los estanques se vería afectada (Santas *et al.*, 1998; Jamu *et al.*, 1999), lo mismo que la disolución del oxígeno, que disminuye con mayor temperatura y con mayor radiación solar disponible. Sin embargo, por su acción bactericida (Acra *et al.*, 1989), suficiente luz solar puede ser una ventaja, disminuyendo el riesgo de zoonosis en los estanques.

Los arquitectos e ingenieros pueden utilizar esta información de los ángulos solares para el diseño de sus estructuras locales, orientándolas de manera que se evite demasiada radiación solar sobre la construcción y con ello un mayor consumo de energía por concepto de aire acondicionado. El lado norte de las construcciones locales recibe relativamente mayor iluminación solar que el lado sur durante todo el año. Aparentemente estos detalles si fueron tenidos en cuenta por constructores españoles siglos atrás, como se deduce de la orientación de las ciudades y calles que trazaron, buscando una distribución de luz solar y viento que favoreciera las condiciones de vida de los habitantes.

Reichel-Dolmatoff (1977) describe la construcción por los indígenas Kogui de la Sierra Nevada de templos orientados para recibir dentro los rayos del sol en fechas críticas correspondientes con las condiciones locales de equinoccios

y solsticios y que les indicaban acciones relacionadas con su vida cotidiana, como sembrar o recolectar. Aparentemente eran tradiciones heredadas de pueblos anteriores, como los Tayrona, pero que fueron relegadas por los conceptos europeos establecidos secularmente.

No hay registros locales de observaciones astronómicas y ante la compleja situación que plantea el cambio climático global (Maskell *et al.*, 1993), los ángulos solares son puntos de referencia confiables por su estabilidad para entender mejor las alteraciones, si las hubiera. Por ello, también pueden funcionar como variables independientes contra las que se refieran o comparen otros factores medibles o estimados dentro de un contexto anual de variación local o bien asociada con cambios a mayor escala, como los que afectan la salud humana y la de los ecosistemas naturales mencionados por Haines *et al.* (1993). Es indiscutible la importancia de la radiación solar en los cambios del clima terrestre y sobre la variabilidad climática global (El Niño), el conocimiento de sus variaciones permitirá enfrentarlos mejor. En tiempos de la producción de energía limpia, la luz solar es una opción para las áreas tropicales donde abunda; sin embargo, la adecuada orientación de los colectores solares teniendo en cuenta los ángulos solares en la latitud de Santa Marta y su variación anual, aumentará sin duda la eficiencia de su producción de energía eléctrica o de otro tipo.

CONCLUSIONES

Los datos observados del azimut solar en Santa Marta no se diferencian significativamente de los calculados para los 365 días del año. Tanto la altitud y la declinación solares, como la duración del día calculadas presentan una variación anual acorde con el cambio diario del azimut a las 9 h y 16 h locales. Los modelos sinusoidales en función del número del día en un año de 365 días, describen bastante bien los cambios y permiten su predicción. En la mayoría de los casos será suficiente con tener el valor del ángulo, sin decimales, por lo que los resultados pueden redondearse.

Si bien en áreas de topografía plana estas variaciones pudieran no tener mucha importancia en lo que respecta a la luz solar disponible o su ángulo de incidencia durante el año, la topografía montañosa o quebrada puede actuar como limitante de tal disponibilidad en alguna época del año, de acuerdo con su localización al norte o al sur del promontorio y con respecto al sol. Las fechas establecidas secularmente para los cambios de estaciones en el hemisferio norte, no cambian mucho. Pero lo que si cambia en Santa Marta son las condiciones astronómicas y de radiación

locales asociadas generalmente con esas variaciones, que es lo que más importa a las comunidades vivas.

Debido a la latitud y longitud diferente de Santa Marta, con respecto al paso aparente del sol, las fechas de solsticios y equinoccios establecidos para la zona templada del hemisferio norte, no corresponden estrictamente con las condiciones astronómicas observadas localmente, ni con la duración misma de dichos eventos. Razón por la cual se describen las condiciones solsticiales (junio/julio y diciembre) y equinocciales (abril y septiembre) correspondientes a lo observado en Santa Marta, en vez de equinoccios y solsticios de un día de duración.

A causa de la capacidad calórica de la atmósfera y del océano, es de esperar que no haya una correspondencia precisa entre los ciclos astronómicos y meteorológicos, apreciándose como desfasados; pero sirven de referencia para analizar aspectos del cambio climático, como las temperaturas anuales en el trópico. La radiación solar incidente está íntimamente asociada con el cambio global y el conocimiento de sus relaciones nos permite una mejor comprensión y preparación ante el cambio y sus manifestaciones locales y regionales. Sería deseable que estos aspectos fueran relacionados con la distribución y con los ciclos de vida de las especies vegetales y animales de la región, así como con los cambios observados en sus poblaciones y comunidades, para determinar las implicaciones biológicas reales de estas variaciones.

Los diseños arquitectónicos, de ingeniería civil y urbana pueden aprovechar esta información para reducir gastos de energía y mejorar las condiciones de vida de los habitantes de ciudades y edificios de la región. Invariablemente el lado norte de un edificio recibirá más radiación solar por unidad de tiempo que el lado sur, que será más fresco la mayor parte del año.

El aprovechamiento de la energía solar con colectores se favorece contando con la variación de los ángulos solares, lo que permitiría su mejor disposición y una mayor eficiencia en su producción. Extraña que aspectos como éstos, considerados claves por los antiguos indígenas Tayrona y por los Kogui actuales (Reichel-Dolmatoff, 1977), para su adecuada relación con el medio, hayan caído en el olvido sin conocerlos, pero presumiéndolos como de poca importancia.

AGRADECIMIENTOS

Al INVEMAR, en cabeza de su exdirector Dr. Hernando Sánchez Moreno, que facilitó los materiales, la ubicación y la seguridad para las mediciones. A los Ingenieros Emperatriz Zapata y Eira R. Madera, quienes colaboraron en el

procesamiento de los datos. A la Universidad del Magdalena por facilitar computador e impresiones para los análisis. Al Dr. C. Gronbeck, de Seattle Energy Works (EE UU) por el suministro de su programa Sun Position 1.0. Al Sr. Juan C. Narváez, por su colaboración con la elaboración de los gráficos. Al editor anónimo que con su cuestionamiento enriqueció el artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acra, A., Jurdi, M., Mu'Allem, H., Karahagopian, Y. y Z. Raffoul. 1989. Water disinfection by solar radiation. Assessment and Application. IDRC Techn. Stud., (66e): 1-19.
- Bowditch, N. 1977. American practical navigator I (9). Defense Mapping Agency, Hydrographical Center, Washington. 1386 p.
- Calkins, J. y T. Thordardottir. 1980. The ecological significance of solar UV radiation on aquatic organisms. *Nature*, (283): 563-566.
- Chambers, P. y J. Kalf. 1987. Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. I. In situ experiments. *J. Ecol.*, 75: 611-619.
- Fowler, J. 1989. Reed's Nautical Almanac. 58th Year of Publication. Thomas Reed Pub. Ltd. Surrey, Sections 2-6. 542 p.
- Gronbeck, C. 1995. Sun Position 1.0. Software Development. Seattle Energy Works. 800K.
- Haines, A., Epstein, P. R. y A. J. McMichael. 1993. Global health watch: monitoring impacts of environmental change. *Health and climate change. Lancet*, 342: 1464-1469.
- Jamu, D. M., Z. Lu y R. H. Piedrahita. 1999. Relationship between Secchi disk visibility and chlorophyll a in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 170: 205-214.
- Marcolin, N. 2008. Na terra como no céu: Calendario e datas religiosas cristas sao calculados com base na astronomia. *Rev. Pesq. FAPESP*, 143: 8-9.
- Maskell, K., Mintzer, I. y B. A. Callander. 1993. Basic science of climate change. *Health and climate change. Lancet*, 342: 1027-1031.
- Monteith, J. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *J. Appl. Ecol.*, 9 (3): 747-766.
- Pisias, N. G. y J. Imbrie. 1987. Orbital geometry, CO₂, and Pleistocene climate. *Oceanus*, 29 (4): 43-49.
- Reichel-Dolmatoff, G. 1977. Templos Kogui: introducción al simbolismo y a la astronomía del espacio sagrado. *Rev. Col. Antropol.*, 19: 199-245.
- Santas, R., P. Santas, C. Lianou y A. Korda. 1998. Community responses to UV radiation. II effects of solar UVB on field grown diatom assemblages of the Caribbean. *Mar. Biol.*, 131: 163-171.
- Valladares, F. y R. W. Pearcy. 2000. The role of crown architecture for light harvesting and carbon gain in extreme light environments assessed with a structurally realistic 3-D model. *An. Jardín Botánico Madrid*, 58 (1): 3-16.

FECHA DE RECEPCIÓN: 16/09/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 14/04/09



INDICATORS OF INFLUENCE OF SALINITY IN THE RESISTANCE AND RESILIENCE OF FISH COMMUNITY IN A TROPICAL COASTAL LAGOON (SOUTHEASTERN BRAZIL)

Jorge Iván Sánchez-Botero¹, Danielle Sequeira Garcez², Erica Pellegrini Caramaschi³ and Adriana Miguel Saad⁴

1 Universidade Federal do Ceará (UFC)- Campus do Pici, Centro de Ciências, Depto de Biologia- Bloco 906. CEP: 60455-970 Fortaleza, Ceará. jisbar@gmail.com

2 Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia. CCMN, Caixa Postal 68537, CEP: 21945-970, Rio de Janeiro, Brasil.

3 Universidade Federal do Rio de Janeiro / Instituto de Biologia - Departamento de Ecologia. CCS, Caixa Postal 68020, CEP: 21941-590, Rio de Janeiro, Brasil.

4 Universidade Estácio de Sá, sede Cabo Frio/RJ - Departamento de Biologia, CEP: 28909-800, Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.

ABSTRACT

The effects of a disturbance by sandbank opening on the fish fauna community were evaluated through a long-term study in the Imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil. The fish and salinity samples were conducted between 1993 and 2004, with the goal of characterizing the structure and effects of four sandbank openings on this community, such as resilience and resistance measurements. During three sandbank openings, between the years of 1993 and 1996, the resilience time of the fish community could not be identified due to the short time period between openings, their magnitude and the discontinuity of the fish sampling. Monitoring studies previously conducted between 1993 and 2004, indicated that factors structuring the fish fauna of Imboassica lagoon are due to salinity fluctuations, influenced by the sandbank openings to which this environment is subjected. These events were indicated by the recolonization of primary freshwater species, oligohaline salinity values, and small variations in the composition and abundance on the fish community. Due to the magnitude and frequency of the disturbance, the ichthyic populations available that enter the lagoon from the adjacent ocean plus the resistance of this environment to salinity variations, determined the resilience and resistance of the fish fauna in the Imboassica lagoon. Thus, the resilience of the fish fauna in this lagoon was indicated in groupings of: a) Spearman probability values lower than 0.05 between the pairs of communities pre and post-disturbance; b) presence of freshwater species that indicate resilience; c) salinity values varying between 0 and 5; and d) small alterations in the abundance of fish populations.

KEY WORDS: Disturbance, Fish community, Coastal lagoon, Brazil.

RESUMEN

Indicadores de la influencia de salinidad en la resistencia y resiliencia de la ictiofauna en laguna costera tropical (sudeste de Brasil). Los efectos del disturbio de cuatro aberturas de la barra de arena en la laguna costera Imboassica, localizada en el municipio de Macaé, estado de Río de Janeiro, Brasil, en la comunidad de peces fueron evaluados en un estudio a largo plazo. Entre los años 1993 y 2004, colectas de peces y valores de salinidad fueron obtenidos con el objetivo de caracterizar la estructura y los efectos de las aberturas de barra sobre esta comunidad, como medidas de resiliencia y resistencia. Durante las aberturas de la barra realizadas entre los años de 1993 y 1996, el tiempo de resiliencia de la comunidad no fue identificado debido a los cortos intervalos de aberturas, a la magnitud del disturbio y a la discontinuidad de los muestreos de peces. Estudios realizados entre 1993 y 2004 indicaron que los factores que estructuran la ictiofauna de la laguna Imboassica son consecuencia de las variaciones de la salinidad, influenciadas por las aberturas de la barra a que este ambiente es sometido. Estos eventos fueron indicados por la recolonización de las especies primarias de agua dulce, valores de salinidad oligohalinos y bajas alteraciones en la composición y abundancia de la comunidad de peces. Debido a la magnitud y frecuencia de los disturbios, las poblaciones evaluadas de peces que entran en la laguna provenientes del océano adyacente, más la resistencia de este ambiente a las variaciones de salinidad, determinan la resiliencia y resistencia de la fauna de peces en la laguna. Así, la resiliencia de la fauna íctica en la laguna Imboassica fue indicada por el conjunto de: a) valores de probabilidad de Spearman menores de 0.05 entre los pares de comunidades pre y pos disturbio; b) presencia de especies de peces de agua dulce indicadoras de resiliencia; c) intervalos de salinidad variando entre 0 y 5; y d) bajas alteraciones en la abundancia de las poblaciones de peces.

PALABRAS CLAVE: Disturbio, Comunidad de peces, Laguna costera, Brazil.

INTRODUCTION

In coastal lagoons and estuary systems in general the effects of seasonal fluctuations of abiotic factors on communities are important sources of variations (Longhurst and Pauly, 1987). These seasonal fluctuations affect, primarily, the composition and abundance of species, imposing cyclic and non-cyclic modifications (Ricklefs, 1973; Lowe McConnell, 1987). Although the composition and abundance of species varies in time and space, Livingston (1976) declares that the basic structure of estuarine and coastal lagoons fish communities is stable, or, at least, predictable. This means that there is a spatial distribution and abundance pattern of species that is stable in time or predictable regarding seasonal fluctuations of abiotic factors in the system. Disturbances in the environment and the area history can lead to long-term temporal variations, reflecting certain aspects of the distribution patterns exhibited by some species (Barrela and Petreire Jr., 1993). The characterization of variations in ichthyofauna compositions in coastal lagoon systems, such as local displacements of resident species or certain migratory fluxes, are important to distinguish these natural movements from others, caused by environmental alterations of antropic origin (McErlean *et al.*, 1973).

The severing of the sandbank that separates a lagoon from the adjacent sea, commonly known as a sandbank opening, represents, in the case of environments identified as “isolated lagoons” (Esteves, 1998), a short period of disturbances. These events cause sudden changes, especially in the physical structure of the lagoon and in salinity values, which alter the structure of the communities (Esteves, 1998; Frota and Caramaschi, 1998; Saad *et al.*, 2002; Kozlowsky-Suzuki and Bozelli, 2004, Santangelo *et al.*, 2007). The effects of this disturbance in biotic and abiotic factors were amply documented in coastal lagoons of Africa (Albaret and Ecoutin, 1989), Australia (Pollard, 1994; Griffiths, 1999), Mexico (Yáñez-Arancibia and Nugent, 1997) and Brazil (Kozlowsky-Suzuki *et al.*, 1998; Mello and Suzuki, 1998; Suzuki *et al.*, 1998; Saad *et al.*, 2002; Caramaschi *et al.*, 2004; Kozlowsky-Suzuki and Bozelli, 2004; Santangelo *et al.*, 2007).

The Imboassica lagoon, located in the municipality of Macaé (Rio de Janeiro State – southeastern Brazil), is subject to eventual contacts with the Atlantic Ocean, artificially caused by human intervention (Frota and Caramaschi, 1998), consequently causing variations in biotic and abiotic factors (Branco, 1998; Petrucio, 1998; Santangelo, 2002; Meirelles-Pereira, 2003; Caramaschi *et al.*, 2004; Kozlowsky-Suzuki and Bozelli, 2004). Particularly regarding the ichthyofauna, during artificial sandbank openings alterations in the composition and abundance of young, adults and larvae that inhabit this lagoon were registered (Frota, 1998; Soares, 1998, 2004; Saad *et al.*, 2002; Caramaschi *et al.*, 2004). These changes were influenced mainly by salinity, turbidity, and water temperature variations, which stimulated the entrance of estuarine-dependent fish species and the migration and death of freshwater fish (Frota and Caramaschi, 1998; Caramaschi *et al.*, 2004), revealing an unstable taxocenosis. This type of disturbance leaves coastal lagoons permanently closed in conditions of constant ecological instability, since they interrupt the process of natural succession.

Therefore, identifying the sandbank openings as an opportunity to test the effects of this disturbance in the structure of the fish community, the present study evaluated the alterations in the temporal patterns of fish fauna abundance and the consequent variations in salinity, as measurements of resilience and resistance. In this way, resilience, evaluated as the ability of the community to return to its original state (or nearly so) prior the disturbance (Webster *et al.*, 1975; Harrison, 1979; Gunderson, 2000; Begon *et al.*, 2007), was evaluated taking in account the variations of the community composition and the abundance of the fish populations, influenced by the change in salinity. Resistance, however, was evaluated taking into account the small or null variations in population abundance regarding the salinity changes, as a consequence of the various sandbank openings.

STUDY AREA

The Imboassica coastal lagoon, located in a suburban area in the municipality of Macaé/RJ (22° 24' S and 41° 42' W), was formed by the damming of the Imboassica river; it is isolated from the adjacent sea by a 50 m wide sandbank (Figure 1). This environment occupies an area of 326 hectares, with a maximum width of 1.3 km and maximum length of 5.3 km. It is a shallow system, with average depth of 1.1 m, reaching 2-3 m in the deeper areas (Panosso *et al.*, 1998). The marginal vegetation of the Imboassica lagoon is constituted, basically, of taboa banks (*Typha domingensis*) near the river and of grasses in the sand barrier region (Palma-Silva, 1998). The sediment is muddy in the middle and far end regions of the lagoon and sandy in the area near the sandbank. Due to the high-energy characteristics of the sea in the adjacent area to the lagoon, the sand strip should not present any more natural openings (Panosso *et al.*, 1998).

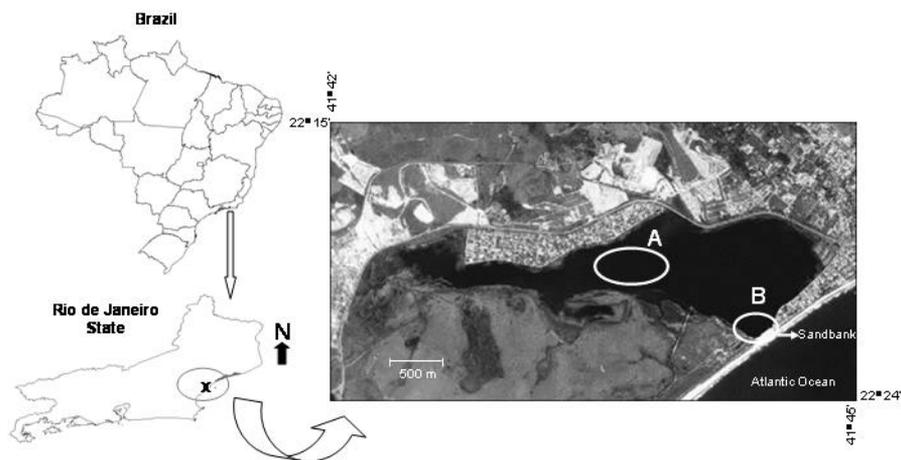


Figure 1. Imboassica lagoon with indications of the sampling zones: limnetic (A) and littoral (B). Font: Google Earth (2007).

According to Esteves (1998), the Imboassica lagoon suffers mainly from anthropogenic disturbances: landfill along its shores, domestic sewage disposal, and artificial sandbank openings followed by salinity increases. These events cause changes in biotic and abiotic factors (Esteves, 1998; Caramaschi *et al.*, 2004). The partial freshwater replacement by marine water quickly shifted water conditions near the sandbank, within a few days (ten to fifteen) after the sandbank opening, the water change from strongly oligohaline to slightly euhaline.

MATERIAL AND METHODS

Between October/1993 and June/2004 60 experimental fish samplings and salinity measurements with a digital thermosalinometer (YSI model 30SET) were conducted at Imboassica Lagoon. During the entire period, four artificial sandbank openings were monitored in three different studies. In the study conducted by Saad (1997) the sandbank opening occurred in April 1994, with a total of 12 fish samplings, six before and six after the opening. In the study conducted by Frota (1998) two sandbank openings occurred: in November 1995, with four monthly fish samplings, before and after the opening; and in April 1996, when two fish samplings were conducted after the opening. In February 2001, the sandbank opening occurred after being closed for two years. Six samplings were conducted before this last opening and 28 after it, until the end of this study in June 2004 (Table 1).

Table 1. Description of the sampling sequence in Imboassica lagoon between the years of 1993 and 2004.

Author	Sandbank opening	Number of sampling pre-opening	Number of sampling post-opening	Fishing/sampling equipment
Saad (1997)	April 1994	6	6	Seine nets and gill nets.
	November 1995	4	4	Seine nets and gill nets, with the exception of gill nets in the 1 st and 2 nd post-opening sampling.
Frota (1998)	April 1996	4	2	Seine nets and gill nets.
	February 2001	6	28	Seine nets and gill nets, with the exception of gill nets in the 1 st post-opening sampling.

Basically, two methodologies were used, which allowed the identification and comparison of abundance variation and ichthyofauna composition:

a) In the limnetic zone of the lagoon, 14 gill nets (meshing of 15, 20, 25, 30, 35, 40 and 45 mm between adjacent knots) were exposed during approximately 12 hours in the samplings conducted by Saad (1997) and six to nine hours in the present study and in the one conducted by Frota (1998). The exposed battery areas of the gill nets was, in average, 573.82 m² in the study conducted by Saad (1997), 596.87 m² in the study conducted by Frota (1998), and 332.28 m² in the present study. After this, the catch per unit effort (CPUE) (Appendix 1) for each study was calculated as the following:

$$CPUE = N / (m^2 \times h)$$

Where:

$N = \sum$ of the number of individuals

$m^2 = \sum$ of the net areas

$h =$ Number of hours the nets remained in the water

b) With a seine net of 11.5 m x 1.8 m and 1.5 cm between adjacent knots, three diurnal drags of 50 m distance were conducted by Saad (1997) and in the present study, in shallow littoral zone near the sandbank. In the study conducted by Frota (1998) seven drags of 30 m distance were conducted, with the same net, in the same zone and at the same time. After this, the catch per unit effort (CPUE) for each study was calculated from the number of individuals per capture area dragged per campaign. The ichthyofauna abundances were later converted to m^2 using a simple rule of three (Appendix 2). The captured fish were put on ice and transported to the NUPEM / UFRJ (Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé – Macaé Ecological Research Center) laboratory, where the species were determined using taxonomic identification keys and quantified.

DATA ANALYSIS

To identify the resilient and resistant fish species regarding the disturbance (the sandbank opening) an analysis of indicator species was conducted (Dufrene and Legendre, 1997), including pre and post sandbank openings, based on the salinity values obtained between 1993 and 2004. The selected factor (salinity) demonstrated an ample variation during the sampling periods (average = 8.5; $Cv = 102\%$). Salinity was measured using the Practical Salinity Scale. In this way, it was possible to group the campaigns and, consequently, the fish species into categories according to salinity values during the sampling periods in: freshwater ($< \pm 0.5$), oligohaline (± 0.5 to ± 5), mesohaline (± 5 to ± 18), polyhaline (± 18 to ± 30), and mixoeuhaline ($> \pm 30$), as proposed by Esteves (1988). The indicator species were identified as those occurring most frequently and characteristically in one type of salinity category. Thus, with the values of CPUE in the samplings with gill nets and seine nets, independently, for each species i comparing all pre or post sandbank opening periods j , by B_{ij} , identifying the relative occurrence frequency of i species in the j group as follows:

$$A_{ij} = CPUE_{ij} / CPUE_i$$

$$B_{ij} = CPUE_{periods_{ij}} / CPUE_{periods_j}$$

$$INDVAL_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Where INDVAL corresponds to the indicator value of species i in the grouping of period j . A_{ij} is the specific measurement and $CPUE_{ij}$ is the mean number of individuals from species i by periods of group j , while $CPUE_i$ corresponds to the mean sum of individuals of species i over all periods. B_{ij} corresponds to the measurement of fidelity, with $N_{periods_{ij}}$ identified as the number of periods in grouping j where species i is present, while $N_{periods_j}$ is the total number of periods in that group.

The Monte Carlo method was applied to test the significance of the indicator value of the species (INDVAL), using 10000 permutations in the four sampling periods that include periods of pre and post-openings of the sandbank, as indicated in Table 1. The probability (p) of the indicator value of the species is indicated by:

$$p = (1 + \text{number of observed groups}) / (1 + \text{number of randomized groups})$$

Therefore, from this analysis, probabilities of less than 0.05 indicated species with resilience. However, fish species resistant to salinity variations that occurred in the pre and post-openings of the sandbank were indicated by the relative abundance of each group, in percentages. Or else, by the mean abundance of each species by salinity category over the mean abundance of that species in all categories.

With the non-parametric Spearman correlation coefficient (Wolda, 1981), the fish abundances (CPUE) of the campaigns before the opening and post-opening were compared. Probabilities lower than 0.05 indicated significant similarities in the composition and abundance of the fish community between the compared campaigns before the opening, and pre and post sandbank opening. On the other hand, probability values higher than 0.05 represent significant differences between the community composition and abundance, indicating the resilience time of the community right after the disturbance.

Ecological fish guilds indicate the use and importance of a coastal lagoon for species: coastal lagoon resident (CLR), that completes its entire life cycle in a coastal lagoon; marine dependent (MD), that spawn in the sea and use coastal lagoons as nurseries for larvae and juveniles or for adult permanence for long periods; marine visitors (MV), that use coastal lagoons occasionally, and freshwater primary and secondary (FWp and FWs), that have no apparent saline requirements, according to selected bibliography (Myers, 1937; Araújo, 1983; Aranha, 1991; Vieira and Scalabrin, 1991; Aguiaro, 1994; Saad, 1997; Soares, 1998; Carvalho Filho, 1999; Fisher *et al.*, 2004; Froese and Pauly, 2004).

RESULTS

During studies conducted between the years of 1993 and 2004 in Imboassica lagoon, 60 species of fish were collected belonging to 26 families and 14 orders. In the limnetic zone 44 species of fish were captured, belonging to 21 families and 10 orders. In the littoral zone, 44 species of fish were captured, belonging to 22 families and 12 orders. The mean abundance varied with the pre and post-opening sandbank periods (Appendix 1 and 2). The ecological fish guilds were 41.7 % marine dependent (MD), 33.3 % marine visitors (MV), 10.0 % coastal lagoon resident (CLR), 8.3 % primary freshwater (FWp), and 6.7 % secondary freshwater (FWs) by the total lagoon. Salinity values varied between 0.74 and 28.32 (average = 8.04; Cv = 101.07 %) for the limnetic zone and between 0.90 and 37.00 (average = 9.52; Cv = 102.69 %) for the littoral zone, demonstrating an increasing trend during the four sandbank opening periods (Figure 2).

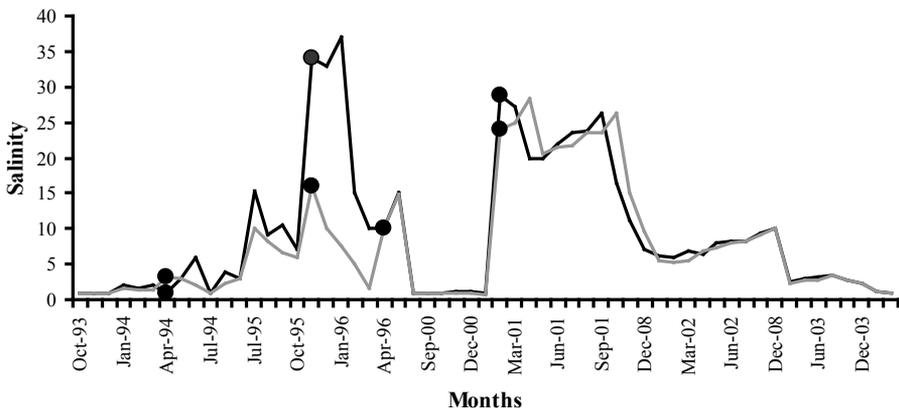


Figure 2. Mean salinity values in the limnetic zone (grey line) and littoral zone (black line) of the Imboassica lagoon during the period of October 1993 to June 2004. Black points indicate sandbank openings.

The Indicator Species Analysis based on salinity variations pointed out *Astyanax bimaculatus* and *Hoplias malabaricus* (FWp) as resilient when the lagoon reaches oligohaline values in the case of the first species (average salinity = 2.25; Cv = 43.70 %), and mesohaline, in the case of the second species (average salinity = 5.52; Cv = 55.62 %), with significant indicator values ($p < 0.05$). These values were identified by the Monte Carlo test with 9999 unrestricted permutations, during four pre and post sandbank opening periods and 57 monthly samplings with gill nets in the limnetic zone of the Imboassica lagoon between the years of 1993 and 2004 (Table 2). On the other hand, probabilities lower than 0.05 were not obtained in the

littoral zone because of the absence of primary freshwater species that are indicators of resilience.

Table 2. Indication and probability values of primary freshwater species (FWp) resilience indicators, after four sandbank openings in the limnetic zone of the Imboassica lagoon between October 1993 and June 2004.

Species	Indication values	Salinity values	Probability
<i>Astyanax bimaculatus</i>	44.0	Oligohaline	0.0028
<i>Hoplias malabaricus</i>	58.2	Mesohaline	0.0021

The same analysis identified in the limnetic zone of the lagoon ten resistant fish species during the periods of pre and post sandbank openings: two coastal lagoon residents (CLR), two secondary freshwater species (FWs), two marine visitors (MV) and four marine dependent species (MD) (Table 3). In the littoral zone nine resistant species were identified during the pre and post-sandbank opening periods: one marine visitor (MV), one marine dependent (MD), three coastal lagoon residents (CLR) and four secondary freshwater species (FWs) (Table 3).

Table 3. Mean occurrence frequency in the total campaigns, salinity categories regarding the presence of the species and occurrence events of resistant species, during the sampling periods of pre and post sandbank openings, in the limnetic zone (A) and littoral zone (B) of the Imboassica lagoon, between October 1993 and June 2004. Salinity categories: 1-oligohaline, 2-mesohaline, 3- polyhaline, 4- mixoeuhaline.

Species	Mean relative occurrence frequency		Salinity categories		Number of pre and post sandbank opening occurrences	
	A	B	A	B	A	B
<i>Anchovia clupeioides</i> (CLR)	68	-	1, 2, 3	-	4	-
<i>Atherinella brasiliensis</i> (CLR)	-	84	-	1, 2, 3	-	4
<i>Diapterus rhombeus</i> (MV)	25	-	1, 2, 3	-	3	-
<i>Eucinostomus argenteus</i> (MV)	87	37	1, 2, 3	1, 2, 3, 4	3	3
<i>Genidens genidens</i> (CLR)	96	48	1, 2, 3	1, 2, 3	4	4
<i>Geophagus brasiliensis</i> (FWs)	82	51	1, 2, 3	1, 2, 3	4	3
<i>Jenynsia multidentata</i> (FWs)	-	25	-	2, 3	-	2
<i>Mugil curema</i> (MD)	74	30	1, 2, 3	1, 2, 3, 4	4	2
<i>Mugil liza</i> (MD)	60	-	1, 2, 3	-	3	-
<i>Platanichthys platana</i> (CLR)	-	69	-	1, 2, 3, 4	-	2
<i>Poecilia vivipara</i> (FWs)	-	40	-	1, 2, 3	-	3
<i>Strongylura marina</i> (MD)	63	-	1, 2, 3	-	3	-
<i>Strongylura timucu</i> (MD)	54	-	1, 2, 3	-	4	-
<i>Tilapia rendalli</i> (FWs)	58	44	1, 2, 3	1, 2, 3	3	2

In the twelve monthly samplings conducted by Saad (1997) in the sand barrier zone, six occurring before the opening (1 to 6) and six after (7 to 12), 71.0 % of the sampling pairs before the sandbank opening were similar in composition and abundance (Spearman $p < 0.05$). On the other hand, 83.3 % of the sampling pairs before and after the sandbank opening presented different community compositions and abundances (Spearman $p > 0.05$). In the samplings conducted by Frota (1998) in the same zone, 50 % of the campaigns were significantly similar before the opening (1 to 4) and 35 and 30 % were significantly similar after the first and second sandbank openings, respectively (1 to 9 and 5 to 11). In the samplings conducted in the present study of the sand barrier zone, 93.3 % of the sampling pairs before the opening were similar (1 to 6). However, 80.4 % of the sampling pairs compared before and after the opening (1 to 6 with 7 to 34) were significantly similar (Spearman $p < 0.05$).

Comparing the sampling pairs of the limnetic zone of the study conducted by Saad (1997), 93.3 % of the sampling pairs before the sandbank opening (1 to 6) were significantly similar in composition and abundance. On the other hand, between the pre and post-opening campaigns (1 to 6 with 7 to 12), 17.2 % of these were significantly similar (Spearman $p < 0.05$). In the samplings conducted by Frota (1998) in the same zone, 100 % of the campaigns were significantly similar before the opening (1 to 2) and 70 and 90 % were significantly similar after the first and second sandbank openings, respectively (3 to 7 with 8 to 9). In the samplings conducted in the present study of the limnetic zone, 100 % of the sampling pairs before the opening (1 to 6) were significantly similar. However, comparing the sampling pairs before and after the opening (1 to 6 with 7 to 33), 80.2 % were significantly similar (Spearman $p < 0.05$).

During month 14 (average salinity = 6.40), after the last sandbank opening, the species *H. malabaricus* (FWp) was recaptured in the limnetic zone of the lagoon. In the capture periods in which this species was present before and after the opening, an average of 95.2 % of the Spearman probability values between communities were lower than 0.05, indicating similar composition and abundance. During the pre and post sandbank openings in the samplings conducted by Saad (1997), this species was also captured with salinity values ranging between 1 and 9.91. The resilience indicator species *A. bimaculatus* (FWp) was recaptured 27 months after the last sandbank opening (average salinity = 3.10). All the Spearman probability values, comparing the pre and post sandbank opening campaigns where this species was captured were lower than 0.05, indicating 100 % of similarity in these communities composition and abundance.

DISCUSSION

The opening of the sandbank at the Imboassica lagoon causes a drastic reduction in the water volume by draining freshwater to the sea, followed by seawater entrance, which rapidly elevates the salinity values, altering the fish fauna structure. Fish mortality, freshwater fish migrations to refuges at swamps and/or flooded adjacent areas to the lagoon and the entry of estuarine-dependent species, caused primarily by the increase in the salinity values, were registered during these periods. These disturbances compromise the establishment of several freshwater fish populations in Imboassica lagoon and after each opening, a new community was formed, with an abundant number of species considered rare or presenting a low occurrence frequency (Saad, 1997; Frota, 1998; Frota and Caramaschi, 1998; Palma-Silva, 1998; Saad *et al.*, 2002; Caramaschi *et al.*, 2004; Trivério *et al.*, 2004).

The 14 fish species indicated as resistant to salinity variations represented 23 % of the total taxa captured in this environment. Evidence of successful reproductive activity in this environment was remarked for the following species: *Platanichthys platana*, *Atherinella brasiliensis*, *Genidens genidens* (CLR), *Jenynsia multidentata*, *Poecilia vivipara*, *Tilapia rendalli*, and *Geophagus brasiliensis* (FWs) (Saad, 1997; Caramaschi *et al.*, 2004), indicating that they complete their entire life cycle in this environment, obtaining a continual individual recruitment, independent of the salinity variations. However, the persistence of *Anchovia clupeioides* (CLR), *Mugil curema*, *Mugil liza*, *Strongylura timucu*, *Strongylura marina* (MD), *Diapterus rhombeus*, and *Eucinostomus argenteus* (MV) without evidence of successful reproduction in Imboassica lagoon was due, possibly, to the entrance of a great number of individuals from these species during the opening events or to marine undertows that go beyond the littoral zone, transporting larvae and juvenile fish into the lagoon (Soares, 1998, 2004).

As fish communities of coastal lagoons are submitted to constant stress conditions by sporadic or permanent contact with adjacent marine and freshwater environments (Winemiller and Leslie, 1992; Yáñez-Arancibia and Nugent, 1997; Caramaschi *et al.*, 2004), the number of resistant species found by this study (23 % of the total) almost reached that found in a previous study (30 %) (Saad *et al.*, 2002). This fact indicates the high dependence that most occasional visitor species, marine dependent, coastal lagoon residents, and freshwater fish sampled during these periods in Imboassica lagoon have on the marine and/or freshwater environment in which they complete their life cycle. The presence of resistance indicator species was favored by the artificial sandbank openings and by the ample dominance of the oligohaline conditions in this environment.

Community responses to biotic and abiotic disturbances depend on their frequency and magnitude. For example, the ichthyofauna in North Oregon (USA) streams, when disturbed by floods, presented resilience time of five to six days influenced by the habitat complexity (Pearsons *et al.*, 1992). In the estuarine lagoon system of Swartvlei (South Africa), fish resilience regarding environmental alterations, such as the disappearance of submerse aquatic macrophytes, was approximately three years (Whitfield, 1986). The resilience of the zooplankton community in the Imboassica lagoon remained for three years before opening sandbar, which allowed the establishment of a different community after contact with the sea (Santangelo *et al.*, 2007).

However, in the present study, during three sandbank opening events (between 1993 and 1996), the resilience of the fish community could not be identified, due to the short period of time between the openings, their magnitude, and the discontinuity in the fish sampling in Imboassica Lagoon. Significant values in Spearman correlations during the three pre and post-opening periods were indicated by the similarity in the marine dependent (MD) and coastal lagoon resident (CLR) species composition and abundance in the campaign pairs that were compared or by the frequency of rare species (MV) and their influence in the sensibility of this test. On the other hand, the capture of the resilience indicator freshwater species *H. malabaricus* in the periods after sandbank opening, in the samplings conducted by Saad (1997) with dominant oligohaline values, was influenced by the short time that the sandbank remained open (compared to other evaluated openings) and by the high rain regime during this period. However, the capture of *H. malabaricus* and *A. bimaculatus* at 14 and 27 months, respectively, after the closure of the last sandbank opening, indicate that resilience time of the ichthyofauna in this environment varied regarding to the opening magnitude, the variation in the salinity values, and the local rain regime. Indicators of the resilience of ichthyofauna in this environment occur when the lagoon reaches oligohaline or near oligohaline salinity values (< 5), the secondary freshwater species *G. brasiliensis*, *T. rendalli*, *J. multidentata* and *P. vivipara* abundance are maintained constant in the months prior to the disturbance, and the evidence of recolonization of primary freshwater species fish, such as *H. malabaricus* and *A. bimaculatus*. The sandbank opening occurred in February 2001 was preceded by an extended drought period (El Niño event) that favored the persistence of mesohaline values of water during twenty-three months after the disturbance. This fact compromised the reestablishment of a fish fauna with freshwater characteristics. In the sand barrier zone this event was even more evident where the absence of resilient freshwater species and the dominance of resident estuarine species and secondary freshwater species were favored by the salinity values.

Significant values in the community's similarity (83.3 % in Spearman comparisons; $p < 0.05$), with the occurrence of the indicative species *H. malabaricus*, before and after the sandbank opening in the limnetic zone of Imboassica lagoon, suggest a structural return regarding abundance and composition fourteen months after the disturbance. Evaluating resilience as the community ability to return to its original state as before the disturbance (Webster *et al.*, 1975; Harrison, 1979; Gunderson, 2000), it was observed that the return time of the fish community happened when salinity presented oligohaline or near oligohaline (< 5) values. This proposal is established in the premise that the sandbank that separates the lagoon from the sea will unlikely be open again by natural events; this is due to the high gravity marine waves that dominate this area and keep enlarging the size of the sandbank (Panosso *et al.*, 1998). In this way, the lagoon should naturally present growing freshwater characteristics and the ichthyofauna that would dominate this environment should possess a higher proportion of freshwater fish, and coastal lagoon resident (CLR), marine dependent (MD), or visitor (MV) species in lesser proportions. On the other hand, the marine dependent (MD) or visitor (MV) species, affected negatively by the dominant oligohaline conditions in the lagoon, could suffer an increment in the water content of their muscles, causing abnormal behavior and, in most cases, their deaths (Wu and Woo, 1983). Besides this, the null reproductive ability of some marine dependent (MD) or visitor (MV) species originating from this environment (Saad, 1997) would compromise the recruiting of new individuals, leading these populations to disappear.

Thus, the resilience time of fish fauna in Imboassica lagoon was indicated in groupings of: a) Spearman probability factors lower than 0.05 between pre and post-disturbance pairs of communities; b) the presence of resilience freshwater fish indicator species; c) salinity values ranging between 0 and 5; and d) minor alterations in fish population abundance. A similar situation evaluated during the same months in Imboassica lagoon seems to be related to the resilience of the zooplanktonic community, where increased similarities between the pre and post sandbank openings are associated to salinity values lower than 5.9 (Santangelo, 2002).

From this study, observations regarding the factors that structure the ichthyofauna of Imboassica lagoon could be made, which are in part caused by the sandbank openings where the effects of salinity variations were worth mentioning. In this way, the magnitude and frequency of the sandbank opening disturbance, as well as the available fish populations in the adjacent ocean that enter the lagoon and/or the resistance of this environment to biotic and abiotic variations, determine the resilience and resistance of the fish fauna of Imboassica lagoon. The recolonization of primary freshwater fish species, oligohaline salinity values, and minor alterations in the composition and abundance of the fish populations indicate these events.

CONCLUSIONS

Anthropogenic disturbances alter the fish community in the coastal lagoon Imboassica, north of Rio de Janeiro State. Four artificial openings in the sandbank of the Imboassica lagoon and connectivity with adjacent sea have modified abundance and composition of the ichthyofauna, however fourteen fish species have shown to be resistant to changes resulting from this disturbance. Fourteen months after the last sandbank opening, the recapture of the freshwater species *H. malabaricus* evidenced a resilience process associated to salinity reduction which showed a similar pattern in the composition and abundance of the pre and post disturbance in the fish communities during these periods. The disturbances mentioned indicate that the knowledge of the fish fauna variability in these coastal environments require a series of continuous monitoring studies that should involve annual and pluriannual cycles. The great variety of ecological guilds of fish species found in the Imboassica lagoon has showed an environment with a large availability of resources to this fauna.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Dr. Francisco Assis Esteves and M. Sc. Andre Ferreira for valuable suggestions; M. Sc. Pedro Hollanda de Carvalho for help in fish identification; and to the staff of Laboratory of Fish Ecology from Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ) for field assistance, specially to M. Sc. Rafael Pereira Leitão and M. Sc. Victor Trivério Cardoso. CAPES, PELD site-5, CNPq, and FAPERJ supported this study, which was part of the doctorate degree (Ph.D. Thesis) carried out by the first author (JISB) at PPGE/UFRJ, Brazil.

LITERATURE CITED

- Aguiaro, T. 1994. Estrutura da comunidade de peixes de três lagoas costeiras da região de Macaé (RJ). M. Sc. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 114 p.
- Albaret, J. J. and J. M. Ecoutin. 1989. Communication mer-lagune: impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). *Hydrob. Trop.*, 22 (1): 71-81.
- Aranha, J. M. R. 1991. Distribuição longitudinal, ocupação ambiental, alimentação e época reprodutiva de quatro espécies de Cyprinodontiformes (Osteichthyes) coexistentes no rio Ubatiba (Maricá, RJ). M. Sc. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Museu Nacional. Rio de Janeiro, Brasil. 130 p.

- Araújo, F. G. 1983. Distribuição, abundância, movimentos sazonais e hábitos alimentares de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da lagoa dos Patos (RS), Brasil. M. Sc. thesis, Rio Grande. Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 189 p.
- Barrela, M. and M. Petrere Jr. 1993. The influence of environmental factors on fish community structure in the Jacaré Pepira River. 161-170. In: Cowx, I. (Ed.). Rehabilitation of inland fisheries. Oxford, U. S. A. 486 p.
- Begon, M., C. R. Townsend and J. L. Harper. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistemas. 4th ed. Editora Artmed, Porto Alegre. 740 p.
- Branco, C. W. C. 1998. Composição e aspectos ecológicos das comunidades zooplancônicas nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. 247-271. In: Esteves, F. A. (Ed.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Caramaschi, E. P., J. I. Sánchez-Botero, P. Hollanda-Carvalho, C. A. S. Brandão, C. L. Soares, J. L. C. Novaes and R. B. Araújo. 2004. Peixes das lagoas costeiras de Macaé: Estudos de caso. 309-337. In: Rocha, C.F.D., F.A. Esteves y F.R. Scarano (Eds.). Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. São Carlos, Brasil. 376 p.
- Carvalho Filho, A. 1999. Peixes da costa brasileira. 3rd edition. Ed. Melro, São Paulo. 304 p.
- Dufrene, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monog.*, 67 (3): 345-366.
- Esteves, F. A. 1988. Fundamentos de limnologia. Interciência / FINEP, Rio de Janeiro. 575 p.
- Esteves, F. A. 1998. Lagoas costeiras: Origem, funcionamento e possibilidades de manejo. 63-87. In: Esteves, F. A. (Ed.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Fisher, L. G., D. L. E. Pereira and J. P. Vieira. 2004. Peixes estuarinos e costeiros. Editora Ecocientia, Rio Grande do Sul, Brasil. 126 p.
- Froese, R. and D. Pauly. 2004. Fish base. World Wide Web Electronic Publication. <http://www.fishbase.org>. 01/2008.
- Frota, L. O. R. 1998. Dinâmica temporal da taxocenose de peixes de uma lagoa costeira impactada por aberturas artificiais da barra (Lagoa Imboassica, Macaé, RJ). Master thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 132 p.
- Frota, L. O. R. and E. P. Caramaschi. 1998. Aberturas artificiais da barra da lagoa Imboassica e seus efeitos sobre a ictiofauna de peixes. 327-350. In: Esteves, F. A. (Ed.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Google Earth. 2007. <http://earth.google.com>
- Griffiths, S. P. 1999. Consequences of artificially opening coastal lagoons on their fish assemblages. *Int. J. Salt Lake Res.*, 8: 307-327.
- Gunderson, L. H. 2000. Ecological resilience – in theory and application. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 31: 425-439.
- Harrison, G. W. 1979. Stability under environmental stress: resistance, resilience, persistence and variability. *Amer. Nat.*, 113: 659-669.

- Kozlowsky-Suzuki, B. and R. L. Bozelli. 2004. Resilience of a zooplankton community subjected to marine intrusion in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiología*, 522:165-177.
- Kozlowsky-Suzuki, B., C. W. C. Branco and R. L. Bozelli. 1998. Comparison of the composition and the temporal variation of the zooplanktonic community of two Brazilian coastal lagoons. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 26: 1487-1490.
- Livingston, R. J. 1976. Diurnal and seasonal fluctuations of organisms in a north Florida estuary. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 4: 373-400.
- Longhurst, A. R. and D. Pauly. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic, San Diego. 470 p.
- Lowe McConnell, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University, Cambridge. 382 p.
- McErlean, A. J., S. G. O'Connor, J. A. Mihursky and C. I. Gibson. 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 1: 19-36.
- Meirelles-Pereira, F. 2003. Influência da variação da profundidade da coluna d'água sobre a ecologia do Lago Batata (PA, Oriximiná) e da Lagoa Imboassica (RJ, Macaé). M. Sc. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 115 p.
- Mello, S. de and M. S. Suzuki. 1998. Variações temporais e espaciais do fitoplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. 177-203. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Myers, G. S. 1937. Fresh-water fishes and West Indian zoogeography. *Ann. Rep. Smith. Inst.*, 3465: 339-364.
- Palma-Silva, C. 1998. Crescimento e produção de *Typha domingensis* Pers na Lagoa Imboassica. 205-220. In: Esteves, F.A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Panosso, R. F., J. L. Attayde and D. Muehe. 1998. Morfometria das Lagoas Imboassica, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo. 91-105. In: Esteves, F.A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Pearsons, T. N., H. W. Li. and G. A. Lamberti. 1992. Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 121: 427-436.
- Petrucio, M. M. 1998. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. 109-122. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 464 p.
- Pollard, D. A. 1994. A comparison of fish assemblages and fisheries intermittently open and permanently open coastal lagoons on the south coast of New South Wales, south-eastern Australia. *Estuaries*, 17: 631-646.
- Ricklefs, R. E. 1973. *Ecology*. Publisher Newton, Massachusetts, Chiron Press, New York. 861 p.
- Saad, A. M. 1997. Influência da abertura da barra sobre a comunidade de peixes da lagoa Imboassica, Macaé, RJ. Master thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 130 p.

- Saad, A. M., A. C. Beaumord and E. P. Caramaschi. 2002. Effects of artificial canal openings on fish community structure of Imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coast. Res.*, 36: 634-639.
- Santangelo, J. M. 2002. Estrutura e resiliência da comunidade zooplancônica de uma lagoa costeira após uma abertura de barra (Lagoa Imboassica, Macaé, RJ). Monograph, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 19 p.
- Santangelo, J. M., A. M. Rocha, R. L. Bozelli, L. S. Carneiro and F. A. Esteves. 2007. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 71: 657-668.
- Soares, C. L. 1998. Composição e distribuição espaço-temporal do ictioplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida, Macaé, RJ. M. Sc. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 131 p.
- Soares, C. L. 2004. Densidade, distribuição e composição do ictioplâncton da lagoa Imboassica (Macaé, RJ) e do litoral adjacente antes e depois de uma abertura de barra. Dr. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 173 p.
- Suzuki, M. S., A. R. C. Ovalle and E. A. Pereira. 1998. Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*, 368: 111-122.
- Trivério, V. C., J. I. Sánchez-Botero and E. P. Caramaschi. 2004. Refúgio dos peixes dulcícolas quando o mar invade a lagoa Imboassica (Macaé, RJ). Livro de Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia. Brasília. 333 p.
- Vieira, J. P. and C. Scalabrin. 1991. Migração reprodutiva da tainha (*Mugil platanus* GUNTER, 1980) no sul do Brasil. *Rev. Atlân.*, 13: 131-141.
- Webster, J., J. B. Waide and B. C. Patten. 1975. Nutrient cycling and the stability of ecosystems. In: Howell, F. G. (Ed.). *Mineral cycling in southeastern ecosystems*. Atomic Energy Comm. Symp. Ser. Conf. 325 p.
- Whitfield, A. K. 1986. Fish community structure response to major habitat changes within the littoral zone of an estuarine coastal lake. *Environ. Biol. Fish.*, 17: 41-51.
- Winemiller, K. and M. A. Leslie. 1992. Fish assemblages across a complex, tropical freshwater / marine ecotone. *Environ. Biol. Fish.*, 34: 29-50.
- Wolda, H. 1981. Similarities indices, sample size, and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302.
- Wu, R. S. S. and N. Y. S. Woo. 1983. Tolerance of hypo-osmotic salinities in thirteen species of adult marine fish: implications for estuarine fish culture. *Aquaculture*, 32: 175-181.
- Yáñez-Arancibia, A. and R. S. Nugent. 1997. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro Cienc. Mar. Limnol.*, 4: 107-114.

FECHA DE RECEPCIÓN: 14/08/08

FECHADEACEPTACIÓN: 16/04/09



Appendix 1. Mean fish species abundance values (CPUE) captured in the sandbank pre-opening (Pre) and post-opening (Post) periods with gill nets in the limnetic zone of Imboassica lagoon in 57 samplings between the years of 1993 and 2004, by Saad (1997), Frota (1998) (Post1: after the first opening; Post2: after the second opening) and the present study, with ecological guild classifications for species and minimum (Min) and maximum (Max) salinity values obtained during their capture.

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Elopiiformes												
Elopiidae												
<i>Elops saurus</i>	MV	0.00029	0	1 - 1.33	0	0.02285	0.00010	1.67 - 16	0.00080	0.00087	0.74 - 23.63	
Clupeiformes												
Cupletidae												
<i>Platanichthys platana</i>	CLR	0	0		0	0.00008	0	16	0.00006	0.00001	0.74 - 2.67	
<i>Harengula clupeiola</i>	MV	0	0		0	0	0		0	0.00001	6.90	
Engraulitidae												
<i>Anchovia clupeioides</i>	MD	0.00024	0.00051	1 - 23.50	0.00142	0.09367	0.01094	1.67 - 16	0.00413	0.01624	0.74 - 24.98	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	MD	0.00307	0	1 - 1.67	0	0.00008	0	1.67	0	0.00021	1 - 8.27	
<i>Cetengraulis edentulus</i>	CLR	0	0		0	0.07377	0	1.67 - 5	0	0.00045	23.63 - 24.98	
<i>Anchoa tricolor</i>	MD	0	0		0.00010	0	0	6	0	0		
<i>Anchoa januaria</i>	MD	0	0		0	0	0.00010	14.75	0	0		
Characiformes												
Characidae												
<i>Astyanax bimaculatus</i>	FWp	0	0		0	0	0		0.00076	0.00052	0.74 - 3.50	
Erythrinidae												
<i>Hoplias malabaricus</i>	FWp	0.00157	0.00160	1 - 9.91	0	0	0		0.00222	0.00040	0.74 - 7.30	
<i>Hoplerhynchus unitaeniatus</i>	FWp	0.00017	0.00002	1 - 9.91	0	0	0		0.00004	0.00007	0.86 - 6.90	

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Sluriformes												
Ariidae												
<i>Genidens genidens</i>	CLR	0.00143	0.00087	1 - 23.50	0.00041	0.06259	0.00030	1.67 - 14.75	0.00446	0.00769	0.74 - 28.33	
Atheriniformes												
Atherinopsidae												
<i>Atherinella brasiliensis</i>	CLR	0	0		0	0.00004	0	7.5	0	0.00012	1 - 10	
Beloniformes												
Hemiramphidae												
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MD	0	0		0	0	0.00020	14.75	0	0		
Belonidae												
<i>Strongylura timucu</i>	MD	0.00077	0.00063	1 - 23.50	0.00072	0.00008	0	6.67 - 10	0.00012	0.00094	0.85 - 26.37	
<i>Strongylura marinha</i>	MD	0	0		0.00062	0.01457	0.00030	1.67 - 16	0.00074	0.00195	0.74 - 28.33	
Mugiliformes												
Mugilidae												
<i>Mugil curema</i>	MD	0.00092	0.00090	1 - 23.50	0.00041	0.12713	0.00355	1.67 - 16	0.00047	0.00566	0.83 - 28.33	
<i>Mugil liza</i>	MD	0.00012	0.00015	1 - 23.50	0	0.07458	0.00069	1.67 - 16	0.00025	0.00303	0.83 - 24.98	
Perciformes												
Centropomidae												
<i>Centropomus parallelus</i>	MD	0	0		0	0.01718	0.00020	1.67 - 16	0.00014	0.00003	0.83 - 5.53	
<i>Centropomus undecimalis</i>	MD	0	0.00010	1 - 23.50	0	0	0	0.00006	0	0	0.74	

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Cichlidae												
<i>Geophagus brasiliensis</i>	FWs	0.00053	0.00106	1 - 23.50	0.00062	0.00981	0.00148	1.67 - 16	0.00162	0.00152	0.74 - 24.98	
<i>Tilapia rendalli</i>	FWs	0.00051	0.00022	1 - 23.50	0.00011	0.00004	0	6.67 - 16	0.00080	0.00148	0.74 - 23.63	
Gobiidae												
<i>Awaous tajasica</i>	CLR	0.00007	0.00007	1.67 - 9.91	0	0.00012	0	1.67	0	0.00012	2.67 - 9.54	
<i>Gobionellus oceanicus</i>	CLR	0	0		0	0	0		0	0.00001	6.90	
Carangidae												
<i>Caranx hippos</i>	MV	0	0.00012	1 - 23.50	0	0	0		0	0		
<i>Caranx latus</i>	MV	0	0		0	0	0		0	0.00048	5.33 - 28.33	
<i>Oligoplites saurus</i>	MD	0	0		0	0	0		0	0.00017	15.12 - 26.37	
<i>Trachinotus carolinus</i>	MV	0	0.00724	1 - 23.50	0	0	0		0	0.00002	28.33	
Gerreidae												
<i>Diapterus lineatus</i>	MV	0	0		0	0.00918	0	1.67 - 16	0	0		
<i>Diapterus rhombeus</i>	MV	0.00007	0.00015	1.33 - 9.91	0.00011	0.00004	0	6.67 - 10	0.00016	0.00046	0.74 - 23.63	
<i>Diapterus richii</i>	MV	0	0		0.00021	0.05034	0.00118	1.67 - 16	0	0		
<i>Eucinostomus argenteus</i>	MV	0.00319	0.00240	1 - 23.50	0.00092	0.01875	0.00079	1.67 - 16	0.00232	0.01030	0.74 - 28.33	
<i>Eucinostomus gula</i>	MV	0	0		0	0	0		0.00004	0	0.85	
<i>Gerres gula</i>	MV	0	0		0.00040	0.01923	0	5 - 10	0	0		
Lutjanidae												
<i>Lutjanus jocu</i>	MV	0.00002	0	1	0	0	0		0	0		

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)			
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max
Sciaenidae											
<i>Micropogonias furnieri</i>	MD	0.00237	0.00027	1 - 23.50	0	0.00008	0	1.67	0.00008	0.00002	0.74 - 24.98
<i>Menicircus litoralis</i>	MV	0	0		0	0.00004	0	16.00	0	0	
Sparidae											
<i>Archosargus probatocephalus</i>	MV	0.00053	0	1.67	0	0.00008	0	10	0	0	
Aulopiformes											
Synodontidae											
<i>Synodus foetens</i>	MV	0	0		0	0.00004	0	1.67	0	0	
Pleurone ciformes											
Achiridae											
<i>Trinectes paulistanus</i>	MD	0	0		0	0	0		0	0.00004	3.50 - 6.90
Paralichthyidae											
<i>Citharichthys arenaceus</i>	MD	0	0		0	0	0		0	0.00001	6.90
<i>Citharichthys spilopterus</i>	MD	0.00005	0	1	0	0.00004	0.00020	10 - 14.75	0	0	
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	MV	0.00119	0.00106	1 - 23.50	0	0	0		0	0	

Appendix 2. Mean fish species abundance values (CPUE) captures in the sandbank pre-opening (Pre) and post-opening (Post) periods with seine net in the littoral zone of Imboassica lagoon in 57 samplings between the years of 1993 and 2004, by Saad (1997), Frota (1998) (Post1: after the first opening; Post2: after the second opening) and the present study with ecological guild classifications for species and minimum (Min) and maximum (Max) salinity values obtained during their capture.

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Anguilliformes												
Ophichthidae												
<i>Myrophis punctatus</i>	MD	0	0.00019	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Clupeiformes												
Cupletidae												
<i>Pellona harroweri</i>	MD	0	0		0	0	0	0	0	0.00002	28.70	
<i>Platanichthys platana</i>	CLR	0.00928	0.00725	1 - 3	0.00487	0.00149	0	7.10 - 34	0.03700	0.04733	1 - 28.70	
Engraulidae												
<i>Anchovia clupeioides</i>	MD	0	0		0	0	0		0.00029	0.00006	1 - 3.50	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	MD	0.00077	0		0	0	0		0	0.00010	3.50	
Characiformes												
Characidae												
<i>Astyanax bimaculatus</i>	FWp	0	0		0	0	0		0.00077	0	1 - 1.10	
<i>Hyplessobrycon bifasciatus</i>	FWp	0.00010	0	1	0	0	0		0	0.00002	1.10	
<i>Hyplessobrycon luetkenii</i>	FWp	0	0		0	0	0		0.00019	0	0.90 - 1	
Erythrinidae												
<i>Hoplias malabaricus</i>	FWp	0	0		0	0	0		0	0.00002	1.10	
Cyprinodontiformes												

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Pociliidae												
<i>Pocilia vivipara</i>	FWs	0	0.00058	1 - 6	0.00040	0	0.00040	1 - 15.3	0.00280	0.09770	1 - 26.70	
Anablepidae												
<i>Jenynsia multidentata</i>	FWs	0.00019	0.00039	1 - 3	0	0	0		0	0.02437	16.50 - 1.10	
Sluriformes												
Ariidae												
<i>Genidens genidens</i>	CLR	0.00976	0.00068	1 - 6	0.00745	0.00820	0.00518	7.10 - 15.30	0.02966	0.01851	0.90 - 28.70	
Atheriniformes												
Atherinopsidae												
<i>Atherinella brasiliensis</i>	CLR	0.01072	0.02386	1 - 5	0.00466	0.01275	0.00455	4 - 7	0.01169	0.03992	0.90 - 28.70	
Beloniformes												
Hemiramphidae												
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MD	0.00068	0	1.50 - 2.00	0	0.00017	0	15 - 33	0	0		
Belonidae												
<i>Strongylura marinha</i>	MD	0	0		0	0	0		0	0.00002	26.40	
<i>Strongylura timucu</i>	MD	0.00125	0.00010	1 - 2	0	0	0		0	0.00009	1 - 7.10	
Mugiliformes												
Mugilidae												
<i>Mugil curema</i>	MD	0.00010	0.00010	1	0.00010	0.00141	0	9.20 - 34	0.00010	0.00222	1 - 27.20	
<i>Mugil iliza</i>	MD	0	0		0	0	0		0.00135	0.00002	1 - 1.10	
Perciformes												

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Centroponidae												
<i>Centroponus parallelus</i>	MD	0	0	0.00010	0	0	0	15.30	0	0		
Cichlidae												
<i>Geophagus brasiliensis</i>	FWs	0.00686	0.00126	4 - 1	0.00010	0.00008	0	9.20 - 10	0.00367	0.02379	1 - 28.70	
<i>Tilapia rendalli</i>	FWs	0.00155	0.00300	1 - 3	0	0	0		0.77246	0.24215	0.90 - 28.70	
Gobiidae												
<i>Eleotris pisonis</i>	MD	0	0.00010	3	0	0	0.00041	10	0	0		
<i>Awaous tajastica</i>	CLR	0	0	0.00021	0	0	0	10.50 - 37	0	0		
<i>Bathygobius soporator</i>	MD	0.00019	0	1 - 2	0	0	0		0	0.00008	27.20 - 28.70	
<i>Gobionellus belosoma</i>	MD	0	0	0.00025	0	0	0	10	0	0.00035	20 - 26.40	
<i>Gobionellus oceanicus</i>	CLR	0	0	0.00008	0	0	0	37	0	0		
<i>Gobionellus shufeldti</i>	MD	0	0	0.00041	0	0	0	34	0	0.00002	27.20	
<i>Gobionellus stigmaticus</i>	MD	0	0	0	0	0	0		0	0.00019	5.90 - 26.40	
Carangidae												
<i>Caranx hippos</i>	MV	0	0.00039	3	0	0	0		0	0		
<i>Caranx latus</i>	MV	0	0	0	0	0	0		0	0.00006	28.70	
<i>Trachinotus carolinus</i>	MV	0	0.00078	1 - 3	0	0	0		0	0		
Gerreidae												
<i>Eucinostomus argenteus</i>	MV	0.01652	0.00261	1 - 6	0.00518	0.00704	0.01118	7.10 - 37	0.00638	0.01696	0.90 - 28.70	
<i>Gerres gula</i>	MV	0	0	0	0	0.00025	0	10	0	0		

Orders Families Species	Ecological guild	Saad (1997)			Frota (1998)			Present study (2000-2004)				
		Pre	Post	Min - Max	Pre	Post1	Post2	Min - Max	Pre	Post	Min - Max	
Sciaenidae												
<i>Micropogonias furnieri</i>	MD	0	0	0.00021	0	0	0	15.30	0	0	0	0
Scorpaeniformes												
Dactylopteridae												
<i>Dactylopterus volitans</i>	MV	0	0	0.00010	0	0	0	9.20	0	0	0	0
Tetraodontiformes												
Tetraodontidae												
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MV	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00002	28.70	0
<i>Sphoeroides testudineus</i>	MV	0.00010	0.00029	1 - 4	0.00041	0	0.00041	9.20 - 15.30	0	0.00009	1 - 7.10	0
Pleuronectiformes												
Achiridae												
<i>Achirus lineatus</i>	MD	0	0	0	0	0	0	0.00002	23.70	0	0	0
<i>Trinectes paulistanus</i>	MD	0	0	0.00082	0.00008	0	0	9.20 - 34	0	0	0	0
Paralichthyidae												
<i>Citharichthys arenaceus</i>	MD	0	0	0.00062	0	0	0	15.30	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	MD	0	0	0.00124	0.00157	0	0	7.10 - 37	0	0	0	0
<i>Eitropus crossotus</i>	MD	0	0	0.00010	0	0	0	10.50	0	0	0	0
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	MV	0.00019	0.00010	2 - 3	0	0	0	0	0	0	0	0

NOTA:

**PECES Y MACROINVERTEBRADOS MÓVILES DE
HÁBITATS ARTIFICIALES EN LA BAHÍA DE TAGANGA,
CARIBE COLOMBIANO**

Óscar Delgadillo-Garzón

MoAm Monitoreos Ambientales, Calle 127ª #53ª-68, Apto. 502, Bogotá, Colombia. oskadelgadillo@gmail.com

ABSTRACT

Fishes and mobile macroinvertebrates of artificial habitats in Taganga Bay, Colombian Caribbean. Fishes and macroinvertebrates associated to two types of artificial habitats deployed in Taganga Bay were assessed by stationary visual census to compare these assemblages. Forty-one species of fishes and nine macroinvertebrates were observed in eleven visual censuses. The distribution patterns depicted in abundance and richness between the two types of habitats used (concrete blocks vs. artificial shelters), were a possible response to dissimilarities in their location and number of visual census. A relative high fish richness and diversity were found in these artificial habitats, in comparison to other artificial structures in Colombia, probably owing to their proximity with heterogeneous natural habitats. The use of complex artificial habitats could have potential useful to conserve, restore and manage some marine resources supported in planned researches in this area.

KEY WORDS: Artificial habitats, Fishes, Macroinvertebrates, Resource management, Taganga Bay.

La bahía de Taganga y la región de Santa Marta tienen una gran variedad de comunidades marinas presentes en diferentes ecosistemas y ambientes, con evidente importancia para la economía local, las cuales han estado sometidas al impacto de actividades antrópicas, mostrando actualmente claros signos de degradación ambiental (Díaz *et al.*, 2000). En esta zona no se ha explorado el potencial de los hábitats artificiales (HAs), como herramientas útiles para el manejo y conservación de la biodiversidad. Los HAs pueden ser definidos como uno o más objetos dispuestos intencionalmente sobre el fondo marino, con el fin de influenciar procesos físicos, biológicos y socioeconómicos relacionados con los recursos marinos (Seaman y Jensen, 2000). En otras áreas del Caribe colombiano como Cartagena (Botero *et al.*, 1981), islas del Rosario (Muñoz y Obregón, 1994), golfo de Morrosquillo (Herazo y

Torres, 1998; Gámez *et al.*, 2001; Delgadillo *et al.*, 2004; Delgadillo, 2005), Santa Marta (Martínez, 2005) y La Guajira (Santodomingo *et al.*, 2005) se han realizado evaluaciones de peces e invertebrados en HAS que han documentado su eficacia como refugio para las especies. A pesar de esto, hasta el momento, en el país se han efectuado pocas investigaciones para evaluar el potencial a largo plazo de los HAS como herramientas de manejo ambiental.

Para el caso de la langosta espinosa (*Panulirus argus*), entre el 2003 y el 2004 la Fundación Sila Kangama evaluó el reclutamiento de este crustáceo utilizando HAS, con el fin de mejorar su manejo en la región de Santa Marta (Jaimes *et al.*, 2004). Dados los resultados positivos de los HAS diseñados para langostas, surge la pregunta de si los mismos son útiles para agregar peces y otros invertebrados. Por ello, este estudio describe y compara dichas asociaciones en dos tipos de hábitats en la bahía de Taganga, con fines de determinar su potencial uso en la región.

En noviembre de 2002 se instalaron 20 casitas cubanas (CC) y cinco módulos de bloques de concreto (BC), dispuestos aproximadamente en forma de cuadrícula y separados cada uno alrededor de 100 m, entre 20 y 30 m de profundidad en la bahía de Taganga (11° 16' – 11° 14' N, 74° 10' - 73° 56' W; Figura 1). Teniendo en cuenta las limitaciones de buceo y la accesibilidad a los hábitats, se escogieron tres CC y un módulo de BC a 25 m de profundidad, como muestra representativa de los hábitats instalados. En abril de 2004 se realizaron once censos visuales utilizando SCUBA, con el método de cilindro estacionario (Bohnsack y Bannerot, 1986), para estimar la composición, abundancia, frecuencia y estados de vida de peces y macroinvertebrados en cada HA. El número de censos por hábitat se distribuyó de la siguiente forma: CC1 (4), CC2 (3), CC3 (2) y BC (2), consecuente con la facilidad de encontrar los hábitats durante el muestreo, puesto que sólo uno de ellos (CC1) estaba señalizado con boya. Se calcularon los índices de diversidad y uniformidad de Shannon y Pielou, respectivamente (Clarke y Warwick, 2001), utilizando el programa Biodiversity 2.0 ®. Estos resultados se usaron para comparar las asociaciones de organismos entre CC y BC, así como con los resultados de otros hábitats artificiales evaluados en Colombia. Con el fin de determinar diferencias en la abundancia y debido a la gran cantidad de ceros encontrados en las matrices, estos valores fueron reemplazados por uno y posteriormente los datos se transformaron con logaritmo natural para hacer un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con el programa StatGraphics Plus 4.0 ® (Zar, 1996).

En los cuatro hábitats evaluados se observaron 41 especies de peces y 9 de macroinvertebrados móviles, cuya sumatoria total de abundancia fue de 289 ± 20 ind. y su promedio de 1.43 ± 0.39 . El BC mostró una sumatoria promedio de 92 ± 19 ind., mientras que las CC concentraron 63 ± 32 ind. El promedio de abundancia para cada

uno de los hábitats fue: BC = 1.84 ± 6.4 ; CC1 = 1.08 ± 2.09 ; CC2 = 1.10 ± 2.9 ; CC3 = 1.70 ± 5.6 ; por lo demás, no se encontraron diferencias significativas de abundancia entre el BC y las CC.

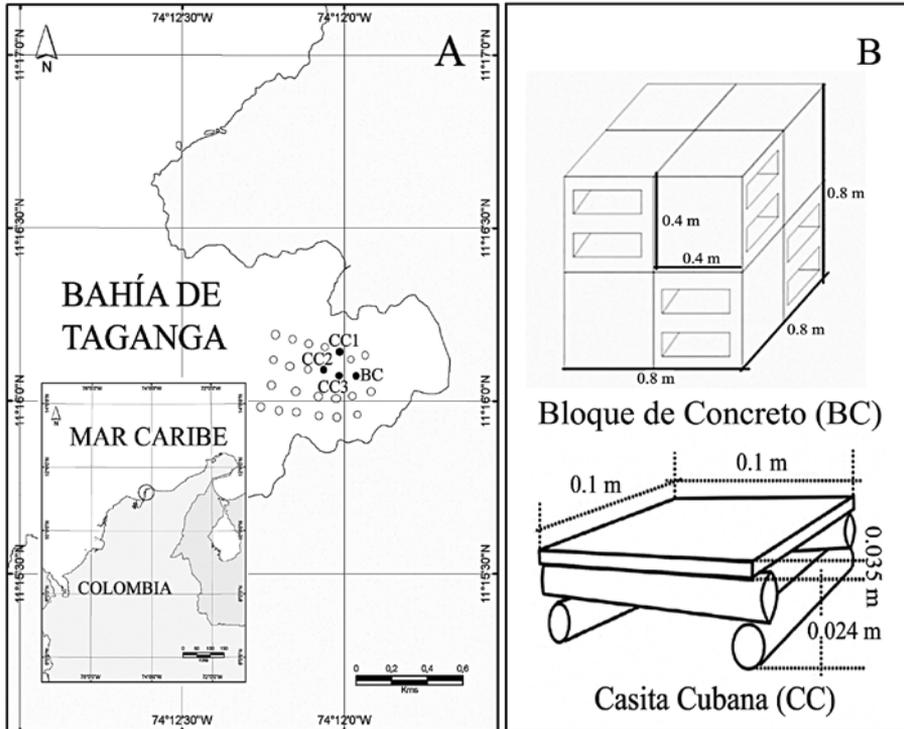


Figura 1. (A) Ubicación esquemática de los hábitats artificiales en la bahía de Taganga. Círculos negros: hábitats muestreados. Círculos blancos: hábitats sin muestrear (BC: Bloque de concreto; CC: Casita cubana). (B) Esquema del diseño de los hábitats artificiales estudiados.

Se observaron seis especies comunes en los hábitats y 27 exclusivas de cada uno (Tabla 1). Los peces de mayor abundancia en orden descendente fueron *Myripristis jacobus*, *Haemulon aurolineatum* y *Harengula* sp.; mientras que los individuos juveniles ocuparon el 76.6 % de la abundancia. La riqueza y abundancia de invertebrados fue substancialmente menor en el BC (1 y 1.5, respectivamente) comparado con las CC (9 y 12.1, respectivamente). Por su parte, los crustáceos conformaron el 67 % de la abundancia de invertebrados, entre tanto *Stenorhynchus seticornis* y *Stenopus hispidus* tuvieron los valores más altos.

Tabla 1. Abundancia promedio, riqueza, diversidad, uniformidad, estado de vida (EV: juvenil (J) y adulto (A)) y frecuencia de ocurrencia (% O) de peces y macroinvertebrados registrados en cada uno de los hábitats artificiales evaluados en la bahía de Taganga (BC: Bloque de concreto, CC: Casita cubana).

	BC	CC1	CC2	CC3	EV	%O	Total
Peces							
<i>Acanthurus bahianus</i>	0	0	0	1	J	9	1
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0.5	0.5	0.3	0	J	27	1.3
<i>Apogon affinis</i>	32.5	0	0	0	J	18	32.5
<i>Apogon maculatus</i>	0	0	0.3	0	J	9	0.3
<i>Apogon pseudomaculatus</i>	0	2.7	0.6	2.5	J	54	5.8
<i>Canthigaster rostrata</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Caranx hippos</i>	0	0.2	0	0	A	9	0.2
<i>Carangoides ruber</i>	0	0.5	0	0	J	9	0.5
<i>Chaetodon ocellatus</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Chaetodon sedentarius</i>	2.5	1.7	1	1	J	82	6.2
<i>Clepticus parrae</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Decapterus</i> sp.	0	0.2	0	0	A	9	0.2
<i>Diodon holocanthus</i>	0.5	0	0	0	A	9	0.5
<i>Equetus lanceolatus</i>	0	2	0.6	2	J	63	4.6
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0.5	0	0	J	9	0.5
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0.5	0	2.3	0	A	36	2.8
<i>Gymnothorax vicinus</i>	0	0.2	0	0	A	9	0.2
<i>Haemulon aurolineatum</i>	14	5.7	14	7	J	90	40.7
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	2	0.7	0.3	0	J	45	3.0
<i>Haemulon melanurum</i>	0	1.2	5	0	J	27	6.2
<i>Haemulon steindachneri</i>	2	0.2	2	3.5	J	45	7.7
<i>Harengula</i> sp.	0	0	0	35	A	9	35
<i>Hemiramphus</i> sp.	0	11.2	0	0	A	9	11.2
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Holacanthus ciliaris</i>	0	0	0.3	0	J	9	0.3
<i>Lutjanus buccanella</i>	0.5	1.2	0	0.5	J	54	2.2
<i>Lutjanus mahogoni</i>	2	1.5	2	3	J	72	8.5
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Myrichthys ocellatus</i>	0	0	0.3	0	A	9	0.3
<i>Myripristis jacobus</i>	30	5	13	18.5	J/A	100	66.5
<i>Paranthias furcifer</i>	0.5	0	0.3	0	J	18	0.8
<i>Pomacanthus paru</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0.5	0	0	0.5	A	18	1
<i>Ptereleotris helenae</i>	0	0	0	0.5	A	9	0.5
<i>Rypticus saponaceus</i>	0	0.2	0	0	A	9	0.2
<i>Sargocentron bullisi</i>	0	0.7	1.3	0	J	18	2.0
<i>Seriola dumerili</i>	1	0	0	0.5	A	18	1.5
<i>Stegastes leucostictus</i>	1.5	2.7	0	0	J	27	4.2
<i>Stegastes partitus</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Stephanolepis setifer</i>	0	0.2	0	0	J	9	0.2
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	0	0.7	0	0	J	18	0.7
Macroinvertebrados							
<i>Astropyga magnifera</i>	0	0	0.3	0	-	9	0.3
<i>Diadema antillarum</i>	0	0	1.3	0.5	-	56	1.8
<i>Dromia erythropus</i>	0	0.5	0	0	-	9	0.5
<i>Istichopus badionotus</i>	0	0.2	0	0.5	-	18	0.7
<i>Lysmata grabhami</i>	0	1.5	1.6	0	-	45	3.1
<i>Mithrax</i> sp.	0	0	0	0.5	-	9	0.5
<i>Panulirus argus</i>	0	0	1.3	1	-	27	2.3
<i>Stenopus hispidus</i>	1.5	6.2	0.6	3.5	-	63	11.8
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	0	4.5	8.3	4	-	72	16.8
Abundancia	93	54	57	85.5	-	-	289.5
Riqueza	16	34	22	19	-	-	-
Diversidad H'	0.74	1.22	1.01	0.86	-	-	-
Uniformidad J'	0.62	0.79	0.75	0.67	-	-	-

Los resultados estuvieron influenciados por el corto período de muestreo, pero reflejan la naturaleza de las asociaciones en los HAS en esa época del año. La riqueza de peces (41 especies) fue menor comparada con la mayoría de estructuras artificiales en Colombia, como plataformas de gas (92 especies), arrecifes artificiales de acero (62 especies), colectores flotantes (54 especies) y una avioneta (40 especies). No obstante, estos hábitats tuvieron mayor volumen, complejidad estructural, tiempo de disposición y muestreo que los HAS de Taganga, por lo cual la riqueza en los HAS puede considerarse relativamente alta (Muñoz y Obregón, 1994; Delgadillo *et al.* 2004; Martínez, 2005; Santodomingo *et al.*, 2005). Aunque los hábitats naturales adyacentes a los HAS ejercen influencia sobre las variables evaluadas e igualmente afectan la validez de las comparaciones, es de anotar que los colectores, la avioneta, el BC y las CC tuvieron un gradiente similar en cuanto a su distancia de los hábitats naturales (entre 20 y 200 m, aproximadamente), siendo mayor la de los HAS, lo cual soporta la idea de una diversidad alta en los hábitats de Taganga.

La elevada riqueza en los HAS fue el resultado de su capacidad para incrementar el espacio de asentamiento de las especies, causado por la cantidad de hábitats instalados y la cercanía a los hábitats naturales. Esto es concordante con otros HAS de volumen reducido, los cuales mantienen una riqueza, abundancia y densidad similar o superior que los HAS de gran tamaño, debido al efecto de borde y a un mayor perímetro con respecto al radio del área (Bohnsack *et al.*, 1994; Frazer y Lindberg, 1994; Delgadillo *et al.*, 2004). La anterior idea también tiene sustento en el hecho de que los HAS en Taganga tuvieron un porcentaje considerable (entre 22.7 % y 27.5 %) de los peces registrados en arrecifes naturales de la región (Reyes-Nivia *et al.*, 2004; Olaya-Restrepo *et al.*, 2008) y mayor riqueza de lo observado en pastos marinos de la bahía (33 especies; Ardila *et al.*, 1997). Igualmente, el alto porcentaje de peces juveniles en los HAS de Taganga fue similar a módulos de piedra caliza con un 67 % (Cummings, 1994) y una avioneta con el 61 % (Muñoz y Obregón, 1994), lo que demuestra la importancia de estos hábitats como sitios de reclutamiento para las especies.

El número de especies de invertebrados en Taganga fue menor en comparación con otros HAS (Delgadillo, 2005; Santodomingo *et al.*, 2005), debido probablemente a la escasa complejidad estructural, disponibilidad de refugio, reducido esfuerzo de muestreo y fuerte depredación, como lo registraron Frazer y Lindberg (1994) para estos organismos. Por su parte, la escasa abundancia de *P. argus* en comparación con el trabajo de Arango *et al.*, (2001) y Briones-Fourzán y Lozano-Álvarez (2001) en HAS, puede ser consecuencia de la alta y continua presión sobre el recurso por parte de los pescadores, lo que sumado a la evidente degradación del hábitat, posiblemente ha afectado las poblaciones de langosta espinosa (Díaz *et al.*, 2000; Jaimes *et al.*, 2004).

Los patrones de distribución en abundancia y riqueza en los dos tipos de HAs, estuvieron mediados aparentemente por el número de censos realizados en cada uno y por la distancia de los ecosistemas naturales, más que por el diseño de los mismos, ya que no se encontraron diferencias entre el BC y las CC, además de observar valores totales y promedio similares entre el BC y la CC3. Los efectos de los factores anteriormente mencionados, que en determinados casos no se pueden controlar (Portier *et al.*, 2000), se hacen evidentes en la CC1, donde el mayor número de censos y cercanía de los hábitats naturales, probablemente ocasionaron las diferencias con el BC y las otras CC, a pesar de no existir una base para comparar las asociaciones en los mismos tipos de hábitats (CC). Por otra parte, la baja riqueza de especies en el BC con respecto a las CC, en especial de los invertebrados y su abundancia, puede tener relación con la presencia de peces depredadores y competitivamente dominantes como *Apogon affinis* y *M. jacobus*, que excluyen a otras especies, como observaron Delgadillo *et al.* (2004), en arrecifes artificiales.

Finalmente, en vista del alto número de organismos observados, la presencia de especies de importancia comercial (*P. argus* y *Lutjanus bucanella*) y ecológica (*Diadema antillarum*), algunas de las cuales son vulnerables y se encuentran amenazadas, existe evidencia del potencial uso de los HAs. Es importante implementar diseños de hábitats que cumplan los requerimientos de estas especies, y realizar investigaciones enfocadas a evaluar la dinámica de las asociaciones en el tiempo, con el fin de mejorar el manejo y conservación de los recursos marinos en la región.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Fundación Sila Kangama y el Fondo para la Acción Ambiental, dentro del proyecto “Variabilidad del asentamiento post larval e implementación de refugios artificiales para el manejo de la langosta espinosa *Panulirus argus* en la región de Santa Marta”. Se agradece a Carlos A. Trujillo por su colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

- Arango, L., M. L. Manrique y J. C. Jaimes. 2001. Reclutamiento de juveniles de la langosta *Panulirus argus* con refugios artificiales en el Caribe colombiano. *Rev. Invest. Mar.*, 22 (3): 221-228.
- Ardila, N., D. von Schiller, S. Moreno, D. Alonso y G. Ospina. 1997. Peces epibentónicos asociados a *Thalassia testudinum*, en la bahía de Taganga, Magdalena, Caribe colombiano. 39. En: Santos, A. y L. Nieto (Eds.). IV Simposio Colombiano de Ictiología. Resúmenes de conferencias y exposiciones. Universidad del Magdalena, Santa Marta. 123 p.
- Bohnsack, J. y S. Bannerot. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical report NMFS, 41: 1-15.
- Bohnsack, J., D. E. Harper, D. B. McClellan y M. Hullsbeck. 1994. Effects of size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 796-823.
- Botero, J., J. Garzón y G. Gutiérrez. 1981. Establecimiento y desarrollo de la comunidad íctica en un arrecife artificial construido con llantas de desecho. *Bol. Mus. Mar.*, 10: 63-81.
- Briones-Fourzán, P. y E. Lozano-Álvarez. 2001. Effects of artificial shelters (casitas) on the abundance and biomass of juvenile spiny lobsters *Panulirus argus* in a habitat-limited tropical reef lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 221: 221-232.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. Changes in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. Segunda edición. Primer-E Ltd., Plymouth, Reino Unido. 136 p.
- Cummings, S. L. 1994. Colonization of a nearshore artificial reef at Boca Ratón (Palm Beach county), Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 1193-1215.
- Delgadillo, O. 2005. Motile macroinvertebrates assemblages in two artificial reefs of the Morrosquillo Gulf, colombian Caribbean. 22. En: Cowan Jr., J.H. (Ed.). 8th International Conference on Artificial Reefs and Artificial Habitats, 8th CARAH. Abstracts, Biloxi, EE. UU. 109 p.
- Delgadillo, O., C. García y J. Correa. 2004. Dinámica temporal de la asociación de peces en dos arrecifes artificiales del golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. *Actual. Biol.*, 26 (81): 120-131.
- Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, E. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Serie de Publicaciones Especiales 5. INVEMAR, Santa Marta. 176 p.
- Frazer, T. K. y W. J. Lindberg. 1994. Refuge spacing similarly affects reef-associated from three phyla. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3): 388-400.
- Gámez, L., H. Sáenz-Betancourt y L. Mejía. 2001. Estructura de la ictiofauna asociada a dispositivos agregadores de peces (DAP) en aguas costeras del Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. 229. En: Noveno Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, IX Colacmar. Resúmenes, San Andrés isla, Colombia. 535 p.
- Herazo, D. y A. Torres. 1998. Evaluación de la efectividad pesquera de dos arrecifes artificiales ubicados en el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. Tesis Biol Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 107 p.

- Jaimes, J., Y. Pinzón y C. Trujillo. 2004. Explorando alternativas de pesca responsable con la langosta espinosa en Santa Marta. Fundación Sila Kangama, Santa Marta. 80 p.
- Martínez, O. 2005. Evaluación del asentamiento de estadios tempranos de peces en colectores flotantes tipo GuSi en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 142 p.
- Muñoz, B. y C. Obregón. 1994. Estructura y proceso de colonización de la comunidad de peces en un arrecife artificial en Isla Naval (P.N.N.C.R.) Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 110 p.
- Olaya-Restrepo, J., M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2008. Ensamblajes de peces arrecifales del área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. Bol. Invest. Mar. Cost., 37(1): 111-127.
- Portier, K. M., G. Fabi y P. H. Darius. 2000. Study design and data analysis issues. 21-50. En: Seaman Jr., W. (Ed.). Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press, Boca Raton, EE.UU. 246 p.
- Reyes-Nivia, C., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2004. Peces asociados a formaciones coralinas de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. Bol. Invest. Mar. Cost., 33: 87-100.
- Santodomingo, N. K., A. Gracia, A. Rodríguez, C. Reyes, J. Reyes, J. C. Márquez, N. Cruz, D. P. Flórez, D. Báez, F. Cortés, G. Borrero y M. C. Díaz. 2005. Biodiversidad asociada a las plataformas de explotación de gas natural (Campo Chuchupa: La Guajira, Colombia). Informe Técnico. INVEMAR-ECOPETROL S.A., Santa Marta. 225 p.
- Seaman, Jr. W. y A. Jensen. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. 1-19. En: Seaman Jr., W. (Ed.). Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press, Boca Raton, EE.UU. 246 p.
- Zar, H. 1996. Biostatistical analysis. Tercera edición. Prentice-Hall, Upper Saddle River, EE.UU. 898 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 01/06/07

FECHADEACEPTACIÓN: 19/02/09

NOTA:

PRIMER REGISTRO DE *LIOPROPOMA CARMABI* (PERCIFORMES, SERRANIDAE) PARA EL CARIBE COLOMBIANO*

Oscar Martínez-Ramírez¹, Marcela Grijalba-Bendeck¹, Carlos Trujillo-Arcila² y Arturo Acero P.³

¹ Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina, Santa Marta, Colombia. osmaraz@gmail.com (O.M.R.); marcela.grijalba@utadeo.edu.co (M.G.B.)

² Universidad del Magdalena, Programa de Biología, Santa Marta, Colombia. carlostrujillo9@yahoo.es

³ Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. aacero@invemar.org.co

ABSTRACT

First record of *Liopropoma carmabi* (Perciformes, Serranidae) from the Colombian Caribbean. The candy bass, *Liopropoma carmabi*, is registered for the first time from the Colombian Caribbean, based in two juvenile specimens 18.8-25.0 mm standard length, caught in August 2003 using Submerged Artificial Devices located at Taganga and Gaira bays in the Santa Marta region.

KEY WORDS: *Liopropoma carmabi*, Candy bass, Serranidae, Submerged Artificial Devices, Colombian Caribbean.

Los peces serránidos del género *Liopropoma* se caracterizan por tener el rostro puntiagudo y dientes pequeños dispuestos en bandas villiformes en las mandíbulas, en los palatinos y en el vómer, donde se ubican en forma de V (Cervigón, 1991). La aleta dorsal se separa en dos porciones, las últimas espinas están embebidas o solamente emergen sus extremos. La línea lateral es completa y arqueada a nivel de la aleta pectoral. La coloración es variable, desde uniforme hasta patrones de manchas, barras o puntos, siendo clave para la diferenciación entre especies, todas de talla pequeña, rara vez sobrepasando los 65 mm de longitud estándar (LE) (Heemstra y Randall, 1993; Heemstra *et al.*, 2002; Ramírez y Cervigón, 2003).

El género se representa en el Pacífico y en el Atlántico; se conocen 24

* Contribución No. 328 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe.

especies de las cuales cinco están presentes en el mar Caribe (Lieske y Myers, 1994). Los registros de *Liopropoma* han sido escasos en colectas realizadas en aguas entre 15 y 70 m de profundidad (Randall y Taylor, 1988), pero algunas especies han sido capturadas cerca de los 300 m, confirmando que también habitan en aguas más profundas. Su relativa ausencia en los censos visuales se atribuye a que están por debajo de la profundidad a la cual se efectúan estos estudios y porque viven en huecos y grietas, dificultando su registro (Froese y Pauly, 2003). En el Caribe colombiano se tienen listas de los peces arrecifales de la región de Santa Marta, de las Islas del Rosario y de San Bernardo (Acero y Garzón, 1986, 1987), colectados mediante variadas técnicas, entre ellas el uso de ictiocidas (rotenona), registrando a *Liopropoma mowbrayi* y *L. rubre*, no obstante estas especies no se han registrado en los estudios que han empleado los censos visuales (Torres, 1993; Mejía y Garzón-Ferreira, 2000; Grijalba-Bendeck *et al.*, 2004).

En agosto de 2003 en Taganga (11° 16' 3.2" N y 74° 11' 52.5" W) e isla Pelicano (11° 12' 36.5" N y 74° 14' 24.3" W), localidades próximas a Santa Marta, se colectaron dos ejemplares de *Liopropoma carmabi* mediante Dispositivos Artificiales Sumergidos (DAS) situados entre los 10 y 11 m de profundidad (Martínez, 2005). Para la extracción de los DAS se empleó equipo autónomo de buceo y nasas tipo bolsa de poro de malla de 0.5 cm, los individuos fueron envueltos en gasas y fundas plásticas con formol al 10 %, lavados y sometidos a diversas concentraciones de etanol (35, 50 y 70 %) para su preservación (Richards y Berry, 1973). Los peces se identificaron siguiendo a Randall (1968) y Heemstra *et al.* (2002) y se encuentran en la colección del Museo de Historia Natural Marina de Colombia-INVEMAR (Santa Marta).

***Liopropoma carmabi* (Randall, 1963)**

Chorististium carmabi: Böhlke y Chaplin 1993:262.

Material examinado: Dos ejemplares de 18.8 y 25 mm de longitud estándar (LE) respectivamente (INV PEC 6742 e INV PEC 6753), colectados en cercanías de Santa Marta, Colombia.

Nombres vernáculos: Cabrilla listada (español), candy basslet o candy bass (inglés).

Diagnosis: cuerpo de color amarillo con cinco franjas longitudinales pardo-oscuros. Dos puntos oscuros sobre los lóbulos caudales, separados entre sí por un estrecho borde terminal de color azul. La aleta dorsal con una mancha negra que, a diferencia de *L. rubre*, está ausente en la aleta anal (Heemstra *et al.*, 2002; Human y Deloach, 2002).

Coloración: su coloración va de amarillo brillante a naranja, con bandas delgadas naranja a azul lavanda bordeadas de una tonalidad naranja rojiza o rojiza. La dorsal espinosa es amarilla y el borde terminal de la primera espina y algunas posteriores morado o azulado. La dorsal blanda, anal, caudal y pélvicas, amarillas. Las manchas de la dorsal blanda y la caudal son negras. Las pectorales pueden ser translúcidas o levemente rosadas. El iris es amarillo a naranja con los bordes superior e inferior azul (Böhlke y Chaplin, 1993).

Hábitat: los ejemplares se colectaron en la bahía de Taganga a 70 m de la línea de costa, donde el sustrato es arenoso y con corales pequeños aislados. En isla Pelicano el sustrato es similar, con la presencia de rocas, corales y octocorales. Los individuos se categorizaron durante el estudio por su relación con los DAS como “residentes crípticos”; es decir, que no se observaron en los censos visuales, ni en las maniobras de extracción durante su captura, indicando que viven permanentemente asociados a los dispositivos y específicamente en estrecha relación con el sustrato natural que allí se desarrolla. Ramírez y Cervigón (2003) enuncian que generalmente *L. carmabi* se encuentra oculto en las grietas y huecos de los arrecifes hasta los 70 m de profundidad.

Merística y morfometría: Aleta dorsal: VI-I-I,12; Aleta anal: III,8; Aleta pectoral: 13; Longitud total: 23.6–31.4 mm; LE: 18.8 –25 mm. Porcentajes expresados con base en la LE: Longitud cabeza: 38.5–40.8 %; Longitud rostro: 10.7-12.0 %; Altura cuerpo: 28.3-28.8 %; Diámetro ojo: 9.6-10.0 %.

Distribución: en el Atlántico occidental se ha registrado en los cayos de la Florida y desde Bahamas, Puerto Rico, México, Venezuela, Curaçao, Bonaire y Yucatán, alrededor del mar Caribe y ahora en el Caribe colombiano.

Historia de vida temprana: Se menciona que tiene huevos y larvas pelágicos. El pedúnculo caudal se asemeja a las larvas de Scaridae y Labridae. El carácter más distintivo es la elongación como tentáculo de la segunda y tercera espina dorsal (Richards, 2006).

AGRADECIMIENTOS

Los autores manifiestan su agradecimiento a la Fundación Sila Kangama por el apoyo logístico para la realización del 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” en cuyo componente “Evaluación del asentamiento de peces arrecifales en DAS tipo GuSi en la región de Santa Marta” se efectuaron estas colectas. A



Ecofondo por la financiación y a la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta, por el apoyo durante la fase de laboratorio. Contribución 019 del Grupo de Investigación en Peces del Caribe GIPECA del Programa de Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta.

BIBLIOGRAFÍA

- Acero P., A. y J. Garzón. 1986. Peces de las Islas del Rosario y de San Bernardo (Colombia) II. Tres nuevos registros para el Caribe sur y 16 más para la costa norte continental colombiana. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 15: 3-29.
- Acero P., A. y J. Garzón. 1987. Peces arrecifales de la región de Santa Marta (Caribe colombiano). I. Lista de especies y comentarios generales. *Acta Biol. Col.*, 1 (3): 83-105.
- Böhlke, J. J. E. y C. G. Chaplin. 1993. *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters*. Segunda edición. University of Texas Press, Austin, EE. UU. 771 p.
- Cervigón, F. 1991. *Los peces marinos de Venezuela*. Vol. 1. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas. 425 p.
- Froese, R. y D. Pauly. (Eds.). 2003. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, Versión 16 Junio 2006. 22/09/2006.
- Grijalba-Bendeck, M., C. Castañeda-Moya y A. Acero P. 2004. Estructura de un ensamblaje íctico asociado a fondos duros en el Caribe colombiano empleando la técnica del censo visual estacionario (CVE). *Actual. Biol.*, 26 (81): 197-211.
- Heemstra, P. C. y J. E. Randall. 1993. *FAO Species Catalogue. Groupers of the world. An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species*. *FAO Fish Synop.*, 16 (125): 382 p.
- Heemstra, P. C., W. D. Anderson y P. S. Lobel. 2002. *Serranidae groupers (seabasses, creolefish, coney, hinds, hamlets, anthiines, and sopfish)*. 601-1374. En: *Carpenter, K. E. (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Vol. 2*, Roma. 1374 p.
- Human, P. y N. Deloach. 2002. *Reef fish identification, Florida, Caribbean, Bahamas*. New World Publications Inc., Jacksonville, EE. UU. 481 p.
- Lieske, E. y R. Myers. 1994. *Collins pocket guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea*. Haper Collins. Londres. 400 p.
- Martínez, O. 2005. *Evaluación del asentamiento de peces en colectores flotantes tipo GuSi, en la región de Santa Marta, Caribe colombiano*. Tesis Biol. Mar. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 142 p.
- Mejía, L.S. y J. Garzón-Ferreira. 2000. Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe sur occidental). *Rev. Biol. Trop.*, 48 (4): 883-896.
- Ramírez, H y F. Cervigón. 2003. *Peces del archipiélago Los Roques*. Agencia Española Cooperación Internacional. Caracas. 303 p.
- Randall, J.E. 1968. *Caribbean reef fishes*. T. F. H. Pub., Jersey City, EE. UU. 318 p.

- Randall, J.E. y L. Taylor. 1988. Review of the Indo-Pacific fishes of the serranid genus *Liopropoma*, with descriptions of seven new species. *Indo-Pacific Fishes*, 16: 1-47.
- Richards, W. 2006. Early stages of Atlantic Fishes: an identification guide for the Western Central North Atlantic. Vol. 1. Taylor & Francis Group, CRC Press, Boca Ratón, EE. UU. 26400 p.
- Richards W. y F. Berry. 1973. Preserving and preparing larval fishes for study. *Mid. Atl. Coastal Fish. Center Tech. Publ.* 1: 12-19.
- Torres, D. 1993. Abundancia y diversidad de 26 familias de peces arrecifales del costado oeste del Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 118 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 30/05/08

FECHA DE ACEPTACIÓN: 16/03/09



NOTA:

MITSUKURINA OWSTONI JORDAN (CHONDRICHTHYES: MITSUKURINIDAE) PRIMER REGISTRO PARA EL CARIBE COLOMBIANO

Marcela Grijalba-Bendeck y Kelly Acevedo

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología Marina, Sede Santa Marta, Colombia. marcela.grijalba@utadeo.edu.co (M.G.B.), kelly.acevedo@utadeo.edu.co (K. A.)

ABSTRACT

***Mitsukurina owstoni* Jordan (Chondrichthyes: Mitsukurinidae) first record for the Colombian Caribbean.** This paper collects bibliographic information about the Goblin shark, *Mitsukurina owstoni* (Chondrichthyes: Mitsukurinidae), an uncommon shark from deeper waters. One specimen of this species was captured near Nenguange bay and it is recorded for first time in the Colombian Caribbean.

KEY WORDS: Mitsukurinidae, *Mitsukurina owstoni*, Goblin shark, Caribbean, Colombia.

La pesca artesanal es una herramienta valiosa que ocasionalmente brinda aportes fundamentales al conocimiento en cuanto a biodiversidad de las especies existentes para un lugar, con el hallazgo de ejemplares no registrados a nivel científico, los nuevos aportes son un llamado a la necesidad de monitorear la pesca artesanal de forma constante, con especial atención a los recursos que no representan valor comercial y pueden dar información de lugares no muestreados por otras fuentes. Siendo un ejemplo de ello el tiburón duende, que es una especie oceánica de aguas profundas, con escasas y dispersas capturas a nivel mundial, esta especie de la cual se sabe muy poco de su biología, no había sido registrada antes para el Caribe colombiano, siendo un ejemplar raro incluso para los pescadores artesanales de la zona. Por lo anterior, el objetivo de esta nota es registrar la presencia de *M. owstoni* para la costa del Magdalena, colectado accidentalmente por pescadores artesanales en el sector de Nenguange y presentar una recopilación bibliográfica de la información general que se conoce sobre la especie, además del registro fotográfico correspondiente.

El ejemplar fue capturado por William Pereira, pescador artesanal de la bahía de Nenguange el 6 de diciembre de 2007, quien en su actividad diaria con pesca de palangre en el sector de El Pozo, colectó el ejemplar que fue observado flotando en el lugar, desde allí lo trasladaron a Playa Cristales, en la bahía de Nenguange (74°05'W-11°21'N) (Figura 1). Según los pescadores el ejemplar alcanzó 3 m de longitud total y su peso se calculó en 150 kg; no obstante, la literatura hace referencia a que la especie puede llegar a medir hasta 384 cm, se han capturado machos maduros de 264, 320 y 384 cm, hembras de 335 cm pero se desconoce la talla de nacimiento (Compagno, 2001).

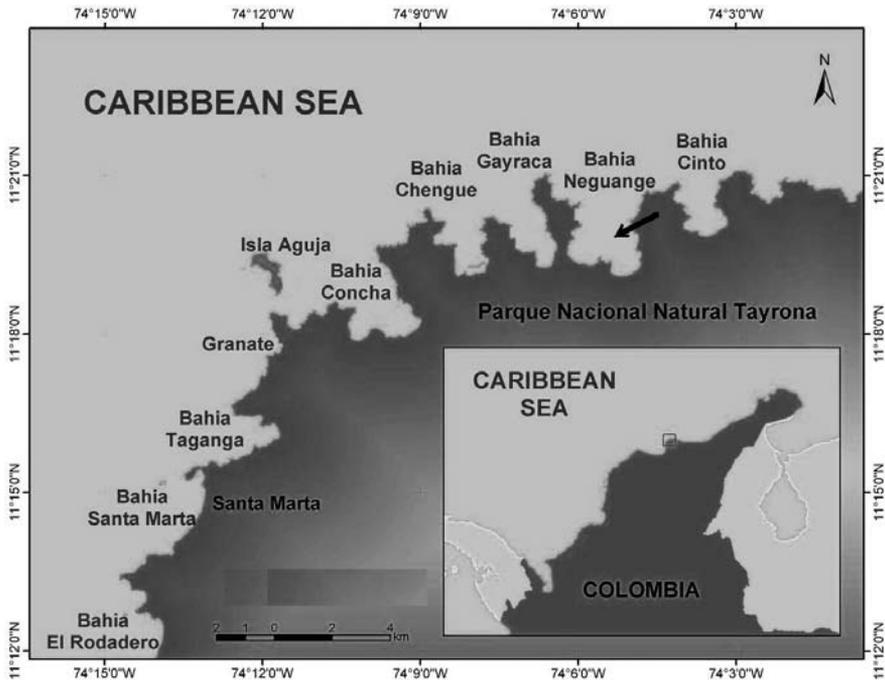


Figura 1. Sitio de captura de *Mitsukurina owstoni* (Modificado SIG INVEMAR 2008).

A partir de las fotografías (Figura 2) suministradas por los pescadores y siguiendo los criterios de Compagno (2001) y Nelson (2006), se identificó el tiburón duende (orden Lamniformes, Familia Mistukurinidae) considerando la presencia de un rostro notablemente elongado, ojos pequeños y hendiduras branquiales cortas. La boca es grande y ventral, provista de dientes largos, ubicados en tres hileras en ambas mandíbulas, siendo los anteriores y laterales muy angostos. Aleta anal mucho más larga que la dorsal, caudal sin lóbulo ventral, aberturas branquiales por delante



Figura 2. *Mitsukurina owstoni*, capturado en el sector de Nenguange (Magdalena) por el pescador artesanal William Pereira (Fotografías Gerardo Trujillo).

de la base de las aletas pectorales. Cuerpo comprimido y moderadamente alargado, con una coloración entre rosa claro y gris (Figura 2).

Diagnosis: cabeza tan larga como el tronco o ligeramente más corta, ojos pequeños y desprovistos de membranas nictitantes, que representan una longitud de 1.0 a 2.4 % de la longitud precaudal (LP), aberturas branquiales cortas, la primera con una longitud de 4.6 a 5.9 % LP.

Boca ventral en la cabeza, mandíbulas fuertemente protusibles hacia el frente en dirección de rostro no lateralmente (Compagno, 2002). Presentan de 35 a 53 filas de dientes derechos y 31 a 62 izquierdos, los cuales están distribuidos en tres hileras a cada lado de la mandíbula inferior y superior, en la mandíbula superior los más grandes están separados de los pequeños laterales por una concavidad, finalmente se reconoce un par de dientes symphysiales. Aletas pectorales anchas y mucho más cortas que la cabeza de un adulto, aleta pélvica tan larga como la primera dorsal, ambas dorsales de igual tamaño, pequeñas, bajas, redondeadas y de forma semiangular y más pequeñas que la aleta anal que es más grande y redondeada. Caudal con el lóbulo dorsal desarrollado que mide casi la mitad de la longitud precaudal y el ventral poco desarrollado. Centros vertebrales fuertemente calcificados con conos dobles bien desarrollados, no presentan anillos, 122 a 125 en total. Aunque relacionado con fósiles del género *Scapanorhynchus*, difieren

del tiburón duende en que estos últimos presentan aleta caudal con lóbulo ventral (Compagno, 2002; Nelson, 2006).

Sinonimias: *Scapanorhynchus owstonii* Jordan, 1898, *Scapanorhynchus mitsukurii*, *Odontaspis nasutus* Braganza, 1904, *Scapanorhynchus jordani* Hussakof, 1909 y *Scapanorhynchus dofleini* Engelhardt, 1912. Esta especie también es conocida vulgarmente como Goblin shark (inglés) y Requin lutin (francés) (Compagno, 2001).

Distribución y pesquería: A nivel mundial la especie fue colectada por primera vez en las aguas de Yokohama, Japón (Jordan, 1898); para América el primer registró ocurrió en 1998 con redes de arrastre en el Pacífico al sur de California (Ugoretz y Siegel, 1999) y en caso del Atlántico occidental la especie sólo ha sido citada para la Guyana Francesa (Last y Stevens, 1994; Compagno, 2002). Debido a sus capturas escasas y dispersas a nivel mundial, es poco lo que se conoce de la biología de la especie, sin embargo se cree que habita en aguas profundas, en la plataforma continental y hacia el talud hasta 1300 m. No es común en aguas costeras ni cerca a la superficie, las capturas más someras que se han realizado han sido entre 95 y 137 m de profundidad, por lo que se ha catalogado como oceánico (Compagno, 2001). El tiburón duende es capturado como pesca acompañante de las redes de arrastres de profundidad y ocasionalmente con palangre y redes de fondo y es utilizado para consumo como seco salado; aunque se han realizado ensayos para mantenerlos en acuarios de exhibición en la Universidad de Tokai en el Japón, la sobrevivencia no supera una semana (Compagno, 2001).

Bioecología: Ovovivíparo como otras especies pertenecientes al orden Lamniformes, en cuanto a sus hábitos tróficos, el análisis de 148 ejemplares capturados en el Cañón Submarino de Tokio (Japón), reveló que dentro de sus presas se encuentran calamares, pulpos, decápodos (*Pasiphaea sinensis* y *Sergia* sp.), isópodos (Cymothoidae) y teleósteos (Macrouridae y Stomiidae), siendo estos últimos los de mayor importancia (Kazunari *et al.*, 2007). En la actualidad la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza IUCN categoriza esta especie como Least Concern (LC) o de menor preocupación ya que no se cuenta con información suficiente para catalogarla como vulnerable o en estado crítico, de hecho se considera rara. Los escasos desembarcos de adultos sugieren que la población madura no está al alcance de las pesquerías, por lo cual es necesario estudiar su biología, ecología, características poblacionales, así como su abundancia en número y distribución biogeográfica (Duffy *et al.*, 2004).

AGRADECIMIENTOS

Las autoras expresan sus agradecimientos a la comunidad del sector de Nenguange, especialmente al pescador artesanal William Pereira y al fotógrafo Gerardo Trujillo. A la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano Sede Santa Marta y al personal del Acuario Mundo Marino, El Rodadero-Santa Marta. Contribución 013 del Grupo de Investigación en Peces del Caribe GIPECA del Programa de Biología Marina.

BIBLIOGRAFÍA

- Compagno, L. J. V. 2001. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species know to date. Bullhead, Mackerel and Carpet Sharks (Hexanchiformes to Lamniformes). Part 2. Princeton University Press. FAO. Roma, 2 (1): 1-269.
- Compagno, L. J. V. 2002. Sharks. 507-589. En: Carpenter, K. y P. Oliver (Eds.). Species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic, FAO, Roma. 21272 p.
- Duffy, C. A. J., D. A. Ebert y C. Stenberg. 2004. *Mitsukurina owstoni*. En: IUCN 2008. 2008 IUCN Red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>. 21/04/2009.
- Jordan, D. 1898. Description of a species of fish (*Mitsukurina owstoni*) from Japan, the type of a distinct family of lamnoid sharks. Proc. Cal. Acad. Sci., 1 (6): 199-204.
- Kazunari, Y., M. Miya, A. Masahiro y T. Noichi. 2007. Some aspects of the biology of the goblin shark, *Mitsukurina owstoni*, collected from the Tokyo Submarine Canyon and adjacent waters. Ichthyol. Res., 54 (4): 388-398.
- Last, P. y J. Stevens. 1994. Sharks and rays of Australia. CSIRO, Melbourne, Australia. 513 p.
- Nelson, J. 2006. Fishes of the world. Cuarta edición. John Wiley, Nueva York. 601 p.
- Ugoretz, J. y J. Siegel. 1999. First eastern Pacific record of the goblin shark, *Mitsukurina owstoni* (Lamniformes: Mitsukurinidae). Cal. Fish Game, 85 (3): 118-120.

FECHA DE RECEPCIÓN: 23/10/09

FECHA DE ACEPTACIÓN: 22/04/09



FE DE ERRATAS

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

VOL. 37 No. 2 (2008)

- En el artículo “Características oceanográficas de la surgencia frente a la ensenada de Gaira, Departamento de Magdalena, época seca menor de 2006” (págs. 131-162), se menciona el término “el método eurliano”, el cual es incorrecto siendo el término correcto “el método euleriano”.

En este mismo artículo en la figura 2, de la página 138, la gráfica de velocidad del viento presenta valores inconsistentes en el eje x, que corresponde a fechas de medición de velocidad del viento en la Estación Davis-Wizard III durante el periodo de estudio. Adicionalmente, en dicha gráfica no aparecen las flechas que indican las fechas de muestreo como se cita en la respectiva leyenda. La figura 2 correcta es la siguiente:

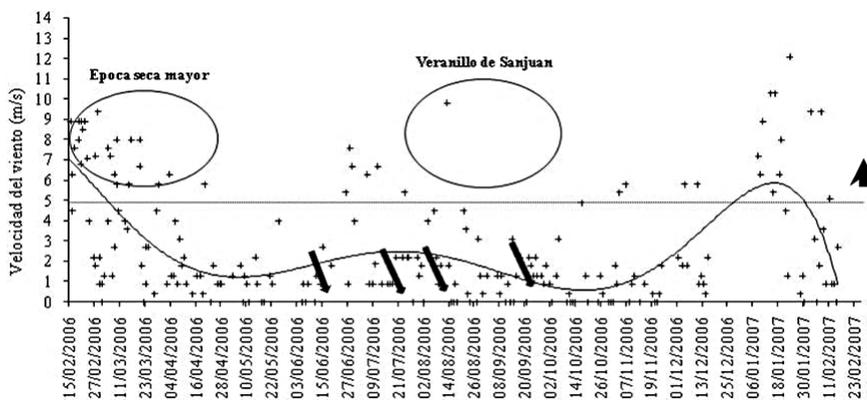


Figura 2. Velocidad del viento a 10 msnm en la ensenada de Gaira, Caribe colombiano, entre las 08:00 y 10:00 horas, entre febrero de 2006 y febrero de 2007. Las líneas concéntricas destacan los valores máximos de la velocidad obtenidos durante la época seca mayor y el Veranillo de Sanjuán. Las flechas señalan las fechas de muestreo (Modificada de Franco-Herrera, 2007).

- La nota “Presencia de *Penaeus monodon* Fabricius (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) en aguas de La Guajira colombiana” (págs. 221-225) se consideró como el primer registro de la especie para el Caribe colombiano, pero ya había sido citada con anterioridad por Álvarez-León y Gutiérrez-Bonilla (2007) en el Golfo de Morrosquillo.

Álvarez-León, R., y F. de P. Gutiérrez-Bonilla. 2007. Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 31 (121): 558-574.

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: Una copia impresa o anexando el archivo en formato digital, como archivo adjunto al correo electrónico: boletin@invemar.org.co 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 negrilla 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>

A. Merchán-Cepeda, N. H. Campos, A. Franco y A. Bermúdez

Distribución y datos biológicos de los cangrejos ermitaños (Decapoda: Anomura) del mar Caribe colombiano colectados por la expedición Invemar-Macrofauna II

[Distribution and biological data on the hermit crabs (Decapoda: Anomura) of the Colombian Caribbean collected by the Expedition INVEMAR-Macrofauna II]121

A. Gracia C. and N. E. Ardila

Striocadulus magdalenensis, a new deep-sea scaphopod (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae) from the colombian Caribbean

[*Striocadulus magdalenensis* una nueva especie de escafópodo (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae) de aguas profundas del Caribe colombiano]143

J. Blanco R. y E. Pérez

La variación anual de los ángulos solares en la latitud de Santa Marta y su importancia local

[Sun angles annual variation at Santa Marta latitude and its local significance] 151

J. I. Sánchez-Botero, D. Sequeira Garcez, E. Pellegrini Caramaschi and A. M. Saad

Indicators of influence of salinity in the resistance and resilience of fish community in a tropical coastlagoon (Southeastern Brazil)

[Indicadores de la influencia de salinidad en la resistencia y resiliencia de la ictiofauna en laguna costera tropical (sudeste de Brasil)]171

NOTAS - NOTES

O. Delgadillo-Garzón

Peces y macroinvertebrados móviles de hábitats artificiales en la bahía de Taganga, Caribe colombiano

[Fishes and mobile macroinvertebrates of artificial habitats in Taganga Bay, Colombian Caribbean]197

O. Martínez-Ramírez, M. Grijalba-Bendeck, C. Trujillo-Arcila y A. Acero P.

Primer registro de *Liopropoma carnabi* (Perciformes, Serranidae) para el Caribe colombiano

[First record of *Liopropoma carnabi* (Perciformes, Serranidae) from the Colombian Caribbean]205

M. Grijalba-Bendeck y K. Acevedo

Mitsukurina owstoni Jordan (Chondrichthyes: Mitsukurinidae) primer registro para el Caribe colombiano

[*Mitsukurina owstoni* Jordan (Chondrichthyes: Mitsukurinidae) first record for the Colombian Caribbean]211

CONTENIDO - CONTENTS

A. Gómez Gaspar e I. Hernández Ávila

Diversidad íctica en playas de isla Cubagua, Venezuela

[Fish diversity in Cubagua island beaches]7

J. Mora-Cristancho, S. Zea y D. L. Gil-Agudelo

Actividad antagonónica entre bacterias epibióticas aisladas de esponjas marinas del Caribe colombiano y su relación con la macroepibiosis

[Antagonistic activity between epibiotic bacteria isolated from marine sponges of the Colombian Caribbean and its relationship with the macrofouling]25

T. Sosa-Rodríguez, J. Sánchez-Nieves, L. M. Melgarejo

Papel funcional de los hongos en ecosistemas de manglar

[Functional roll of fungi in mangrove ecosystems]39

O. Sierra-Rozo, J. E. Mancera Pineda y A. Santos-Martínez

Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en san Andrés isla, Caribe colombiano

[Velocity of litter decomposition in different mangrove substrates during the rainy season in San Andrés Island, Colombian Caribbean]59

M. del P. Martínez-Barragán, A. Franco-Herrera, J. Medina-Calderón y A. Santos-Martínez

La comunidad de copépodos en las islas de Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano) durante el período lluvioso (octubre) 2005

[The copepod community at Providence and Santa Catalina islands (Colombian Caribbean) during a rainy season (October) 2005]85

J. J. Selvaraj, M. Rajasekharan y Á. I. Guzmán-Alvis

Aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos al manejo de pesquerías marinas y desafíos para su desarrollo en Colombia

[Applications of Geographic Information System and Remote Sensing in marine fisheries management and challenges for its development in Colombia]105