

Año 2005 - Volumen 34



invemar

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 de su género en Colombia en 1997, y clasificada dentro de Publindex (COLCIENCIAS) como Revista indexada en categoría A2 en el 2005, 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 y publicada en un volumen anual desde 1967 por el INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS “JOSE BENITO VIVES DE ANDRÉIS” (INVEMAR), hasta el volumen 8 llevó el nombre de “Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” y entre los vols. 9 y 24 se denominó “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. La revista se distribuye en cerca de 40 países de los cinco continentes, preferiblemente por el sistema de canje. Las instrucciones para la preparación y envío de manuscritos se hallan en la cara interna de la contraportada y en el portal de internet [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin).

---

<b>Director INVEMAR:</b>	Francisco Arias I.
<b>Director de la revista:</b>	Jesus A. Garay <i>M.Sc.</i>
<b>Comité Editorial:</b>	Arturo Acero <i>Ph.D.</i> , Universidad Nacional de Colombia-CECIMAR, Colombia Guillermo Díaz-Pulido <i>Ph.D.</i> , Universidad del Magdalena-INTROPIC, Colombia Juan Manuel Díaz <i>Dr.rer.nat.</i> , Instituto Alexander von Humboldt, Colombia Jaime Garzón-Ferreira <i>M.Sc.</i> , INVEMAR, Colombia Mario Rueda <i>Ph.D.</i> , INVEMAR, Colombia Juan Armando Sánchez <i>Ph.D.</i> , Universidad de los Andes, Colombia Oscar David Solano <i>M.Sc.</i> , INVEMAR, Colombia
<b>Editor Responsable, Vol. 34:</b>	Oscar David Solano <i>M.Sc.</i>
<b>Asistente del Comité Editorial:</b>	Isabel Cristina Chacón Gómez
<b>Evaluadores, Vol. 34:</b>	
Arturo Acero, <i>Ph.D.</i>	Universidad Nacional de Colombia-CECIMAR, Colombia
Elvira Alvarado, <i>Ph.D. (cand)</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Carlos Alberto Andrade Amaya, <i>Ph.D</i>	Facultad de Oceanografía. Escuela Naval ‘Almirante Padilla’ Consejo Científico CIOH; Colombia
Pedro Alcolado, <i>Ph.D.</i>	Instituto de Oceanología, Cuba
Rosa Mary de Ayala, <i>Ph. D. (cand)</i>	Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España
Rubén Darío Bedoya, <i>M.Sc.</i>	Facultad de Ciencias exactas -Geología- UCALDAS. Colombia
Jacobo Blanco, <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Amado Cano, <i>Ph.D.</i>	Laboratorio de Investigaciones Marinas de Achotines, Panamá
José Luis Carballo, <i>Ph.D.</i>	Universidad Nacional autónoma de México
Claudia Castellanos <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Iván Darío Correa, <i>Ph.D.</i>	Universidad EAFIT, Colombia
Jorge Cortés. <i>Ph.D.</i>	Universidad de Costa Rica
Guillermo Díaz-Pulido <i>Ph.D.</i>	Universidad del Magdalena-INTROPIC, Colombia
Pedro Eslava	Universidad del Magdalena, Colombia

Rebeca Franke Ante, <i>M.Sc.</i>	Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, Colombia
Jesús Garay Tinoco, <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Jaime Garzón-Ferreira, <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Alfredo Gómez Gaspar, <i>M.Sc.</i>	Museo Marino de Margarita & Universidad de Oriente, Venezuela
Edwin Hernández Delgado, <i>Ph.D.</i>	Universidad de Puerto Rico
Rafael Lemaitre, <i>Ph.D.</i>	National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Estados Unidos
Bienvenido Marín, <i>Dr.rer.nat.</i>	INVEMAR, Colombia
Luz Stella Mejía, <i>M.Sc.</i>	Independiente, Colombia
Luis Germán Naranjo, <i>Ph.D.</i>	WWF, Colombia.
Federico Newmark Umbreit, <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Mónica Puyana, <i>Ph.D.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Martha Helena Rocha de Campos, <i>M.Sc.</i>	Universidad Nacional de Colombia
Alberto Rodríguez	INVEMAR, Colombia
Adolfo San Juan, <i>M.Sc.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Oscar David Solano, <i>M.Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Elsa Vázquez, <i>Ph.D.</i>	Universidad de Vigo, España
Ernesto Francisco Weil Machado, <i>Ph.D.</i>	Dept. of Marine Sciences, University of Puerto Rico
Bernd Werdning, <i>Dr.rer.nat.</i>	Universidad Justus Leibig, Alemania
Sven Zea, <i>Ph.D.</i>	Universidad Nacional de Colombia-CECIMAR, Colombia

**Foto portada:** Oscar David Solano

**Canje:** Centro de Documentación, INVEMAR; Colombia (E-mail: [biblite@invemar.org.co](mailto:bibliote@invemar.org.co))

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

**Página web:** [www.invemar.org.co](http://www.invemar.org.co)

**Boletín en línea:** [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin)

**Diseño y diagramación:** John Aref Khatib P.

**Impresión:** Grey Ltda. Bogotá D.C.-Colombia



# **BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS**

(Bulletin of Marine and Coastal Research)

Registrado en ASFA, Biological Abstracts, BIOSIS,  
Geobase, Periodica, Zoological Record, Latindex y Publindex

## **34**



**ivamar**

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

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

Santa Marta, Colombia, 2005

## ASPECTOS HISTÓRICOS

El Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras (Bulletin of Marine and Coastal Research) se viene publicando desde 1967, inicialmente bajo el nombre de “*Mitteilungen aus dem Instituto Colombo Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín*”, como órgano de divulgación científica del INVEMAR. Con los años ha venido ampliando sus horizontes tanto por lectores, como por autores, extendiendo su alcance gradualmente a investigadores de varios países que hoy someten sus manuscritos al boletín. De esta manera ha tomado también su identidad de revista científica, independiente de una institución, dejando de ser una publicación interna del Instituto y, a cambio, brindando oportunidad y foro científico a la comunidad de investigadores marinos, especialmente del neotrópico, llegando lejos con valiosa información científica y siempre llevando en alto el concepto de calidad científica que ha caracterizado la imagen del INVEMAR.

En sus comienzos, se presentaba con una portada en la que aparecía Punta Betín, lugar donde se sitúa el INVEMAR, donde todo comenzaba, el espacio físico donde nacía la información allí publicada. Ahora queremos recordar esos inicios, no por ser donde todo comienza hoy en día, pero sí por ser donde todo comenzó en ese entonces. Volviendo a la portada donde el Instituto hace presencia y se haga evidente que, aunque la revista tiene ahora una proyección diferente siempre recordará sus orígenes base de su solidez así como sus perspectivas a nivel internacional.



## CONTENIDO - CONTENTS

### **F. A. Estela y M. López-Victoria**

Aves de la parte baja del Río Sinú, Caribe colombiano; inventario y ampliaciones de distribución  
[Birds of the lower part of the Sinú river, Colombian Caribbean; inventory and distribution  
extensions] . . . . . 7

### **A. Chávez-Fonnegra, M. López-Victoria, F. Parra-Velandia y S. Zea**

Ecología química de las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* y *C. tenuis*  
[Chemical ecology of the excavating sponges *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* and *C. tenuis*]. . . . . 43

### **J. Botero-Arango y F. Castaño-Rivera**

Inducción de la madurez gonadal del Pargo Palmero *Lutjanus analis* (Pisces: Lutjanidae)  
mediante la aplicación de un fototermoperiodo artificial de acondicionamiento  
[Induction of gonadal maturity in the mutton snapper *Lutjanus analis* (Pisces: Lutjanidae)  
by the application of an artificial photothermal conditioning cycle] . . . . . 69

### **A. Bermúdez-Tobon, N. Cruz-Castaño, G. R. Navas-Suárez, N. H. Campos**

Nuevos registros de cangrejos del género *Palicus* (Philippi, 1838) (Crustacea: Decapoda:  
Brachyura: Palicidae) para el mar Caribe colombiano  
[New records of the crabs of the genus *Palicus* (Philippi, 1838) (Crustacea: Decapoda:  
Brachyura: Palicidae) from the Caribbean coast of Colombia] . . . . . 81

### **N. G. Rangel-Buitrago y B. O. Posada-Posada**

Geomorfología y procesos erosivos en la costa Norte del Departamento de Córdoba, Caribe  
colombiano (Sector Paso Nuevo–Cristo Rey)  
[Geomorphology and erosive processes in the north coast of Cordoba department, Colombian  
Caribbean (Sector Paso Nuevo-Cristo Rey)] . . . . . 101

### **J. M. Betancourt, G. Ramírez-Triana**

Estudio de los procesos relacionados con la presencia de plaguicidas organoclorados en la  
Ciénaga Grande de Santa Marta  
[Study of the processes related to the presence of organochlorides pesticides in the Ciénaga  
Grande de Santa Marta]. . . . . 121

### **A. García-Cagide, A. Hernández-Zanuy y A. Cárdenas**

Fecundidad y primeras fases del desarrollo larval de la ascidia *Ecteinascidia turbinata*  
(Ascidiacea: Perophoridae) en Cuba  
[Fecundity and early larval development of the ascidian *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea:  
Perophoridae) in Cuba] . . . . . 141

**S. Martínez y A. Acosta**

Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta- Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano)

[Temporal change in the coral community structure in the Santa Marta area-Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean)] . . . . . 161

**J. G. Ramírez, A. Franco-Herrera, D. Rincón y L. Castro**

Tasa de producción de fecas y coprofagia en *Eucalanus subtenuis* (Copepoda: Calanoidea), bajo condiciones controladas de laboratorio

[Faeces production rate and coprophagy in *Eucalanus subtenuis* (Copepoda: Calanoidea), under laboratory controlled conditions] . . . . . 193

**A. M. Vidal, C. M. Villamil y A. Acosta**

Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano

[Composition and density of juvenile corals at two deep reefs in San Andrés Island, Colombian Caribbean] . . . . . 211

**J. C. Márquez y J. M. Díaz**

Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas

[Coral and macroalgae interactions: dependence between involved species] . . . . . 227

**F. Castaño-Rivera y J. Botero-Arango**

Monitoreo de los niveles de Testosterona y Estradiol en el plasma sanguíneo de hembras de Pargo Palmero *Lutjanus analis* mantenidas bajo dos termoperiodos de acondicionamiento diferentes

[Monitoring of testosterone and oestradiol levels in blood plasma of mutton snapper *Lutjanus analis* females maintained under two different thermoperiod conditioning cycles] . . . . . 243

**NOTAS - NOTES**

**L. Ceballos, I. Valderrama y N. H. Campos**

Primer registro de *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda: Astacidea: Enoplometopidae) para el Caribe colombiano, con anotaciones sobre las estructuras reproductivas

[First record of the lobster *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda: Astacidea: Enoplometopidae) from the Colombian Caribbean, with annotations on its reproductive structures] . . . . . 257

**J. A. Ruiz-López y A. Acero P**

Primer registro de *Anarchias galapagensis* (Pisces: Anguilliformes: Muraenidae) para el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano

[First record of *Anarchias galapagensis* (Pisces: Anguilliformes: Muraenidae) in the Gorgona National Natural Park, Colombian Pacific] . . . . . 263

## AVES DE LA PARTE BAJA DEL RÍO SINÚ, CARIBE COLOMBIANO; INVENTARIO Y AMPLIACIONES DE DISTRIBUCIÓN

*Felipe A. Estela y Mateo López-Victoria*

### RESUMEN

El conocimiento de la distribución geográfica de las aves en el Caribe colombiano tiene grandes vacíos de información. Algunos de los ambientes menos estudiados y de mayor importancia por su alta riqueza de aves son los humedales costeros. Desde 1998 se vienen realizando inventarios y monitoreo de las poblaciones de aves de la parte baja del río Sinú. Hasta julio de 2005 se han registrado 296 especies de aves, de las cuales 41 son nuevos registros para esta parte del Caribe, y para ocho especies migratorias se adicionan nuevas localidades de invernada. Se comprobó la reproducción de 98 especies en el área. Tres especies se encuentran en alguna categoría de amenaza a nivel nacional y seis tienen distribución restringida. Estos nuevos registros se explican en razón de la escasa información previa acerca de la avifauna de esta localidad costera.

*PALABRAS CLAVE:* Aves, Caribe colombiano, Humedales, Distribución geográfica, Especies migratorias.

### ABSTRACT

**Birds of the lower part of the Sinú river, Colombian Caribbean; inventory and distribution extensions.** Knowledge of the geographical distribution of the birds in the Colombian Caribbean is still meager. Coastal wetlands are among the less studied environments in the area and one of the most important for their high bird richness. Since 1998, inventories and monitoring of the bird populations of the lower part of the Sinú river have been made. Until July 2005, 296 bird species have been recorded for the area, 41 of which are new for this part of the Caribbean; in addition, new wintering localities were noted for eight migratory species. Breeding records were obtained for 98 species. Three species are threatened at some level and six have a restricted geographic distribution. New records for the area are explained in terms of the limited previous knowledge of the region's avifauna.

*KEY WORDS:* Birds, Colombian Caribbean, Wetlands, Geographic distribution, Migratory species.

## INTRODUCCIÓN

La ornitología en Colombia ha sido ejercida con mayor énfasis en la región Andina. En la región del Caribe se han hecho muy pocos y esporádicos estudios y por ende, los inventarios taxonómicos son deficientes y desactualizados. La distribución geográfica de las aves de esta región, sintetizada en Hilty y Brown (1986), se basa principalmente en inventarios completos de la Sierra Nevada de Santa Marta (Todd y Carriker, 1922), el golfo de Urabá (Haffer, 1975) y la península de La Guajira (Haffer, 1961), así como en trabajos puntuales en distintos lugares del Caribe (Dugand 1939a, 1939b, 1940a, 1940b, 1940c, 1947) y la revisión de las aves marinas y playeras de Naranjo (1979). Existe adicionalmente un estudio a lo largo de la costa caribeña realizado por de Ayala (1997) sobre aves de manglar. Otras observaciones puntuales de varios ornitólogos, se han concentrado en inmediaciones de los principales centros urbanos y turísticos de la región, Cartagena de Indias, Barranquilla y Santa Marta (p. ej. Gochfeld *et al.*, 1980). En la última década se han incrementado el número de investigaciones ornitológicas en la región, gracias a iniciativas individuales o al surgimiento de organizaciones ornitológicas en Barranquilla y Santa Marta. Pese a la información acumulada, son pocas las publicaciones científicas y populares sobre las aves del Caribe colombiano.

Entre la comunidad ornitológica ha sido común la idea de que los manglares mantienen poca diversidad de aves, excepto para especies playeras y acuáticas que se alimentan en los planos lodosos adyacentes. Esta afirmación es válida si se compara con otro tipo de bosques, pero en general es una apreciación subjetiva producto de la falta de información (Naranjo, 1997). Los manglares y las lagunas costeras en la costa Caribe colombiana, así como sus humedales de agua dulce, se caracterizan por una elevada diversidad biológica, y están sometidos a una presión continua por ser núcleos de desarrollo económico producto de la explotación pesquera y maderera (Naranjo, 1998; Naranjo *et al.*, 1999). La deforestación de manglares y la reducción de humedales de río (p. ej. madre viejas) puede ser considerada una amenaza para las aves a escala regional y continental, ya que ocasiona la pérdida de sitios de reproducción y de grandes concentraciones de aves en época de migración (McNeil *et al.*, 1985; Lefebvre *et al.*, 1992; 1994; Naranjo, 1997).

Desde 1998 el INVEMAR adelanta estudios sobre la avifauna en la parte baja del río Sinú, incluyendo inventarios exhaustivos y el monitoreo de las poblaciones de aves. Sobre la avifauna del último tramo del río y sus humedales asociados existe poca información, limitándose a algunas observaciones de Dahl y Medem (1964), de Ayala (1997), ver listado de este trabajo también en

Sánchez-Páez y Álvarez-León (1997), y Ruíz-Ovalle (2002), además de registros puntuales en zonas cercanas y de reciente aparición (Moreno *et al.*, 1999; Jaramillo, 2001; Estela, 2002; Estela *et al.*, 2004). Adicionalmente Campos *et al.* (2004) hacen una compilación de las aves observadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta por varios observadores durante los últimos años. Es tan significativa la avifauna en este sector, que ha sido recientemente declarado como AICA (Área Importante para la Conservación de las Aves) por el Instituto Alexander von Humboldt y BirdLife Internacional (Franco-Maya y Bravo 2005). La presente contribución tiene como objeto actualizar el listado de la avifauna de la costa central del Caribe colombiano, particularmente de los manglares y ambientes estuarinos de esta región del país.

## ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El río Sinú es el tercero más caudaloso de la cuenca Caribe colombiana, después del Magdalena y el Atrato. Nace en la cordillera Occidental en el Nudo de Paramillo y recorre una extensa región del departamento de Córdoba alimentando un amplio complejo de humedales. Los últimos 50 km de su recorrido comprenden una red de madrevejas y ciénagas de agua dulce, y una zona deltaica-estuarina que incluye la bahía de Cispatá y la desembocadura en el delta de Tinajones. Este complejo se encuentra ubicado en el extremo sur del golfo de Morrosquillo, en los municipios de San Antero, Lorica y San Bernardo del Viento, departamento de Córdoba (Figura 1). En el sector estuarino se encuentra uno de los cinco manglares más extensos (ca. 80 km<sup>2</sup>) y en mejor estado de conservación del Caribe colombiano (Álvarez-León y Polanía 1996), el cual está dividido por ciénagas, planos lodosos, caños y playas arenosas, y circundado por potreros y fragmentos de bosque seco (Posada-Posada *et al.*, 2004). No obstante el buen estado de conservación del manglar, todo el complejo de humedales del río está afectado por la regulación de su caudal a partir del año 2000, cuando comenzó a funcionar la hidroeléctrica Urrá I en la parte alta del río, además de verse afectado por la contaminación por productos agroquímicos, la explotación maderera y el aumento del turismo sin control ni legislación (Álvarez-León y Polanía, 1996; Naranjo *et al.*, 1999).

Desde 1998 se adelantan observaciones sobre avifauna en el área de estudio y a partir de noviembre de 2000, un monitoreo con base en una red de estaciones fijas, para evaluar los efectos de la regulación del caudal del río en las poblaciones de aves. Las observaciones se concentraron en bosques de manglar (ciénaga de Mestizos, Caño Dago y Caño Ostional), playas (Nisperal, Terraplen y Blanca), planos lodosos (Nisperal y salitral Sonia), potreros

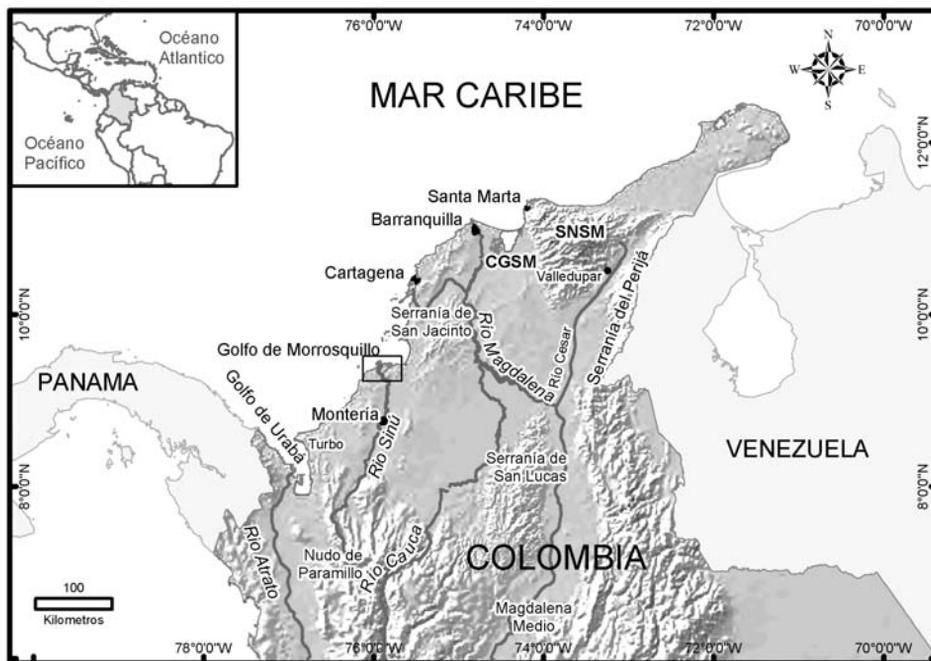


Figura 1. Mapa de la región Caribe colombiana indicando la ubicación de los principales accidentes geográficos referidos en el texto y del área de estudio.

(carretera a playa Blanca y Agrosoledad), relictos de bosque seco (Agrosoledad), humedales de río (ciénaga El Bongo e Isla Grande), y zonas de transición estuario-río (Caño Sicará, Caño Grande y ciénaga de Corozo). Otras observaciones se realizaron en centros poblados, zonas rurales, cultivos, ciénagas, el delta de Tinajones y en el mar (Figura 2). Un análisis cuantitativo y detallado sobre la avifauna de la región en función del uso que hace de los distintos hábitats, será publicado en una contribución posterior.

## RESULTADOS

Hasta julio de 2005 se han observado 296 especies de aves pertenecientes a 61 familias (Anexo 1). Se comprobó la reproducción de 98 especies en el área con observaciones de los nidos, polluelos o juveniles. También se registraron 64 especies migratorias, tres con algún grado de amenaza al nivel nacional según Renjifo *et al.* (2002) y seis con distribución restringida según la clasificación de Stiles (1998). A continuación se presenta la lista anotada de las 41 especies con ampliación en su distribución geográfica y las nuevas localidades para ocho especies migratorias, con respecto a las

distribuciones presentadas por Hilty y Brown (1986), complementadas por otros trabajos que se especifican en cada caso. La nomenclatura y secuencia taxonómica de familias y especies sigue a Remsen *et al.* (2005); los nombres comunes fueron tomados de Hilty y Brown (2001).

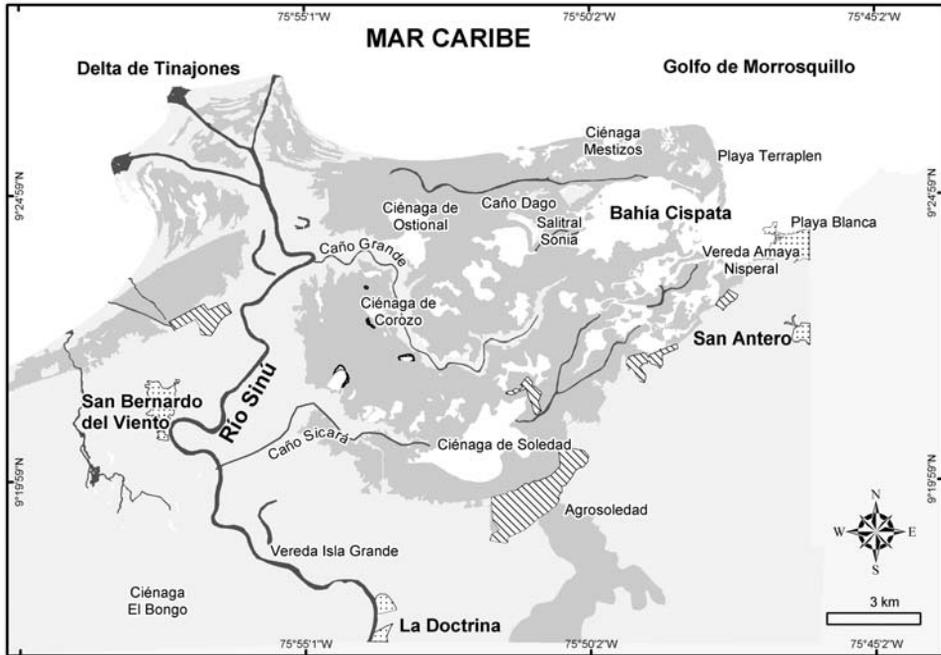


Figura 2. Mapa del área de estudio indicando las localidades visitadas y otros sitios de referencia.

### Ampliaciones de Distribución

- **Pato Cariblanco** (*Anas bahamensis*): Grupo de seis individuos nadando en pequeñas charcas de agua en el plano lodoso de Nisperal en abril de 2004; junto a este grupo se encontraban varios individuos (>30) de Pato Careto (*Anas discors*). Previamente registrado desde Cartagena hasta la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Se encuentra presente en la mayoría de islas del Caribe (Raffaelle *et al.*, 1998) y en la costa venezolana (Hilty, 2002). Este registro constituye el más occidental en la costa Caribe suramericana.
- **Vaco Cabecinegro** (*Tigrisoma fasciatum*): Registrada continuamente, solitaria y ocasionalmente en parejas, en el interior de los bosques de manglar de la bahía Cispata. Entre julio y septiembre se observaron juveniles. Esta garza es propia de orillas boscosas de ríos y quebradas, por ende muy afectada por la deforestación. Aunque actualmente no se considera amenazada a nivel nacional (Renjifo *et al.*, 2002) se ha tenido en listas anteriores (Renjifo, 1998).

Registrada previamente entre 160 y 1800 m de altitud en las selvas húmedas del Pacífico, el piedemonte amazónico y en la vertiente nororiental de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM). También se encuentra en las vertientes del Caribe de Costa Rica y Panamá (Stiles y Skutch, 1989), así como en zonas costeras de Venezuela (Hilty, 2002). Aunque Olivares (1973) propone su distribución para toda la región occidental del Caribe colombiano, no especifica localidades. Recientemente ha sido registrada en la serranía de San Lucas (Salaman *et al.*, 2002) y en el Magdalena Medio (Stiles *et al.*, 1999).

- **Vaco Mejicano** (*Tigrisoma mexicanum*): Observada con frecuencia en el interior del manglar de la ciénaga Mestizos, Caño Salado y Caño Dago (Figura 3a). Sólo existen dos registros previos publicados, Golfo de Urabá (Haffer, 1975) y Guapi, Cauca (Olivares, 1973). De Ayala (1997) lo observó en el golfo de Urabá, la bahía de Cispata y en la isla de Salamanca.

- **Avetorrillo Estriado** (*Ixobrychus involucris*): Aunque esta especie no fue observada por los autores, J. Rojas la registró en Caño Grande durante 1998 y de Ayala (1997) en la bahía de Cispata, en las islas del Rosario y la isla de Salamanca. Previamente registrada en el bajo valle del río Magdalena, la CGSM, y en la vertiente oriental de la cordillera Oriental (Meta). Según Olivares (1973) se distribuye en toda la región Magdaleno-Caribe, sin especificar localidades.

- **Garza Rojiza** (*Egretta* (= *Dichromanassa*) *rufescens*): Dos individuos en plumaje intermedio entre fase clara y oscura, vadeando en un manglar en la ciénaga Ostional, en febrero de 2001. Esta garza es muy errática y probablemente estacional y migratoria (Stiles y Skutch, 1989; Rafaelle *et al.*, 1996; Hilty, 2002). Previamente registrada en el Caribe entre La Guajira y Barranquilla y otro registro en La Boquilla (L.G. Naranjo, com. pers.); en el Pacífico solo en Buenaventura. Olivares (1973) menciona registros para dos localidades en el Caribe, Turbo (Antioquia) y Cartagena de Indias.

- **Corocora** (*Eudocimus ruber*): A pesar de no haber sido observado por ninguno de los autores, los pescadores de la región lo reconocen como una especie común en la zona, aunque ha mermado mucho su población en los últimos años; en agosto de 2001, durante la época de reproducción del Ibis Blanco (*Eudocimus albus*), se observó en un grupo de juveniles uno totalmente rosado, posiblemente un híbrido entre esas dos especies. Además existen observaciones de esta especie cerca de Lorica en la ciénaga de Bañó (A. Mejía com. pers). El Corocora es común en los Llanos Orientales, y en el Caribe se encuentra desde la península de La Guajira hasta Cartagena; recientemente registrado en el Valle del Cauca (Naranjo, 2004).

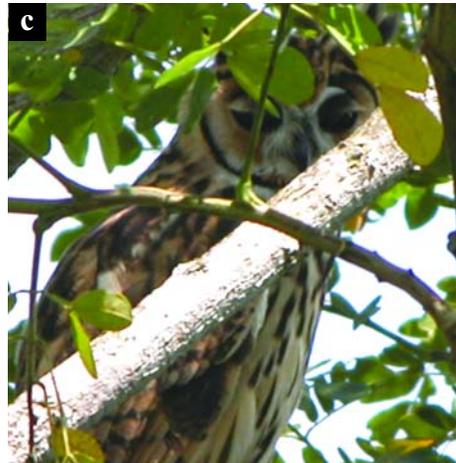


Figura 3. Fotografías de algunas especies con ampliaciones de distribución. a) Vaco Mejicano (*Tigrisoma mexicanum*) en Caño Grande. b) Carrao (*Aramus guarauna*) en El Bongo. c) Búho Rayado (*Pseudoscops clamator*) en ciénaga Bañó. Fotografías: Felipe A. Estela.

- **Ibis Pico de Hoz** (*Plegadis falcinellus*): Relativamente común a lo largo de todo el año en los humedales de agua dulce periféricos del estuario. Entre los meses de junio a septiembre de 2001 se observaron 200 parejas anidando en una colonia mixta ubicada en la camaronera Agrosoledad. Previamente registrada en el embalse del Guájaro en el departamento del Atlántico y en el bajo valle del Magdalena. Recientemente Stiles (2001) lo registró cerca al municipio de Santa Lucía (Atlántico) donde es abundante y se reproduce.
- **Guala Sabanera** (*Cathartes burrovianus*): Se observaron grupos de entre dos

y cinco individuos en Caño Sicará y en la ciénaga El Bongo, entre noviembre de 2000 y agosto de 2001; en varias ocasiones hubo presencia de juveniles, reconocidos por tener la cabeza más pálida. Registrada previamente en los Llanos Orientales y las partes altas de los valles interandinos. En el Caribe solo en zonas secas entre Cartagena y la SNSM, así como en el valle del río Cesar. Recientemente registrada en la serranía de San Lucas (Salaman *et al.*, 2002) y en la zona húmeda y baja del Magdalena Medio (Stiles y Bohórquez, 2001).

- **Caracolero Selvático** (*Chondrohierax uncinatus*): Un individuo observado en febrero de 2001 en remanentes de bosque seco alrededor de la ciénaga El Bongo. En el Caribe se encuentra desde el departamento del Atlántico hasta La Guajira y en la parte alta del río Sinú. Este registro sugiere su presencia a todo lo largo del río Sinú.

- **Aguililla Plumiza** (*Ictinia plumbea*): Un individuo observado en agosto de 2001 en potreros cercanos a la desembocadura del río Sinú, en el delta de Tinajones. Registrada en las zonas húmedas de Urabá y el valle del Magdalena hasta la CGSM, y recientemente en la vertiente norte de la SNSM (Strewe y Navarro, 2003). Este registro llena un vacío en su distribución en zonas secas del Caribe colombiano.

- **Halcón Collarejo** (*Micrastur semitorquatus*): Observado con frecuencia en canales arbolados, no de manglar, dentro de la camaronera Agrosoledad, en enero de 2005 se observó un juvenil. Este halcón se encontraba registrado previamente en la parte media del valle del Magdalena y en las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta, por lo cual este registro sugiere su presencia en la llanura del Caribe colombiano.

- **Carrao** (*Aramus guarauna*): Muy común en las zonas periféricas del estuario y los humedales de agua dulce de la región (Figura 3b), así como en las zonas de cultivos de arroz; en menor frecuencia se observó en pantanos internos en los manglares. Se observaron individuos construyendo nidos en mayo en el Caño Sicará y juveniles en los meses de julio, agosto, septiembre y octubre. Registrado previamente en toda la costa Pacífica, y en el Caribe desde Santa Marta hasta Cartagena, con registros puntuales en ciénagas interiores del valle del río Sinú y algunos humedales de zonas andinas y del oriente del país; recientemente en la serranía de San Lucas (Salaman *et al.*, 2002). Este registro sugiere su presencia a todo lo largo del río Sinú y sus humedales asociados.

- **Chilacoa Costera** (*Aramides axillaris*): Dos individuos observados en abril de 2001 en la ciénaga Corozo en el interior del estuario, en bosques de transición entre manglar y otros bosques inundables con presencia de Cativo (*Prioria copeifera*). Otro individuo en el caño de acceso a la ciénaga Mestizos en zonas

dominadas por el helecho Matatigres (*Acrostichum aureum*) y con presencia de Mangle Piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*). Se conoce de la zona costera entre Cartagena y las estribaciones de la SNSM en el Parque Nacional Natural Tayrona; también conocida para la zona costera del Chocó en la costa Pacífica.

- **Gaviotín Fluvial** (*Sterna superciliaris*): Solitario o en grupos de hasta cinco individuos, este gaviotín es común en los humedales periféricos del estuario como la ciénaga El Bongo; también se observó con frecuencia en ciénagas internas y de mayor tamaño como Soledad y Ostional. Para el Caribe colombiano previamente registrado en el río Magdalena, en el sur de Bolívar, así como en el departamento del Cesar; no se conocían registros de esta especie en aguas cercanas a la costa.

- **Torcaza Nagüiblanca** (*Zenaida auriculata*): Torcaza muy común en remanentes de bosque seco y en la periferia del estuario; también en las zonas de cultivo de arroz, potreros y asentamientos humanos. En el Caribe se encuentra desde el departamento del Atlántico hasta La Guajira. Es una especie muy favorecida por la deforestación (Hilty, 1985), situación que ha propiciado su dispersión en Colombia.

- **Periquito Azulejo** (*Forpus xanthopterygius*): Se observó una pareja en septiembre de 2001 en ciénaga El Bongo, alimentándose de frutos pequeños de Melastomataceas. Recientemente establecida su distribución en la región central del Caribe colombiano, desde el piedemonte sur de la SNSM, hasta el norte del golfo de Morrosquillo, con reservas sobre su presencia (Rodríguez-Mahecha y Hernández-Camacho, 2002). El presente registro confirma su distribución costera hacia el sur, al menos hasta la parte baja del valle del río Sinú.

- **Periquito de Anteojos** (*Forpus conspicillatus*): Perico muy común en las zonas secas de la periferia del estuario, cultivos, jardines y zonas suburbanas. Sólo se tenían registros documentados para la región costera del Caribe colombiano en el Urabá chocoano; se distribuye en la zona andina del país hasta los bosques húmedos del Magdalena Medio y en buena parte de los Llanos Orientales (ver Rodríguez-Mahecha y Hernández-Camacho, 2002). Es una especie favorecida por la deforestación (Hilty, 1985).

- **Cuclillo Rabicorto** (*Coccyzus pumilus*): Ocasionalmente se le observó en la vereda Isla Grande en potreros arbolados y en jardines cercanos a pantanos estacionales del río Sinú, también en las orillas de los principales caños del estuario. Se cuenta con registros puntuales en la SNSM y los departamentos de Atlántico y Cesar. El presente registro es el más occidental en la costa Caribe colombiana.

- **Lechuza Común** (*Tyto alba*): Observada en tres ocasiones entre agosto y septiembre de 2001 en la zona suburbana de playa Blanca, cazando ratones en

los patios de las casas; sus vocalizaciones se escuchan regularmente en las noches. Registrada en el Caribe colombiano en el piedemonte de la SNSM y en la zona circundante de la CGSM. Este registro es el más occidental en la costa Caribe colombiana.

- **Búho Rayado** (*Pseudoscops (=Rhinoptynx) clamator*): Observado hacia el crepúsculo en la estación Amaya en noviembre de 2000, posado en un árbol (Figura 3c). Registros previos para la zona costera del Caribe colombiano en cercanías a Santa Marta. Este registro es el más occidental en la costa Caribe colombiana.

- **Guardacaminos Rastrojero** (*Caprimulgus cayennensis*): Registrado todos los meses en el interior del bosque seco en Agrosoleidad. En el resto del Caribe desde Cartagena hasta La Guajira. El presente registro es el más occidental en la costa Caribe colombiana. Esta es una especie favorecida por la deforestación (Hilty, 1985).

- **Vencejo de Collar** (*Streptoprocne zonaris*): En abril de 2001 se observó una bandada de 70 de estos vencejos en la ciénaga Ostional; también en potreros cercanos a playa Blanca otra bandada de 25 individuos, mezclados con diez vencejos pequeños del género *Chaetura*, cuya especie no se pudo establecer. Otras bandadas similares se observaron en julio y octubre de 2004. Para el Caribe colombiano sólo estaba registrado en la SNSM.

- **Colibrí Zafirino** (*Lepidopyga coeruleogularis*): Colibrí poco común en los manglares de la bahía Cispata, registrado dos veces en los meses de septiembre y octubre de 2001 en Caño Dago. Conocido previamente desde el sur del Chocó hasta los manglares de Urabá, y desde la parte norte del golfo de Morrosquillo hasta Santa Marta; el presente registro llena un vacío hipotético en su distribución; recientemente registrado en La Guajira (R. Strewé, com. pers.).

- **Batará Carcajada** (*Thamnophilus multistriatus*): Común en zonas de matorrales y jardines, también presente en manglar y humedales de agua dulce. Se diferenció de Batará Barrado (*Thamnophilus doliatus*), también presente en la zona, por diferencias en sus vocalizaciones. Registrado recientemente en la serranía de San Lucas (Salaman *et al.*, 2002), y previamente en otras regiones interiores de Colombia. El presente es el primer registro cercano a la costa para Colombia y el primero en manglar.

- **Hormiguero Negruzco** (*Cercomacra tyrannina*): Frecuente en zonas de potreros con pequeños parches de arbustos, circundantes a humedales de agua dulce (p. ej. El Bongo). También se observó con frecuencia en vegetación relictual de bosque seco en Agrosoleidad. Previamente registrado en las zonas

bajas y húmedas del norte de las cordilleras Central y Occidental. Este registro es el primero para la sabana seca del Caribe.

- **Elaenia Menor** (*Elaenia chiriquensis*): Observada con poca frecuencia en zonas suburbanas de la vereda Amaya y en los bosques secos de Agrosoledad. Previamente registrada en la parte norte de la SNSM; el presente registro añade un punto en su distribución costera para el Caribe colombiano.

- **Tiranuelo Murino** (*Phaeomyias murina*): Bastante común en bordes de bosque seco en Agrosoledad y en zonas de cultivos de arroz y zonas suburbanas en Caño Grande y Amaya. Registrado previamente en el Caribe colombiano entre Cartagena y La Guajira, además de otros registros dispersos hacia el interior del País. El presente registro es un punto intermedio entre lo anteriormente documentado para el Caribe colombiano.

- **Tiranuelo Mísero** (*Zimmerius villisimus*): Observado con frecuencia en bordes de bosque seco y matorrales en Agrosoledad, generalmente haciendo parte de bandadas mixtas. Registrado previamente en Urabá, en la SNSM y en la serranía de Perijá. El presente registro es un punto intermedio entre lo anteriormente documentado para el Caribe colombiano.

- **Picoplano Oliváceo** (*Rhynchoicyclus olivaceus*): Observado con frecuencia en el interior del bosque seco en Agrosoledad. En el mes de septiembre de 2001 se observó un individuo transportando material para construcción de nido. Uno de los autores (FAE) lo observó en Buena Vista, Córdoba en octubre de 2004. Previamente registrado en Urabá y en la SNSM, y un registro en el norte de Sucre en la serranía de San Jacinto. Recientemente registrado en el Magdalena Medio (Stiles *et al.*, 1999). Estos registros sugieren la distribución de esta especie por toda la costa Caribe colombiana.

- **Atrapamoscas Piconegro** (*Aphanotriccus audax*): Observado en el mes de septiembre de 2001 en un borde de manglar en Agrosoledad. Previamente registrado en las zonas húmedas entre Urabá y el Magdalena Medio, con registros puntuales en las serranías de San Jacinto y Perijá. Esta especie está catalogada como casi amenazada por Renjifo *et al.* (2002). Uno de los autores (FAE) observó esta especie en octubre de 2001, en un borde de manglar en la bahía de Chengue (PNN Tayrona). Estos registros sugieren la presencia de esta especie en todo el Caribe colombiano.

- **Plañidera Rufa** (*Rhytipterna holerythra*): Una pareja observada en febrero de 2001 en el dosel del manglar circundante de un plano lodoso en la playa Nisperal. Previamente registrada para la zona húmeda entre Urabá y el Magdalena Medio, así como en toda la costa del Pacífico colombiano; recientemente observada en la serranía de San Lucas (Salaman *et al.*, 2002). El

presente es el primer registro en bosques de manglar y el primero para el Caribe colombiano.

- **Atrapamoscas Venezolano** (*Myiarchus venezuelensis*): Observado con frecuencia en las zonas suburbanas de Amaya y Playa Blanca, y en potreros de Agrosoleidad. Previamente registrado en Colombia desde la serranía de San Jacinto hasta La Guajira. El presente registro amplía un poco su distribución costera hacia el sur del Caribe colombiano.

- **Saltarín Oliva** (*Piprites chloris*): Observado en los meses de junio y septiembre en el manglar de Agrosoleidad, alimentándose de frutos de Mangle Bobo (*Laguncularia racemosa*) e insectos. Registrado previamente en varias localidades dispersas al interior de Colombia; el presente es el primer registro cercano a la costa para Colombia y el primero en manglar.

- **Parlotero Malcasado** (*Tachyphonus rufus*): Se observó un grupo de cuatro individuos en marzo de 2001 en bordes de manglar del salitral Sonia. Registrado solo en el PNN Tayrona, y en las zonas húmedas del Magdalena Medio; hacia el interior del País existen varios registros puntuales dispersos. El presente registro llena un vacío en su distribución latitudinal.

- **Azulejo Glauco** (*Thraupis glaucocolpa*): Se observaron de dos a cuatro individuos, entre abril y agosto de 2001, en los bosques secos de Agrosoleidad y en octubre de 2004 se observó con frecuencia en la zona suburbana de San Antero y la vereda Amaya. Previamente registrado en zonas secas desde Cartagena hasta La Guajira. El presente registro amplía de manera puntual su distribución costera.

- **Sicalis Sabanero** (*Sicalis luteola*): Muy común en zonas suburbanas, cultivos y bordes de bosque seco. Previamente registrado de manera puntual en varias partes del País. El presente registro constituye un punto intermedio en su distribución para Colombia. Esta especie, al igual que el Sicalis Coronado (*S. flaveola*) son muy apetecidos por el hombre como mascotas; por su abundancia en el área estudiada es poco probable que se trate de individuos escapados de cautiverio.

- **Espiguero Pizarra** (*Sporophila schistacea*): Similar en su distribución y abundancia a la especie anterior. Previamente varios registros puntuales en todo el País; para el Caribe solo uno en Urabá. Es una especie muy común en todo el Caribe colombiano.

- **Espiguero Capuchino** (*Sporophila nigricollis*): Menos común que la anterior, pero también presente en los mismos ambientes. Previamente registrada en el Caribe solo en el PNN Tayrona y en las zonas húmedas del

Magdalena Medio. El presente registro constituye el punto más occidental de la distribución de la especie en la costa Caribe.

- **Reinita Enmascarada** (*Geothlypis aequinoctialis*): Dos individuos registrados en Isla Grande en abril de 2004. Previamente registrada de manera puntual en el centro y oriente del País, y en el Magdalena Medio. El presente es el primer registro para la región costera del Caribe colombiano.

- **Turpial Real** (*Icterus icterus*): Se observaron cuatro individuos entre diciembre de 2000 y agosto de 2001 en la playa Nisperal, forrajeando en Mangle Zaragoza (*Conocarpus erectus*). Previamente registrado en zonas secas del Cesar y La Guajira, y el norte de la Orinoquía. Por su canto, este turpial es muy apetecido por el hombre como ave de jaula, y es posible que los individuos observados se hayan escapados del cautiverio. El presente registro representa una ampliación inducida en su distribución costera hacia el sur-occidente.

- **Chamón del Caribe** (*Molothrus aeneus*): En agosto de 2001, un grupo de dos hembras y tres machos fueron observados en remanentes de bosque seco en Agrosolead, intentando parasitar una colonia de Oropéndola Crestada (*Psarocolius decumanus*); al parecer sin éxito ya que durante los siguientes dos meses no se observaron polluelos del chamón. Seguramente no puede tener éxito con hospederos tan grandes como las oropéndolas, que si resultaron continuamente parasitadas por el Chamón Gigante (*Molothrus oryzivorus*). Previamente registrada desde Cartagena hasta la CGSM. El presente registro amplía su distribución costera hacia el sur-occidente.

### Especies Migratorias

A continuación se presentan las ocho especies migratorias para las cuales se aportan nuevas localidades de invernada en el País.

- **Chorlo Dorado** (*Pluvialis dominica*): Se observó un grupo de cinco individuos en el salitral Sonia en agosto de 2001. Los individuos se encontraban en plumaje intermedio entre reproductivo y de invierno. Durante su migración generalmente se encuentra al oriente de los Andes y ocasionalmente se registra en las costas Pacífica y Caribe de Sur América (Canevari *et al.*, 2001). Previamente registrado en el Caribe colombiano en las localidades de Cartagena, La Boquilla, Lomarena, Galerazamba y Cangarú (Naranjo, 1979). El presente registro amplía los sitios de paso para esta especie durante su migración en Colombia.

- **Becasina Piquilarga** (*Limnodromus scolopaceus*): En agosto de 2001, en el salitral Sonia se observaron cuatro individuos en plumaje reproductivo, entre

un grupo de 25 Becasinas Piquicortas (*Limnodromus griseus*), lo cual facilitó su identificación mediante la comparación de tamaño y coloración de ambas especies. Su presencia en Colombia sólo estaba documentada para Cartagena (Naranjo, 1991).

- **Falaropo Tricolor** (*Steganopus (=Phalaropus) tricolor*): Se observaron tres individuos en agosto de 2001 en el salitral Sonia, nadando en pequeños charcos formados por las lluvias. Registrado en el Pacífico, con un único registro para el Caribe en la población de Ciénaga, departamento del Magdalena (Naranjo *et al.*, 1985). El presente registro amplía su distribución invernal para el Caribe colombiano.
- **Guardacaminos de Carolina** (*Caprimulgus carolinensis*): Durante el mes de septiembre de 2001 se observaron tres grupos de hasta siete individuos volando desde el interior del mar hacia la costa. No se tenían registros previos de esta especie migratoria en las costas colombianas.
- **Martín Pescador Migratorio** (*Ceryle alcyon*): Observado con relativa frecuencia entre octubre y febrero en varias localidades del estuario y en la ciénaga El Bongo. Previamente registrado desde la región costera del sur de La Guajira hasta Cartagena.
- **Reinita Cabecidorada** (*Protonotaria citrea*): Especie muy común en bosques de manglar desde septiembre hasta abril. Previamente registrada en forma aislada en varias localidades; el presente registro confirma la sospecha de Hilty y Brown (1986) sobre su amplia distribución en Colombia.
- **Reinita Encapuchada** (*Wilsonia citrina*): Se observaron tres machos de esta reinita en septiembre de 2001 en la playa Nisperal, forrajeando en Mangle Zaragoza (*Conocarpus erectus*), y en El Bongo en arbustos en los potreros aledaños a los humedales. Solo se tienen registros previos para el PNN Tayrona y recientemente en la SNSM (Strewe y Navarro, 2003). El presente registro amplía puntualmente su distribución durante la época de migración.
- **Reinita del Canadá** (*Wilsonia canadensis*): Se observaron dos machos de esta reinita en septiembre de 2001 forrajeando en hojas de palma en zonas suburbanas de Playa Blanca. Sólo se contaba con registros previos para el Caribe colombiano en bosques montanos de la SNSM (Hilty y Brown, 1986). El presente registro amplía puntualmente su distribución durante la época de migración.

## DISCUSIÓN

El listado presentado en el Anexo 1 constituye el inventario más completo de la avifauna de la región costera del Departamento de Córdoba y

adicionalmente uno de los más completos para bosques de manglar de la cuenca del Caribe. Algunos otros estudios realizados en la CGSM registran muchas especies comunes entre las dos localidades y en ambientes similares, pero tan solo registran 199 especies (p. ej. Hennig, 2001; Campos *et al.*, 2004). El presente listado contribuye además a desvirtuar la suposición de que los manglares soportan una baja diversidad de aves, aunque no resulten equiparables por ejemplo, a las selvas húmedas tropicales o los bosques andinos.

Si bien es cierto que esta región es rica en aves y el manglar está en buen estado de conservación, fue habitada desde tiempos prehispánicos por indígenas Zenúes, quienes durante siglos manejaron los humedales mediante la construcción de sistemas de riego (Plazas *et al.*, 1993). Es de suponer entonces que el uso y manejo de fauna acuática viene desde esa época, de lo cual hay evidencia en la orfebrería y metalurgia de esos primeros pobladores (Legast, 1980). A partir de la época de la conquista, y particularmente durante el último siglo, el paisaje ha sido profusamente transformado (Márquez, 2001), incluso por fenómenos naturales como el cambio en la desembocadura del río (Robertson y Chaparro, 1998). Estos eventos pueden explicar el por qué de la ausencia de algunas especies como tucanes y otros frugívoros de dosel, además de la aparente reducción de algunas especies acuáticas (p. ej. patos y cigüeñas). En un informe sobre los patos silvestres y los Pelecaniformes del río Sinú, Dahl y Medem (1964) mencionan que la cacería en el valle del río tiene largas tradiciones, y registraron las siguientes especies de patos que no se observaron durante el presente estudio: Pato Rabo de Gallo (*Anas acuta*), Pato Colorado (*Anas cyanoptera*), Pato Cucharo (*Anas clypeata*), Pato Negro (*Netta erythrophthalma*) y Pato Canadiense (*Aythya affinis*). Teniendo en cuenta que se han realizado observaciones desde finales de 1998 y en todos los ambientes del estuario, y considerando que se trata de aves de interés cinegético y deportivo, es de suponer una disminución local de sus poblaciones o incluso su extinción por cacería. *N. erythrophthalma* se presume extinta a nivel Nacional, y *A. cyanoptera* está amenazada a nivel nacional (ver Renjifo *et al.*, 2002).

Tres del total de especies registradas en el área estudiada se encuentran amenazadas a nivel nacional (ver Renjifo *et al.*, 2002); dos de ellas tratadas anteriormente, el Atrapamoscas Piquinegro (*Aphanotriccus audax*) y el Chamón del Caribe (*Molothrus aeneus* (= *armenti*)). El Chavarri (*Chauna chavaria*) por su parte, es considerado vulnerable por la reducción de los humedales del Caribe que constituyen su hábitat (Botero, 2002). En el área estudiada es una especie poco común y se encuentra frecuentemente en cautiverio en las casas de las orillas de los principales caños del estuario.

La Garza Colorada (*Agamia agami*) y el Vaco Cabecinegro (*Tigrisoma fasciatum*) son dos garzas muy poco conocidas y de hábitats boscosos, amenazadas a nivel continental (Collar *et al.*, 1992), y consideradas como casi amenazadas por el grupo de especialistas en garzas (Hafner *et al.*, 2000). Estas dos especies fueron consideradas casi amenazadas a nivel nacional por Renjifo (1998), aunque en la última revisión no fueron incluidas (Renjifo *et al.*, 2002); en el estuario del río Sinú y sus humedales aledaños son frecuentes y se reproducen. Adicionalmente Hafner *et al.* (2000) consideran casi amenazadas al Vaco Mexicano (*Tigrisoma mexicanum*) y el Guaco Manglero (*Nyctanassa violacea*) por su restricción a humedales costeros.

A pesar de los dramáticos cambios en la vegetación original de la región Caribe colombiana (Márquez, 2001), que seguro propiciaron modificaciones en la distribución de las aves, la gran mayoría de ampliaciones en los rangos de distribución aquí presentadas reflejan la falta de conocimiento previo sobre la avifauna de la parte baja del río Sinú y en general de la región costera del Caribe colombiano. No obstante, casos como el de la Torcaza Nagüüblanca (*Zenaida auriculata*), el Periquito de Anteojos (*Forpus conspicillatus*) y el Guardacaminos Rastrojero (*Caprimulgus cayennensis*) parecen estar relacionados con la deforestación y adecuación de tierras para ganadería o agricultura, ya que les favorecen tales cambios en la cobertura vegetal (Hilty, 1985). El caso de algunas especies particularmente apetecidas por el hombre como mascotas, como por ejemplo el Turpial Real (*Icterus icterus*) pueden considerarse como casos de ampliaciones inducidas y de origen antrópico, que no necesariamente aseguran el establecimiento de poblaciones de esas especies en las regiones en donde han sido introducidas, pero que sin lugar a dudas lo propicia.

El notorio número de especies migratorias constituye una buena prueba de la importancia de los ambientes de la parte baja del río Sinú como sitio de llegada de estas aves al País. En algunas ocasiones se observaron bandadas de aves migratorias entrando a los bosques de mangle desde mar abierto. Adicionalmente se ha documentado también la presencia de algunas especies migratorias poco conocidas de Passeriformes (Jaramillo, 2001; Estela, 2002) y de aves marinas de la familia Stercorariidae (Estela *et al.*, 2004).

La avifauna de la parte baja del río Sinú corrobora la importancia de los ambientes de humedales costeros para la conservación de las aves en el Caribe colombiano. Esta zona amerita continuar con investigaciones sobre el uso que las aves hacen de los distintos ambientes presentes, con especial énfasis en sus actividades reproductivas y alimentarias. Es necesario evaluar otras regiones similares como los deltas del río Atrato y el canal del Dique, y las zonas estuarinas y lagunas costeras de La Guajira.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hizo parte del Plan de Seguimiento y Monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del Río Sinú realizado por el INVEMAR y financiado por Empresa Urrá S.A. E.S.P. Agradecemos el apoyo logístico adicional brindado por la Asociación CALIDRIS y la camaronera C.I. Agrosoledad S.A. O. Murillo, J. Rojas y J. C. Márquez compartieron sus observaciones de campo en Cispata, adicionalmente A. Mejía, J. M. Ruiz, P. Betancur y J. G. Jaramillo sus listados de especies de otros lugares del valle del río Sinú. Las investigaciones en aves de INVEMAR han contado con el apoyo de O. D. Solano y J. M. Díaz. En Agrosoledad hemos contado con el interés de J. V. Mogollón, J. Torres y W. Urango. Los mapas fueron realizados por D. Rozo del Laboratorio SIG de INVEMAR. En campo contamos con la compañía de A. Chaves, G. Cadena, K. Fierro, M. Ríos, S. Ocampo y G. Bravo. Los compañeros del proyecto Urrá P. Navajas, M. S. Mendoza H. Rodriguez, R. Sarabia, C. Torres, J. Ortiz y P. Reyes siempre colaboraron en las actividades de campo, al igual que el personal administrativo de la sede Cispata: M. Sabogal, L. Cabezas, F. Beltrán y H. Hurtado. Todos los desplazamientos en carro o lancha contaron con la ayuda y compañía de A. Pérez, T. Ladeuth, G. Ladeuth, A. Umedo, J. C. Grau y especialmente de Pablito Berrío. L. G. Naranjo, R. Franke y R. M. de Ayala hicieron valiosas correcciones y sugerencias durante el proceso de evaluación. A las comunidades de Amaya, Caño Grande, Caño Sicará y vereda Isla Grande por su hospitalidad y colaboración.

## LITERATURA CITADA

- Álvarez-León, R. y J. Polanía. 1996. Los manglares del Caribe colombiano: Síntesis de su conocimiento. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 20(78): 447-468.
- Botero, J. E. 2002. *Chauna chavaria*. pp: 84-87. En Libro Rojo de Aves de Colombia. L. M. Renjifo, A. M. Franco-Maya, J. D. Amaya-Espinel, G. H. Kattan y B. López-Lanús (Eds.). Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 562 p.
- Campos, N. H., J. Blanco y F. Troncoso. 2004. La fauna asociada a los bosques de manglar de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. pp: 99-111. En Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. J. Garay, J. Restrepo, O. Casas, O. D. Solano y F. Newmark (Eds.). INVEMAR - Serie de publicaciones especiales No 11. Santa Marta. 236 p.
- Canevari, P., G. Castro, M. Sallaberry y L. G. Naranjo. 2001. Guía de los Chorlos y Playeros de la Región Neotropical. Asociación Calidris, Cali, Colombia. 141 p.

- Collar, N. J., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño-Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker III y D. C. Wege. 1992. Threatened Birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book. 3rd Edition, Part 2. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K. 1150 p.
- Dahl, G. y F. Medem. 1964. Informe sobre la fauna acuática del río Sinú. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Magdalena y del Sinú CVM, Bogotá, 160 p.
- de Ayala, R. M. 1997. Inventario de la avifauna de los manglares del Caribe colombiano. Tesis de Grado, Universidad del Valle, Cali, Colombia. 68 p.
- Dugand, A. 1939a. Aves de la región Magdalena-Caribe, parte 1. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 3(8): 524-532.
- \_\_\_\_\_. 1939b. Aves de la región Magdalena-Caribe, parte 2. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 3(9-10): 47-65.
- \_\_\_\_\_. 1940a. Aves de la región Magdalena-Caribe, parte 3. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 3(11): 212-238.
- \_\_\_\_\_. 1940b. Aves de la región Magdalena-Caribe, parte 4. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 3(12): 373-384.
- \_\_\_\_\_. 1940c. Aves de la región Magdalena-Caribe, parte 5. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fís. Nat. 4(13): 25-37.
- \_\_\_\_\_. 1947. Aves del departamento del Atlántico, Colombia. Caldasia 4(20): 499-648.
- Estela, F. A. 2002. Observaciones de dos especies de aves migratorias poco frecuentes en Colombia. Boletín SAO 13(24-25): 35-37.
- \_\_\_\_\_. 2004. Observaciones del Págallo del Polo Sur (*Catharacta maccormicki*) en el Caribe colombiano. Ornitología Colombiana 2: 50-52.
- \_\_\_\_\_, L. G. Naranjo y R. Franke-Ante. 2004. Registros de Págalos (Aves: Stercorariidae) en las costas de Colombia. Bol. Invest. Mar. y Cost. 33: 243-248.
- Franco-Maya, A. M. y G. A. Bravo. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Colombia. Pp: 117-281. En Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes tropicales; sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. K. Boyle y A. Estrada (Eds.). BirdLife Internacional y Conservación Internacional. Serie de Conservación de BirdLife No. 14. Quito, Ecuador.
- Gochfeld, M., S. Keith y P. Donahue. 1980. Records of rare or previously unrecorded birds from Colombia. Bull. Brit. Ornithol. Club 100(3): 196-201.
- Haffer, J. 1961. Notas sobre la avifauna de la península de La Guajira. Noved. Colombianas 1: 374-396.
- \_\_\_\_\_. 1975. Avifauna of Northwestern Colombia, South America. Bonner Zool. Monog. 7: 1-182.
- Hafner, H., R. V. Lansdown, J. A. Kushlan, R. W. Butler, T. W. Custer. I. J. Davidson, R. M. Erwin, J. A. Hancock, A. M. Lyles, M. Maddock, L. Marion, G. Morales, T. Mundkur, C. Perennou, O. Pineau, D. Turner, P. Ulnaers, J. van Vessem y L. Young. 2000. Conservation of Herons. pp 343-376. En Heron Conservation. H. Hafner y J. A. Kushlan (Eds.). Academic Press. Londres. 480 p.

- Hennig, V. 2001. Die Ciénaga Grande de Santa Marta - Naturschutz - probleme eines RAMSAR-Schutzgebietes in Kolumbien. *Seevögel (Zeit. Ver. Jord.)* 22(1): 7-12.
- Hilty, S. L. 1985. Distributional changes in the Colombian avifauna: A preliminary Blue List. pp: 1000-1012. En *Neotropical Ornithology*. P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely y F. G. Buckley (Eds.). *Ornithological Monographs* 36. American Ornithologist' Union. Washington D. C. 1041 p.
- \_\_\_\_\_. 2002. *Birds of Venezuela, Second Edition*. Princeton University Press. Princeton. 878 p.
- \_\_\_\_\_. y W. L. Brown. 1986. *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press. Princeton. 836 p.
- \_\_\_\_\_. 2001. *Guía de las Aves de Colombia*. Princeton University Press, American Bird Conservancy-ABC, Universidad del Valle, Sociedad Antioqueña de Ornitología-SAO, Cali, 1030 p.
- Jaramillo, J. G. 2001. Observaciones del Azulillo Norteño (*Passerina cyanea*) en Tolú. *Boletín SAO* 12(22-23): 82-83.
- Lefebvre, G., B. Poulin y R. McNeil. 1992. Abundance, feeding behavior, and body condition of nearctic warblers wintering in venezuelan mangroves. *Wilson Bulletin* 104(3): 400-412.
- \_\_\_\_\_. 1994. Temporal dynamics of mangrove bird communities in Venezuela with special reference to migrant warblers. *Auk* 111(2): 405-415.
- Legast, A. 1980. *La Fauna en la Orfebrería Sinú*. Fundación de Investigaciones Arqueológicas Nacionales, Banco de la República, Santa Fe de Bogotá, 119 p.
- Márquez, G. 2001. De la abundancia a la escasez, la transformación de ecosistemas en Colombia. pp. 323-452. En *Naturaleza en Disputa: Ensayos de historia ambiental de Colombia 1850-1995*. G. Palacio (Ed.). Universidad Nacional de Colombia. Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Santa Fe de Bogotá. 480 p.
- McNeil, R. H., H. Ouellet, y J. R. Rodríguez. 1985. Urgencia de un programa de conservación de los ambientes costeros (lagunas, planicies fangosas, laderas costeras y manglares) del norte de América del Sur. *Bol. Soc. Ven. de Cien. Nat.* 40(143): 449-474.
- Moreno, J. G., R. M. de Ayala y L. G. Naranjo. 1999. Expansión del rango de la Paloma Coroniblanca *Columba leucocephala* al territorio continental de Colombia. *Caldasia* 21: 112-113.
- Naranjo, L. G. 1979. *Las Aves Marinas del Caribe Colombiano: taxonomía, zoogeografía y anotaciones ecológicas*. Tesis de Grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Fe de Bogotá. 392 p.
- \_\_\_\_\_. 1991. Confirmación de la presencia de *Limnodromus scolopaceus* (Aves: Scolopacidae) en Colombia. *Trianea* 4: 559-561.
- \_\_\_\_\_. 1997. A note on the birds of the Colombia Pacific mangroves. pp. 64-70 En *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. B. Kjerfve, L. D. de Lacerda y E. H. Salif-Diop. (Eds.). The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. UNESCO. Paris. 246 p.

- \_\_\_\_\_. 1998. Diversidad Ecosistémica: Humedales. pp. 140-163. En Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia. Tomo 1. Diversidad Biológica. M. E. Chaves y N. Arango (Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente, Santa Fe de Bogotá, Colombia. 535 p.
- \_\_\_\_\_. 2004. Presencia de la Corocora (*Eudocimus ruber*) en el valle del río Cauca, Occidente de Colombia. Ornitología Colombiana 2: 45-46.
- \_\_\_\_\_, G. D. Tessier y H. Blokpoel. 1985. Registros adicionales de aves playeras en el Caribe colombiano. Boletín Ecotropica 12: 27-29.
- \_\_\_\_\_, G. I. Andrade y E. Ponce de León. 1999. Humedales Interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio del Medio Ambiente. Santa Fe de Bogotá, Colombia. 79 p.
- Olivares, A. 1973. Las Ciconiiformes Colombianas. Proyser. Santa Fe de Bogotá. 303 p.
- Plazas, C., A. M. Falchetti, J. Saenz-Samper y S. Archila. 1993. La Sociedad Hidráulica Zenú. Banco de la Republica, Museo del Oro. Santa Fe de Bogotá. 299 p.
- Posada-Posada, B. O., E. Causado y A. López. 2004. Diagnóstico de la unidad ambiental costera estuarina Río Sinú - Golfo de Morrosquillo. pp: 121-136. En Contribuciones en ciencias del mar en Colombia; Investigación y desarrollo de territorios promisorios. N. Campos y A. Acero (Eds.). Red de Estudios del Mundo Marino -REMAR, Universidad Nacional de Colombia, Comisión Colombiana del Océano e INVEMAR. Bogotá, Colombia
- Raffaele, H., J. Wiley, O. Garrido, A. Keith y J. Raffaele. 1998. A guide to the birds of the West Indies. Princeton University Press. Princeton. 511 p.
- Remsen, J. V., Jr., A. Jaramillo, M. A. Nores, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, J. M. C. da Silva, D. F. Stotz y K. J. Zimmer. (enero 2005). A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.  
<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>
- Renjifo, L. M. 1998. Especies de aves amenazadas y casi amenazadas de extinción en Colombia. pp. 416-426. En Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia. Tomo 1. Diversidad Biológica. M. E. Chaves y N. Arango (Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente, Santa Fe de Bogotá, Colombia. 535 p.
- \_\_\_\_\_, A. M. Franco-Maya, J. D. Amaya-Espinel, G. H. Kattan y B. López-Lanús. 2002. Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 562 p.
- Robertson, K y J. Chaparro. 1998. Evolución histórica del delta del río Sinú. Cuadernos de Geografía 7(1-2): 70-87.
- Rodriguez-Mahecha, J. V. y J. I. Hernández-Camacho. 2002. Loros de Colombia. Conservación Internacional. Tropical Field Guides Series. Santa Fe de Bogotá. Colombia. 478 p.

- Ruiz-Ovalle, J. M. 2002. Uso y selección de sitios de percha en la interfase agua vegetación de tres hábitats asociados a aguas lénticas y lólicas por la avifauna del nororiente del Departamento de Córdoba. Tesis de Grado. Pontificia Universidad Javeriana. Santa Fe de Bogotá. Colombia. 113 p.
- Salaman, P., T. M. Donegan y A. M. Cuervo. 2002. New distributional bird records from Serranía de San Lucas and adjacent Central Cordillera of Colombia. Bull. Brit. Ornithol. Club 122(4): 285-303.
- Sánchez-Páez, H. y R. Álvarez-León. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Organización de Maderas Tropicales. Santa Fe de Bogotá, Colombia. 511 p.
- Stiles, F. G. 1998. Aves Endémicas de Colombia. pp. 378-385, 428-432. En Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia. Tomo 1. Diversidad Biológica. M. E. Cháves y N. Arango (Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente, Santa Fe de Bogotá, Colombia. 535 p.
- \_\_\_\_\_. 2001. Primer registro del Porrón Collarejo *Aythya collaris* (Anatidae) y de la anidación del Ibis Morito *Plegadis falcinellus* (Threskiornithidae) en el Caribe colombiano. Caldasia 23(2): 559-561.
- \_\_\_\_\_ y A. F. Skutch. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell University Press. Ithaca. 511 p.
- \_\_\_\_\_ y C. I. Bohórquez. 2000. Evaluando el estado de la biodiversidad: el caso de la avifauna de la Serranía de Las Quinchas, Boyacá, Colombia. Caldasia 22(1): 61-92.
- \_\_\_\_\_, L. Rosselli y C. I. Bohórquez. 1999. New and noteworthy records of birds from the middle Magdalena valley of Colombia. Bull. Brit. Ornithol. Club 119(2): 113-129.
- Strewe, R. y C. Navarro. 2003. New distributional records and conservation importance of the San Salvador valley, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Ornitología Colombiana 1: 29-41.
- Todd, W. E. C. y M. A. Carriker, Jr. 1922. The birds of the Santa Marta region of Colombia: A study in latitudinal distribution. Ann. Carnegie Mus. 14: 1-614.

FECHA DE RECEPCIÓN:06/07/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:19/01/05

#### DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" - INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: felipe@calidris.org.co, Mateo.Lopez-Victoria@bio.uni-giessen.de (F. A. E y M.L.V).

Asociación para el Estudio y Conservación de las Aves Acuáticas en Colombia-CALIDRIS, Carrera 24F Oeste # 3-25, Tel. 6812853, Cali, Colombia. (F.A.E.).

Anexo 1. Especies de aves registradas en la parte baja del río Simú. Lista realizada con base en observaciones de los autores, complementada con registros de J. Rojas, O. Murillo y J. M. Ruiz. Explicación de las siglas y símbolos al final.

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Hábitats</b>
<b>Tinamidae</b>			
1 <i>Crypturellus soui</i>	Tinamú Chico	®	BS
<b>Anhimidae</b>			
2 <i>Chauna chavaria</i>	Chavarrí	Λ €	HD, Mg, T
<b>Anatidae</b>			
3 <i>Dendrocygna bicolor</i>	<b>Patos, Gansos</b> Iguaza María	®	HD
4 <i>Dendrocygna viduata</i>	Iguaza Careta	®	HD
5 <i>Dendrocygna autumnalis</i>	Iguaza Común	®	HD, Mg
6 <i>Cairina moschata</i> <sup>1</sup>	Pato Real	®	HD, Mg, T
7 <i>Anas bahamensis</i>	Pato Cariblanco	↔	PL
8 <i>Anas discors</i>	Pato Careto	M	HD, PL
9 <i>Nomonyx (= Oxyura) dominicus (= dominica)</i> <sup>2,3</sup>	Pato Encapuchado		HD
<b>Cracidae</b>			
10 <i>Ortalis garrula</i>	<b>Pavas, Guacharacas</b> Guacharaca Caribeña	® €	AP, BS
<b>Odontophoridae</b>			
11 <i>Colinus cristatus</i>	<b>Perdices</b> Perdiz Común	®	AP
<b>Podicipedidae</b>			
12 <i>Tachybaptus (= Podiceps) dominicus</i>	Zambullidor Chico	®	HD, T
13 <i>Podilymbus podiceps</i>	Zambullidor Común	®	HD, Mg
<b>Pelecanidae</b>			
14 <i>Pelecanus occidentalis</i>	<b>Pelicanos</b> Pelicano Común	M	AM, Mg, P
<b>Sulidae</b>			
15 <i>Sula leucogaster</i>	<b>Piqueros</b> Piquero Café		AM

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Hábitats
<b>Phalacrocoracidae</b>			
16 <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán Neotropical	®	AM, HD, Mg, P, PL, T
<b>Anhingidae</b>			
17 <i>Anhinga anhinga</i>	Pato Aguja	®	Mg
<b>Fregatidae</b>			
18 <i>Fregata magnificens</i>	Fragata Común		AM, MG, P
<b>Ardeidae</b>			
19 <i>Tigrisoma lineatum</i>	Vaco Colorado	®	HD, T
20 <i>Tigrisoma fasciatum</i>	Vaco Cabecinegro	®↔	HD, Mg, T
21 <i>Tigrisoma mexicanum</i>	Vaco Mejicano	®↔	Mg
22 <i>Agamia agami</i>	Garza Colorada	®	Mg
23 <i>Cochlearius cochlearius</i>	Garza Cucharón	®	Mg, T
24 <i>Ixobrychus involucris</i> <sup>4</sup>	Avetorrillo Estriado	↔	Mg, T
25 <i>Nycticorax nycticorax</i>	Guaco Común	®	AP, BS, HD, Mg, T
26 <i>Nyctanassa violacea</i>	Guaco Manglero	®	AP, BS, Mg, PL
27 <i>Butorides virescens</i>	Garcita Verde	®	PL, T
28 <i>Butorides striata</i> (= <i>striatus</i> )	Garcita Rayada	®	HD, Mg, PL, T
29 <i>Bubulcus ibis</i>	Garcita del Ganado	®	AP, HD, Mg, T
30 <i>Ardea herodias</i>	Garzón Migratorio		HD, Mg, P, T
31 <i>Ardea cocoi</i>	Garzón Azul	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
32 <i>Ardea</i> (= <i>Casmerodius</i> ) <i>alba</i> (= <i>albus</i> )	Garza Real	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
33 <i>Pilherodius pileatus</i>	Garza Crestada		AP, HD
34 <i>Egretta</i> (= <i>Hydranassa</i> ) <i>tricolor</i>	Garza Tricolor	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
35 <i>Egretta thula</i>	Garza Patiamarilla	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
36 <i>Egretta</i> (= <i>Florida</i> ) <i>caerulea</i>	Garza Azul	®	HD, Mg, P, PL, T
37 <i>Egretta</i> (= <i>Dichromanassa</i> ) <i>rufescens</i>	Garza Rojiza	↔	Mg

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Habitats
<b>Threskiornithidae</b>			
38 <i>Eudocimus albus</i>	Ibis Blanco	®	AP, Mg, P, PL, T
39 <i>Eudocimus ruber</i>	Corocora	↔	Mg
40 <i>Plegadis falcinellus</i>	Ibis Pico de Hoz	® ↔	HD, Mg
41 <i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Ibis Verde	®	HD
42 <i>Phimosus infuscatus</i>	Coquito	®	AP, HD, T
43 <i>Platalea (=Ajaia) ajaja</i>	Espátula		Mg, P, PL
<b>Ciconiidae</b>			
44 <i>Mycteria americana</i>	Cabeza de Hueso		Mg, PL
<b>Cathartidae</b>			
45 <i>Cathartes aura</i> <sup>s</sup>	Guala Común	® M	AP, HD, Mg, P, T
46 <i>Cathartes burrovianus</i>	Guala Sabanera	® ↔	HD, T
47 <i>Coragyps atratus</i>	Gallinazo Común		AP, BS, HD, Mg, P, PL, T
<b>Pandionidae</b>			
48 <i>Pandion haliaetus</i>	Águilas Pescadoras	M	AM, HD, Mg, P, PL, T
<b>Accipitridae</b>			
49 <i>Chondrohierax uncinatus</i>	Águilas y Gavilanes	↔	HD
50 <i>Gampsonyx swainsonii</i>	Caracolero Selvático		AP, HD
51 <i>Elanus leucurus (=caeruleus)</i>	Aguiluilla Enana		AP, HD, T
52 <i>Rostrhamus sociabilis</i>	Aguiluilla Blanca	®	HD, T, Mg
53 <i>Ictinia plumbea</i>	Caracolero Común	↔	AP, HD
54 <i>Geranospiza caerulescens</i>	Aguiluilla Plomiza		AP, BS
55 <i>Buteogallus anthracinus</i>	Aguiluilla Zancona	®	Mg, P, PL, T
56 <i>Buteogallus urubitinga</i>	Cangrejero Negro	®	HD, Mg, P, T
57 <i>Buteogallus (=Heterospizias) meridionalis</i>	Cangrejero Mayor	®	HD, AP
58 <i>Busarellus nigricollis</i>	Águila Sabanera	®	HD, Mg, T
	Águila Cienaguera	®	HD, Mg, T

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Hábitats</b>
59 <i>Parabuteo unicinctus</i>	Águila Rabiblanca		HD
60 <i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán Caminero	®	AP, BS, HD, T
61 <i>Buteo platypterus</i>	Águila Migratoria	M	PL
<b>Falconidae</b>			
62 <i>Caracara (=Polyborus) plancus</i>	Guaraguaco Común	®	AP, BS, HD
63 <i>Milvago chimachima</i>	Pigua		AP, BS, HD, Mg, P, PL, T
64 <i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón Culebrero		HD, T
65 <i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón Collarejo	↔ ®	BS, AP
66 <i>Falco sparverius</i>	Cernícalo	®	AP
67 <i>Falco rufifigularis</i>	Halcón Murcielaguero		AP
68 <i>Falco femoralis</i>	Halcón Plomizo		AP
69 <i>Falco peregrinus</i>	Halcón Peregrino	M	AM, Mg, PL
<b>Aramidae</b>			
70 <i>Aramus guarauna</i>	Carraos	® ↔	HD, T
<b>Rallidae</b>			
71 <i>Aramides cajanea</i>	Pollas de agua	®	Mg
72 <i>Aramides axillaris</i>	Chilacoa Colinegra	↔	Mg
73 <i>Laterallus albigularis</i>	Polluelo Chocoana		Mg
74 <i>Gallinula chloropus</i>	Polla Gris	®	HD, T
75 <i>Porphyrio martinica</i>	Polla Azul	®	HD, T
<b>Jacaniidae</b>			
76 <i>Jacana jacana</i>	Gallitos de Ciénaga	®	AP, HD, T
<b>Recurvirostridae</b>			
77 <i>Himantopus mexicanus</i>	Cigüeñuelas, Avocetas		HD, PL
<b>Charadriidae</b>			
78 <i>Vanellus chilensis</i>	Pellar Común	®	AP, HD, P, PL, T

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Hábitats
79 <i>Pluvialis dominica</i>	Chorlo Dorado	M	PL
80 <i>Pluvialis squatarola</i>	Chorlo Pechinegro	M	P, PL
81 <i>Charadrius semipalmatus</i>	Chorlito Semipalmado	M	P, PL
82 <i>Charadrius wilsonia</i> <sup>6</sup>	Chorlito Piquigrueso	Ⓜ M	HD, P, PL
83 <i>Charadrius vociferus</i>	Chorlito Colirrojo	M	P
84 <i>Charadrius collaris</i>	Chorlito Collarejo		HD, P, PL
<b>Scolopacidae</b>			
85 <i>Limnodromus griseus</i>	Becasina Piquicorta	M	PL
86 <i>Limnodromus scolopaceus</i>	Becasina Piquilarga	M	PL
87 <i>Numenius phaeopus</i>	Zarapito Común	M	P, PL
88 <i>Tringa melanoleuca</i>	Andarriros Mayor	M	HD, PL, T
89 <i>Tringa flavipes</i>	Andarriros Patamarillo	M	PL, T
90 <i>Tringa solitaria</i>	Andarriros Solitario	M	HD, PL, T
91 <i>Catoptrophorus semipalmatus</i>	Andarriros Alinegro	M	P, PL
92 <i>Actitis macularia</i>	Andarriros Maculado	M	HD, Mg, PL, T
93 <i>Arenaria interpres</i>	Vuelvepiedras	M	P, PL
94 <i>Calidris alba</i>	Correlimos Blanco	M	P, PL
95 <i>Calidris pusilla</i>	Correlimos Semipalmado	M	PL
96 <i>Calidris mauri</i>	Correlimos Picudo	M	P, PL
97 <i>Calidris minutilla</i>	Correlimos Diminuto	M	HD, PL
98 <i>Calidris bairdii</i>	Correlimos Patinegro	M	PL
99 <i>Calidris melanotos</i>	Correlimos Pectoral	M	PL
100 <i>Steganopus (= Phalaropus) tricolor</i>	Falaropo Tricolor	M	PL
<b>Stercorariidae</b>			
101 <i>Stercorarius (= Catharacta) maccornicki</i> <sup>7</sup>	Págalo del Polo Sur	M	AM, Mg, P
102 <i>Stercorarius pomarinus</i>	Págalo Pomarino	M	AM, P
103 <i>Stercorarius parasiticus</i>	Págalo Parasítico	M	AM

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Hábitats</b>
<b>Laridae</b>			
104 <i>Larus atricilla</i>	Gaviota Reidora	M	AM, P
105 <i>Sterna nilotica</i>	Gaviotín Blanco	M	AM, HD
106 <i>Sterna caspia</i>	Gaviotín Piquirrojo	M	AM, P
107 <i>Sterna sandvicensis</i>	Gaviotín Patinegro	M	AM, HD
108 <i>Sterna maxima</i>	Gaviotín Real	M	AM, HD, P, T
109 <i>Sterna hirundo</i>	Gaviotín Común	M	AM
110 <i>Sterna superciliosus</i>	Gaviotín Fluvial	↔	HD, Mg
111 <i>Phaetusa simplex</i>	Gaviotín Picudo	↔	HD, T
<b>Rynchopidae</b>			
112 <i>Rhynchops niger</i>	Picotijera		AM, HD
<b>Columbidae</b>			
113 <i>Columbina minuta</i>	Tortolita Diminuta		AP
114 <i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita Común	®	AP, HD, Mg, PL, T
115 <i>Claravis pretiosa</i>	Tortolita Azul		T
116 <i>Columba livia</i> <sup>8</sup>	Paloma Común		Mg, T
117 <i>Patagioenas</i> (= <i>Columba</i> ) <i>cayennensis</i>	Torcaza Morada		AP, BS, PL, T
118 <i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza Nagüblanca	® ↔	AP, BS, HD, T
119 <i>Leptotila verreauxi</i>	Camínera Rabiblanca	®	AP, BS, HD, T
<b>Psittacidae</b>			
120 <i>Aratinga pertinax</i>	Loras, Guacamayas	®	AP, BS, HD, Mg, P, PL, T
121 <i>Forpus xanthopterygius</i>	Perico Carisucio	↔	AP
122 <i>Forpus conspicillatus</i>	Periquito Azulejo	↔	BS, HD
123 <i>Brotogeris jugularis</i>	Periquito Bronceado	↔	AP
124 <i>Pionus menstruus</i>	Cotorra Cheja		AP
125 <i>Amazona ochrocephala</i>	Lora Común	®	AP, BS, Mg, P, PL, T
126 <i>Amazona amazonica</i>	Lora Caríamarilla	®	AP, Mg, P, PL, T

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Habitats
<b>Cuculidae</b>			
127 <i>Coccyzus pumilus</i>	Cuculo Rabicorto	↔	HD, T
128 <i>Coccyzus americanus</i>	Cucullo Migratorio	M	P
129 <i>Piaya cayana</i>	Cuco Ardilla	Ⓡ	AP, BS, Mg
130 <i>Crotophaga major</i>	Garrapatero Mayor	Ⓡ	BS, HD, Mg, PL, T
131 <i>Crotophaga ani</i>	Garrapatero Común	Ⓡ	AP, HD, T
132 <i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero Ciriguelo	Ⓡ	HD, T
133 <i>Tapera naevia</i>	Trespies		AP, HD
<b>Tytonidae</b>			
134 <i>Tyto alba</i>	Lechuzas	↔	AP
<b>Strigidae</b>			
135 <i>Megascops (=Otus) choliba</i>	Lechuza Común		AP
136 <i>Bubo virginianus</i>	Búhos		AP, BS
137 <i>Pseudoscops (=Rhinopterynx) clamator</i>	Currucutú Común		BS
	Búho Real		AP
	Búho Rayado	↔	AP
<b>Nyctibidae</b>			
138 <i>Nyctibius griseus</i>	Bienparados		AP
	Bienparado Común		AP
<b>Caprimulgidae</b>			
139 <i>Chordeiles acutipennis</i>	Chotacabras, Guardacaminos		AP, HD, Mg
140 <i>Chordeiles minor</i>	Chotacabras Menor	M	T
141 <i>Nyctidromus albicollis</i>	Chotacabras Migratorio		AP, BS
142 <i>Caprimulgus carolinensis</i>	Guardacaminos Común	M	Mg
143 <i>Caprimulgus cayennensis</i>	Guardacaminos de Carolina	↔	AP, BS, HD
	Guardacaminos Rastrojero		
<b>Apodidae</b>			
144 <i>Streptoprocne (=Cypseloides) rutila (=rutilus)</i>	Vencejo Cuellirrojo		Mg, T
145 <i>Streptoprocne zonaris</i>	Vencejo de Collar	↔	Mg, T
146 <i>Chaetura</i> sp.	Vencejo		Mg

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Hábitats
<b>Trochilidae</b>			
147 <i>Phaethornis anthophilus</i>	Colibríes		AP, BS
148 <i>Anthracothorax nigricollis</i>	Eremitaño Carinegro		AP, BS
149 <i>Chlorostilbon gibsoni</i>	Mango Pechinegro	€	AP, BS, HD, P, T
150 <i>Damophila julie</i> <sup>9</sup>	Esmeralda Piquirroja		AP
151 <i>Lepidopyga coeruleogularis</i>	Damófila Pechiverde	↔	Mg
152 <i>Amazilia tzacatl</i>	Colibrí Zafirino		AP, BS
	Amazilia Colirrufo		
<b>Trogonidae</b>			
153 <i>Trogon violaceus</i>	Soledades		Mg, T
154 <i>Trogon melanurus</i>	Trogón Violáceo		Mg
	Trogón Colinegro		
<b>Alcedinidae</b>			
155 <i>Ceryle torquata</i>	Martines Pescadores	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
156 <i>Ceryle alcyon</i>	Martín Pescador Mayor	M	HD, Mg, T
157 <i>Chloroceryle amazona</i>	Martín Pescador Migratorio		AP, HD, Mg, P, PL, T
158 <i>Chloroceryle americana</i>	Martín Pescador Matraquero	®	HD, Mg, P, T
159 <i>Chloroceryle inda</i>	Martín Pescador Chico	®	T
160 <i>Chloroceryle aenea</i>	Martín Pescador Selvático	®	Mg, PL
	Martín Pescador Pigmeo		
<b>Momotidae</b>			
161 <i>Momotus momota</i> <sup>9</sup>	Barranqueros		BS
	Barranquero coronado		
<b>Galbulidae</b>			
162 <i>Galbula ruficauda</i>	Jacamares		BS
	Jacamár Colirrufo		
<b>Bucconidae</b>			
163 <i>Notharchus tectus</i>	Bobos, Cabezones		Mg, T
164 <i>Hypnelus ruficollis</i>	Bobo Coronado	®	AP, BS, HD, Mg, T
	Bobo Punteado		
<b>Picidae</b>			
165 <i>Picumnus olivaceus</i>	Carpinteros		Mg
	Carpinterito Oliváceo		

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Habitats
166 <i>Picumnus cinnamomeus</i>	Carpinterito Castaño		Mg
167 <i>Melanerpes rubricapillus</i>	Carpintero Habado	®	AP, BS, HD, Mg, T
168 <i>Veniliornis kirkii</i>	Carpintero Rabinrojo		Mg
169 <i>Piculus cf. chrysochloros</i>	Carpintero Dorado		Mg
170 <i>Colaptes (=Chrysomitris) punctigula</i>	Carpintero Buchipecoso	®	AP, BS, HD, Mg, P, T
171 <i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero Real	®	AP, BS
172 <i>Campephilus melanoleucos</i>	Carpintero Marcial		Mg, T
<b>Dendrocolaptidae</b>			
173 <i>Xiphorhynchus picus</i>	Trepador Pico de Lanza	®	AP, BS, HD, Mg, P
174 <i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador Campestre		AP, BS
175 <i>Campylorhamphus trochilirostris</i> <sup>4</sup>	Guadãnero Rojizo		Mg, T
<b>Furnariidae</b>			
176 <i>Furnarius leucopus</i>	Hornero, Rastrero		
177 <i>Synallaxis albescens</i>	Hornero Patiamarillo	®	AP, HD, T
178 <i>Synallaxis candei</i>	Rastrojero Pálido	®	AP
179 <i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Rastrojero Bigotudo	€	AP
180 <i>Xenops minutus</i> <sup>4</sup>	Rastrojero Barbiamarillo	®	AP, HD, T
	Xenops Pardusco		T
<b>Thamnophilidae</b>			
181 <i>Sakesphorus canadensis</i>	Batarás		
182 <i>Thamnophilus doloiatus</i>	Batará Copetón	®	AP, BS, HD, T
183 <i>Thamnophilus multistriatus</i>	Batará Barrado		AP, T
184 <i>Formicivora grisea</i>	Batará Carcajada	↔ €	AP, HD, Mg, T
185 <i>Cercomacra tyrannina</i>	Hormiguero Pehinegro		AP, BS
	Hormiguero Negruzco	↔	HD
<b>Tyrannidae</b>			
186 <i>Myiopagis gaimardii</i>	Atrapamoscas		
187 <i>Myiopagis caniceps</i>	Elaenia Selvática		BS
	Elaenia Gris		AP

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Hábitats</b>
188 <i>Myiopagis viridicata</i>	Elaenia Verdosa		BS
189 <i>Elaenia flavogaster</i>	Elaenia Copetona	®	AP, HD
190 <i>Elaenia chiriquensis</i>	Elaenia Menor	↔	AP, BS
191 <i>Camptostoma obsoletum</i>	Tiranuelo Silbador		BS
192 <i>Phaeomyias murina</i>	Tiranuelo Murino	↔	AP, HD
193 <i>Campsiempis flaveola</i>	Tiranuelo Amarillo		T, HD
194 <i>Zimmerius villistimus</i>	Tiranuelo Misero	↔	AP, BS
195 <i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Atrapamoscas Sepia		AP, BS
196 <i>Sublegatus arenarum</i>	Atrapamoscas Rastrojero		AP, BS
197 <i>Inezia subflava</i>	Tiranuelo Pantanero		Mg
198 <i>Poecilotriccus (= Todirostrum) sylvia</i>	Espatulilla Rastrojera	®	T
199 <i>Todirostrum cinereum</i>	Espatulilla Común	®	BS
200 <i>Todirostrum nigriceps</i>	Espatulilla Cabecinegra		AP, HD, T
201 <i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	Picoplano Oliváceo	↔	BS
202 <i>Tolmomyias flaviventris</i>	Picoplano Pechiamarillo		BS
203 <i>Aphanotriccus audax</i>	Atrapamoscas Piconegro		BS, AP
204 <i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Atrapamoscas Parduzco	↔ Λ €	AP, BS
205 <i>Empidonax</i> sp.	Atrapamoscas		BS
206 <i>Contopus virens</i>	Atrapamoscas Oriental	M	Mg, P
207 <i>Contopus cf. cinereus</i> <sup>10</sup>	Atrapamoscas Tropical		AP, BS
208 <i>Fluvicola pica</i>	Viudita Común	®	AP, HD, PL, T
209 <i>Arundinicola leucocephala</i>	Monjita Pantanera	®	HD, PL, T
210 <i>Machetornis rixosus</i>	Atrapamoscas Ganadero	®	AP, HD, P, PL, T
211 <i>Myiozetetes cayanensis</i>	Suelda Crestinegra	®	AP, BS, HD
212 <i>Pitangus sulphuratus</i>	Bichofué Gritón	®	AP, BS, HD, P, PL, T
213 <i>Pitangus lictor</i>	Bichofué Menor		BS
214 <i>Myiodinastes maculatus</i>	Atrapamoscas Maculado	®	AP, BS, Mg
215 <i>Megarhynchus pitangua</i>	Atrapamoscas Picudo		AP, BS

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Habitats</b>
216 <i>Tyrannus melancholicus</i>	Siriri Común	®	AP, HD, P, PL, T
217 <i>Tyrannus savana</i>	Siriri Tijereta	®	AP, HD
218 <i>Tyrannus tyrannus</i>	Siriri Migratorio	M	AP, HD
219 <i>Tyrannus dominicensis</i>	Siriri Gris		AP
220 <i>Rhytipterna holerythra</i>	Plañidera Rufa	↔	AP, Mg
221 <i>Myiarchus tuberculifer</i>	Atrapamoscas Capinegro		AP
222 <i>Myiarchus venezuelensis</i>	Atrapamoscas Venezolano	↔	AP, BS
223 <i>Myiarchus panamensis</i>	Atrapamoscas Panameño		AP, BS
224 <i>Myiarchus tyrannulus</i>	Atrapamoscas Crestado		AP, HD
<b>Cotingidae</b>			
225 <i>Tityra semifasciata</i>	Titira Enmascarada		Mg
226 <i>Pachyrhamphus cinnamomeus</i>	Cabezón Canelo		AP
<b>Pipridae</b>			
227 <i>Manacus manacus</i> <sup>o</sup>	Saltarín Barbiblanco		BS
228 <i>Chiroxiphia lanceolata</i>	Saltarín Coludo		BS
229 <i>Piprites chloris</i>	Saltarín Oliva	↔	Mg
<b>Vireonidae</b>			
230 <i>Cycularhis gujanensis</i>	Verderón Cejirrufo		AP
231 <i>Vireo olivaceus</i>	Verderón Ojirrojo		Mg
232 <i>Vireo altiloquus</i>	Verderón Canoro	M	BS
<b>Corvidae</b>			
233 <i>Cyanocorax affinis</i>	Cuervos, Carriquies	®	AP, BS
<b>Hirundinidae</b>			
234 <i>Tachycineta albiventer</i>	Golondrina Aliblanca	®	HD, Mg, P, PL
235 <i>Progne (=Phaeoprogne) tapera</i>	Golondrina Sabanera	®	AP, HD, Mg, P, PL, T
236 <i>Progne chalybea</i>	Golondrina de Campanario	M	HD, P, PL

<b>Familia, Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>Categoría</b>	<b>Hábitats</b>
237 <i>Stelgidopteryx rufficollis</i>	Golondrina Barranquera		AP, HD, PL
238 <i>Riparia riparia</i>	Golondrina Riparia	M	P, PL
239 <i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Tijereta	M	AP, HD, P, PL, T
<b>Troglodytidae</b>	<b>Cucaracheros</b>		
240 <i>Troglodytes aedon</i>	Cucarachero Común	®	AP, HD
241 <i>Campylorhynchus zonatus</i>	Cucarachero Matraquero		Mg, T
242 <i>Campylorhynchus griseus</i>	Cucarachero Chupahuevos	®	AP, BS, HD, P, T
243 <i>Thryothorus leucotis</i>	Cucarachero Anteado	®	AP, BS
<b>Turdidae</b>	<b>Mirlas</b>		
244 <i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de Swainson	M	Mg
245 <i>Turdus grayi</i>	Mirlla Parda		AP, BS
<b>Mimidae</b>	<b>Sinsontes</b>		
246 <i>Mimus gilvus</i>	Sinsonte Común		AP, BS
<b>Coerebidae</b>	<b>Mieleros</b>		
247 <i>Coereba flaveola</i>	Mielero Común	®	AP, HD, Mg, T
<b>Thraupidae</b>	<b>Azulejos y Tangaras</b>		
248 <i>Nemostia pileata</i>	Tramadora Pechiblanca	®	AP, BS
249 <i>Tachyphonus rufius</i>	Parlotero Malcasado	↔	Mg, PL
250 <i>Ramphocellus dimidiatus</i>	Asoma Tercipelo	®	AP, BS
251 <i>Thraupis episcopus</i>	Azulejo Común	®	AP, BS, HD, P, T
252 <i>Thraupis glaucocolpa</i>	Azulejo Glauco	↔	AP, BS
253 <i>Thraupis palmarum</i>	Azulejo Palmero	®	AP, BS, P
254 <i>Conirostrum leucogenys</i>	Conirrostro Orejiblanco		BS, AP
255 <i>Conirostrum bicolor</i>	Conirrostro Manglero	®	Mg, P, PL
256 <i>Piranga rubra</i> <sup>2</sup>	Piranga Roja	M	AP

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Habitats
<b>Emberizidae</b>			
257 <i>Sicalis flaveola</i>	Canarios, Semilleros		AP, HD
258 <i>Sicalis luteola</i>	Sicalis Coronado	↔	AP, HD
259 <i>Volatinia jacarina</i>	Sicalis Sabanero	↔	AP, HD, T
260 <i>Sporophila schistacea</i>	Volatinero Negro	↔	HD
261 <i>Sporophila nigricollis</i>	Espiguero Pizarra	↔	HD
262 <i>Sporophila minuta</i>	Espiguero Capuchino		AP, BS, HD, T
263 <i>Arremonops conirostris</i>	Espiguero Ladrillo		BS
	Pinzón Conirostro		
<b>Cardinalidae</b>			
264 <i>Pheucticus ludovicianus</i>	Gorriones	M	BS
265 <i>Saltator maximus</i>	Picogordo Degollado		BS, AP
266 <i>Saltator coerulescens</i>	Saltador Oliva	®	AP, BS, HD, T
267 <i>Saltator striatipectus</i> (= <i>albicollis</i> )	Saltador Grisáceo		HD
268 <i>Passerina</i> (= <i>Guiraca</i> ) <i>caerulea</i>	Saltador Pío-Judio	M	T
269 <i>Spiza americana</i>	Azulón Migratorio	M	P
	Arrocerero Migratorio		
<b>Parulidae</b>			
270 <i>Vermivora peregrina</i>	Reinitas	M	Mg, P
271 <i>Dendroica petechia</i> <sup>11</sup>	Reinita Verderona	M	AP, HD, Mg, P, T
272 <i>Dendroica castanea</i>	Reinita Amarilla	M	Mg, P
273 <i>Dendroica fusca</i>	Reinita Castaña	M	AP, HD
274 <i>Setophaga ruticilla</i>	Reinita Naranja	M	Mg
275 <i>Mniotilta varia</i>	Reinita Norteña	M	AP
276 <i>Protonotaria citrea</i>	Reinita Trepadora	M	HD, Mg, P, T
277 <i>Seiurus noveboracensis</i>	Reinita Cabecidorada	M	Mg, P
278 <i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Reinita Acuática	↔	AP, HD
279 <i>Wilsonia citrina</i>	Reinita Enmascarada	M	HD, P
280 <i>Wilsonia canadensis</i>	Reinita Encapuchada	M	AP, Mg
281 <i>Wilsonia pusilla</i>	Reinita del Cánada	M	HD, P
	Reinita Gorrinegra		

Familia, Especie	Nombre Común	Categoría	Hábitats
<b>Icteridae</b>			
282 <i>Psarocolius decumanus</i>	Chamones, Turpiales Oropéndola Crestada	®	AP, BS, HD, Mg, T
283 <i>Cacicus cela</i>	Arrendajo Común	↔	AP, BS
284 <i>Icterus icterus</i>	Turpial Real		HD, P
285 <i>Icterus mesomelas</i>	Turpial Coliamarillo	M	T
286 <i>Icterus spurius</i>	Turpial Hortelano		HD
287 <i>Icterus auricapillus</i>	Turpial Cabecirrojo		BS
288 <i>Icterus galbula</i>	Turpial de Baltimore	M	AP
289 <i>Icterus nigrogularis</i>	Turpial Amarillo	®	AP, HD, PL, T
290 <i>Chrysomus</i> (= <i>Agelaius</i> ) <i>icterocephalus</i>	Turpial Cabeciamarillo	®	HD, T
291 <i>Molothrus</i> (= <i>Scaphidura</i> ) <i>oryzivorus</i> (= <i>oryzivora</i> )	Chamón Gigante	®	AP, BS
292 <i>Molothrus aeneus</i> (= <i>armenti</i> )	Chamón del Caribe	↔/Λ€	AP
293 <i>Molothrus bonariensis</i>	Chamón Parásito	®	AP, HD, T
294 <i>Quiscalus mexicanus</i>	Chango Común	®	AP, HD, Mg, P, PL
295 <i>Sturnella</i> (= <i>Leistes</i> ) <i>militaris</i>	Soldadito	®	AP, HD
<b>Fringillidae</b>			
296 <i>Euphonia trinitatis</i>	Canarios Eufonia de Trinidad		BS, AP

**Categoría:** ↔ = Ampliación de distribución geográfica; Λ = Amenazada a nivel nacional; € = Rango restringido; endémica o casi endémica de Colombia; ® = Reproducción comprobada en el área de estudio; M = Migratoria.

**Hábitats:** Mg = Manglar; T = Zona de transición estuario-río; HD = Humedales de río o agua dulce; P = Playa; PL = Plano Lodoso; AP = Áreas abiertas; BS = Bosque seco; AM = Aguas marinas.

**Notas:**

<sup>1</sup> Observados individuos silvestres y domésticos.

<sup>2</sup> Registrada por Oscar Murillo (INVEMAR) en 2002.

<sup>3</sup> Según lo reportado por Hilty y Brown (1986) constituye una ampliación de distribución, pero no se trata en el texto porque Dahl y Medem (1964) la reportan en la región desde hace más de 40 años.

- <sup>4</sup> Registrada por Janeth Rojas (INVEMAR) en 1998.
- <sup>5</sup> Presentes la subespecie residente *C. a. ruficollis*, y la migratoria neártica *C. a. aura*.
- <sup>6</sup> Presentes la subespecie residente del Caribe *C. w. cinnamominus*, y la migratoria neártica *C. w. wilsonia*.
- <sup>7</sup> Especie nueva para Colombia, ver detalles en Estela (2004).
- <sup>8</sup> Especie doméstica introducida, se incluye porque se han observado individuos alimentándose en el interior de bosque de manglar y haciendo uso de otros recursos en distintos hábitats.
- <sup>9</sup> Registrada por Juan Manuel Ruiz (Pontificia Universidad Javeriana-Bogotá) en 2001.
- <sup>10</sup> En caso de confirmarse su identificación exactamente como *C. cinereus* también constituye una ampliación de distribución.
- <sup>11</sup> Presentes las formas residente de manglar *D. p. erithachorides*, y la migratoria neártica *D. p. petechia*. La taxonomía de este grupo es compleja, algunos autores reconocen a nivel específico las dos subespecies, aunque lo aceptado actualmente es considerar a cada forma como un grupo de subespecies.

## ECOLOGÍA QUÍMICA DE LAS ESPONJAS EXCAVADORAS *CLIONA APRICA*, *C. CARIBBAEA*, *C. DELITRIX* Y *C. TENUIS*

*Andia Chaves-Fonnegra, Mateo López-Victoria, Fernando Parra-Velandia y Sven Zea*

### RESUMEN

Las esponjas excavadoras incrustantes del Caribe *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* y *C. tenuis* (Porifera, Hadromerida, Clionidae) socavan y desplazan agresivamente el tejido coralino. En la isla de San Andrés y en las Islas del Rosario (Caribe colombiano), en todos los 145 casos observados de contacto directo de las esponjas *C. aprica*, *C. caribbaea* y *C. tenuis*, con 17 especies de coral, los corales mostraron signos de deterioro en sus tejidos. Se notó además que la superficie de estas esponjas es colonizada por pocos organismos y que ellas son raramente depredadas. Para establecer la posible utilización de sustancias químicas de estas esponjas en competencia por espacio con corales (alelopatía), como inhibidoras del asentamiento larval (antiepibiosis), y como disuasorias de la alimentación de peces generalistas (antidepredación), se evaluó experimentalmente la actividad de sus extractos orgánicos crudos. Los extractos se obtuvieron con metanol y metanol:diclorometano (1:2), y se incluyeron en medios experimentales a las concentraciones naturales en que se encuentran dentro de las esponjas. Usando un método no publicado, en desarrollo por parte de J. Pawlik (Universidad de Carolina del Norte en Wilmington) y M. Ilan (Universidad de Tel Aviv), medallones de Phytigel™ con extracto de cada una de las cuatro esponjas, puestos sobre el coral *Montastrea cavernosa*, produjeron un mayor grado de mortandad de los pólipos que geles control sin extracto. Geles con extracto de las esponjas *C. aprica* y *C. caribbaea* + *C. tenuis*, vertidos en cajas de petri y usados como sustrato en el medio marino, inhibieron significativamente el asentamiento de organismos epibiontes, en comparación con geles control. En ensayos de laboratorio, “pellets” de harina de trigo con extracto de *C. delitrix* y *C. caribbaea* + *C. tenuis* fueron significativamente rechazados por el pez omnívoro arrecifal, *Stegastes partitus*, mientras que “pellets” con extracto de *C. aprica* no disuadieron el consumo. Estos resultados sugieren que sustancias presentes en los extractos orgánicos crudos de estas esponjas pueden ser en parte responsables de su capacidad para competir por sustrato arrecifal y defenderse de sus potenciales agresores.

**PALABRAS CLAVE:** *Cliona*, Esponjas excavadoras incrustantes, Competencia por espacio, Alelopatía, Antiepibiosis, Antidepredación.

Contribución No. 882 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 250 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia

## ABSTRACT

**Chemical ecology of the excavating sponges *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* and *C. tenuis*.** The Caribbean encrusting and excavating sponges *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* and *C. tenuis* (Porifera, Hadromerida, Clionidae), aggressively undermine and displace live coral tissue. At San Andrés island and Islas del Rosario (Colombian Caribbean), in all 145 observed cases of direct contact of the sponges *C. aprica*, *C. caribbaea* and *C. tenuis* with 17 coral species, corals showed unhealthy signs in their tissue. It was also noticed that the surface of these sponges is colonized by few organisms and that they are rarely preyed upon. To establish the possible use of chemical substances by these sponges in competition for space with corals (allelopathy), as inhibitors of larval settlement (antifouling), and as feeding deterrents against generalist fish (antipredatory), the activity of crude organic extracts was experimentally evaluated. Extracts were prepared in methanol and 1:2 methanol:dichloromethane and incorporated in experimental media at the natural concentration within the sponges. Using an unpublished method being developed by J. Pawlik (University of North Carolina at Wilmington) and M. Ilan (Tel Aviv University), Phytigel™ disks with crude extracts of each of the four sponge species, placed on the coral *Montastrea cavernosa*, produced a greater degree of polyp mortality than control gels without extract. Gels with extracts of the sponges *C. aprica* and *C. caribbaea* + *C. tenuis*, served in Petri dishes and used as substratum in the field, inhibited significantly the settlement of fouling organisms, in comparison to control gels. In laboratory trials, wheat flour pellets with extracts *C. delitrix* and *C. caribbaea* + *C. tenuis* were significantly rejected by the omnivore reef damselfish, *Stegastes partitus*, whereas pellets with extract of *C. aprica* did not deter feeding. These results suggest that substances present in the crude organic extracts of these sponges may be responsible in part for their ability to compete for reef substrata and to defend themselves from potential aggressors.

**KEY WORDS:** *Cliona*, Encrusting excavating sponges, Space competition, Allelopathy, Antifouling, Antipredatory.

## INTRODUCCIÓN

Los organismos sésiles y sedentarios de los arrecifes coralinos compiten frecuentemente por espacio y alimento, adoptando mecanismos para minimizar el recubrimiento por parte de epibiontes, al tiempo que adquieren y mantienen espacio y se defienden de depredadores (Jackson y Buss, 1975; Porter y Targett, 1988; Pawlik, 1997). Para algunos organismos arrecifales se han descrito mecanismos físicos y etológicos que median en interacciones, como el empleo de filamentos mesentéricos, tentáculos barredores o digestión extracelentérica en corales (Lang, 1971, 1973), mientras que en otros casos se ha encontrado que estas interacciones son mediadas químicamente e involucran la producción de compuestos nocivos (Whittaker y Feeny, 1971; Thacker *et al.*, 1998; Engel y Pawlik, 2000).

De todos los invertebrados, las esponjas son consideradas la fuente más diversa en productos naturales marinos (Pawlik, 1993; Dumdei *et al.*, 1998). A algunos de estos compuestos químicos se les ha atribuido función alelopática para adquisición y mantenimiento de espacio. El compuesto 7-deacetoxioleupupano de la esponja *Dysidea* sp. por ejemplo, produce necrosis sobre la esponja *Cacospongia* sp., permitiéndole recubrir y ganar espacio (Thacker *et al.*, 1998). En las interacciones entre esponjas excavadoras y corales se han identificado compuestos químicos responsables de mantener zonas muertas de coral alrededor de las papilas exteriores de la esponja *Aka* (= *Siphonodictyon*) sp., y esos mismos compuestos químicos actúan de forma pasiva inhibiendo la fijación y crecimiento de epibiontes, o disuadiendo a los depredadores (Sullivan *et al.*, 1983). Así mismo, se ha encontrado que los extractos metanólicos de la esponja excavadora *Cliona varians* disueltos en agua marina, tienen un efecto letal sobre el coral *Madracis mirabilis*, pero existe incertidumbre sobre el uso real de los compuestos de esos extractos en la competencia por espacio. *C. varians* es capaz de recubrir gran cantidad de tejido coralino a la vez que lo excava (Vicente, 1978; Aerts y Kooistra, 1999).

En comunidades de invertebrados sésiles, el espacio libre sobre el sustrato es generalmente escaso, por lo que el riesgo de ser colonizado y recubierto por otros organismos es alto. Algunas especies permanecen recubiertas de epibiontes y no parecen ser afectadas por estos (Lewis, 1982), pero muchas se encuentran siempre limpias y libres de epibiontes (Gerhart *et al.*, 1988). Esto último se ha atribuido a la presencia de defensas morfológicas o químicas (Jackson y Buss, 1975; Dyrinda, 1983; Wahl y Banaigs, 1991; Pawlik, 1992). En la esponja excavadora *Cliona* sp. se ha encontrado la presencia de storniamidas A-D, compuestos con actividad antibacteriana (Palermo *et al.*, 1996). En estudios recientes se han mezclado extractos orgánicos crudos de diferentes organismos marinos dentro de geles a base de Phytigel™, que sirven como sustrato para el asentamiento de larvas en campo y permiten la liberación paulatina de los compuestos al medio, actuando a manera de señales químicas que promueven o disuaden el asentamiento de invertebrados marinos (Henrikson y Pawlik, 1995, 1998).

En ensayos de disuasión alimentaria en los que se ofrece alimento preparado artificialmente a depredadores de organismos sésiles (p. ej. peces, cangrejos y estrellas de mar), se ha comprobado que los compuestos químicos que contienen las esponjas parecen ser su principal defensa, mientras que los elementos estructurales del tejido (p. ej. espículas) no tienen este mismo efecto (Chanas y Pawlik, 1995, 1996, 1997; Chanas *et al.*, 1996; Pawlik, 1997; Assmann *et al.*, 2000; Waddell y Pawlik, 2000 a, b).

Las esponjas excavadoras del género *Cliona* (Porifera, Hadromerida, Clionaidae) han sido estudiadas desde la década de 1950 (Rützler y Rieger, 1973). Estas esponjas excavan galerías y túneles en sustratos de carbonato de calcio, esculpiendo y extrayendo pequeños granos de carbonato “chips” por medio de extensiones celulares que secretan enzimas que disuelven el carbonato y digieren la materia orgánica presente; estos granos son luego transportados al exterior a través de sus canales exhalantes (Pomponi, 1976, 1977, 1979). A partir de los años 80’s este grupo de organismos despertó un especial interés debido al aumento progresivo en su abundancia en varias localidades y zonas arrecifales del Gran Caribe (López-Victoria *et al.*, 2003; López-Victoria y Zea, 2004). Aparte de crecer sobre pavimento calcáreo y coral muerto, han sido observados avanzando contra el tejido vivo de los principales corales constructores del andamiaje arrecifal. Cuando se encuentran con tejido coralino, envían por debajo filamentos excavadores que minan el esqueleto de sostén de los pólipos, haciendo que éstos se retraigan o se desprendan. Mordiscos de peces y crecimiento de algas filamentosas con acumulación de sedimentos en la interfase ayudan a matar los pólipos coralinos; luego, las esponjas avanzan rellenando, horadando y recubriendo el esqueleto libre (López-Victoria, 2003; López-Victoria *et al.*, 2003). Todas estas esponjas pueden llegar a recubrir (y ocupar en el caso de *Cliona delitrix*) completamente una colonia de coral y el proceso completo de avance sugiere la combinación del mecanismo normal de bioerosión de carbonato (Pomponi, 1979; Wilkinson, 1983; Simpson, 1984; Schönberg y Wilkinson, 2001) con la ayuda de otros organismos (López-Victoria, 2003), pero también el posible papel de compuestos químicos alelopáticos (Sullivan *et al.*, 1983; Sullivan y Faulkner, 1985; Aerts y Kooistra, 1999).

En el transcurso de éste y otros trabajos los autores han observado que en su hábitat natural las esponjas *Cliona aprica*, *C. caribbaea* y *C. tenuis* presentan zoantideos y pequeños hidroides epibiontes, así como algunos endobiontes entre el sustrato coralino perforado por las esponjas: poliquetos de la familia Sabellidae, sipunculidos, pequeños crustáceos y moluscos. Se han observado ocasionalmente siendo mordidas por peces loro (Scaridae), mientras que peces generalistas, especialmente el lábrido *Thalassoma bifasciatum* (Bloch, 1791), comúnmente ignoran los fragmentos de esponja, y cuando los prueban, inmediatamente los rechazan. Sobre *Cliona tenuis* se han encontrado gastrópodos depredadores de la especie *Muricopsis (Risomurex) deformis* (Reeve, 1846) en las formaciones arrecifales de Islas del Rosario (López-Victoria, 2003). *C. delitrix* con frecuencia se encuentra recubierta por zoantideos y sus fragmentos también son probados y rechazados por *T. bifasciatum*.

Teniendo en cuenta la magnitud del efecto que ejercen estas esponjas en los arrecifes, se hace necesario entender el mecanismo de agresión que utilizan contra coral vivo y en general sus estrategias defensivas y ofensivas como organismos sésiles. Por ello, el presente trabajo pretendió evaluar el posible papel ecológico de sus extractos orgánicos crudos, determinando si: 1) tienen algún efecto deletéreo en contacto con el tejido vivo de coral; 2) inhiben el asentamiento de potenciales epibiontes y, 3) producen un efecto disuasorio sobre la depredación por peces omnívoros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Se realizaron observaciones y colecta de esponjas sobre arrecifes situados en el costado occidental de la Isla de San Andrés y en la zona norte de las Islas del Rosario, Caribe colombiano entre los meses de junio y julio de 2002. En San Andrés se estudiaron esponjas de las especies *Cliona aprica*, *C. caribbaea* y *C. delitrix* en las estaciones Bajo Bonito (BB), frente al tubo de descarga de Aguas Negras (AN), Las Esponjas (LE), Wildlife profundo (WP) y Wildlife somero (WS). En Islas del Rosario se estudió solamente *C. tenuis* en las estaciones Canal del Francés (CF), Majayura (MY) y Piedra Timarán (PT). La fase de laboratorio y experimentación de campo se llevó a cabo en el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), en Punta de Betín, Bahía de Santa Marta (Figura 1).

### Observaciones de la interacción esponja-coral en su hábitat natural

En cada estación se realizaron recorridos erráticos de buceo autónomo en busca de colonias de coral en interacción directa con las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *C. caribbaea* y *C. tenuis* (*C. delitrix* está pendiente de ser observada en una fase posterior). Por interacción directa se entendió aquella interacción en que no se presentaran otros organismos o no existiera una franja de sedimento o algas mayor a 5 mm de ancho. Para cada interacción se estableció la especie de coral y de esponja y se determinó si existían condiciones de deterioro sobre los corales (a nivel de pólipo) y sobre las esponjas. Las observaciones fueron catalogadas cualitativamente como: BL = blanqueamiento, PA = palidecimiento, OS = oscurecimiento, MA = muerte actual, R = retracción de tejido coralino y MP = medio pólipo. La retracción del tejido coralino (R) se definió específicamente para el coral *Monastraea cavernosa*; en este caso, el tejido coralino se retrae alejándose de la esponja, siendo visibles detalles esqueléticos de los cálices y parte del tejido del coral

que se presenta enrojecido internamente. Se diferencia de la muerte actual (MA) porque en este caso se evidencia que el tejido no se ha perdido, sino que se encuentra retraído o acumulado en dirección contraria a la esponja, lo que permite observar las estructuras internas de los cálices.

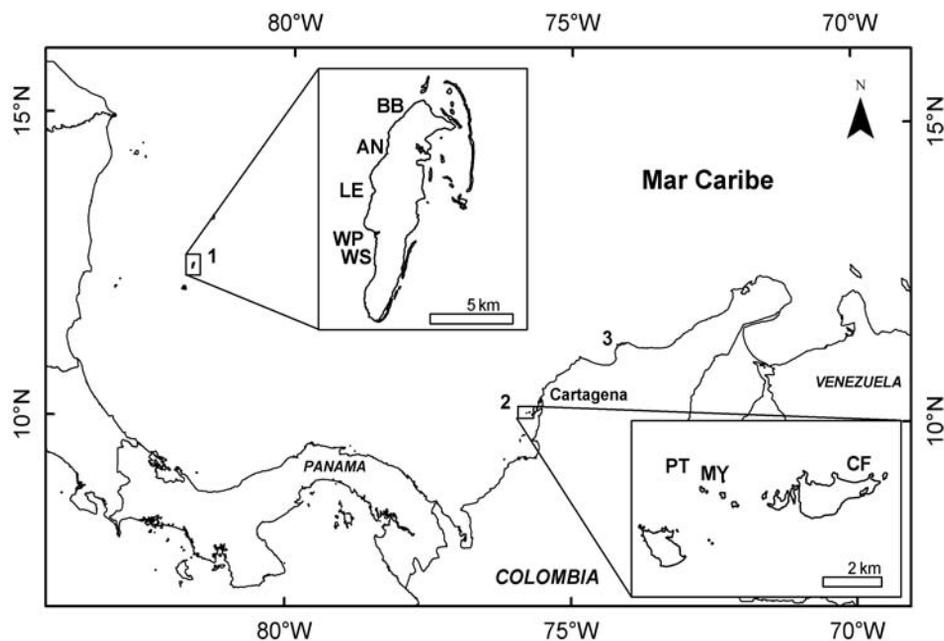


Figura 1. Mapa del área de estudio indicando la posición de las estaciones de muestreo. En San Andrés (1) : BB= Bajo Bonito (arrecife de parche al borde de la terraza somera de sotavento, 12-15 m de profundidad), AN= frente al tubo de descarga de aguas negras (terracea profunda de sotavento, 12 m), LE= Las Esponjas (terracea profunda de sotavento, 12-15 m), WP= Wildlife profundo (terracea profunda de sotavento, 12-15 m), WS= Wildlife somero (terracea somera de sotavento, 4-6 m); en Islas del Rosario (2): MY= Majayura, CF= Canal del Francés, PT= Piedra Timarán (parte del arrecife franjeante de barlovento, 4-6 m). Santa Marta, Punta de Betín (3): área de experimentación.

### Preparación de extractos orgánicos

Las muestras de esponja fueron recolectadas con cincel y martillo mediante buceo autónomo, y trituradas hasta obtener pequeños fragmentos (2-5 cm de espesor). Después de eliminar epibiontes y endobiontes obvios a simple vista, fueron introducidas en bolsas herméticas y congeladas. El proceso de extracción se realizó dos veces con metanol (250 ml coral-esponja/500 ml metanol) y luego en metanol: diclorometano 1:2 (250 ml coral-esponja/ 400 ml metanol: diclorometano), durante 24 horas para cada caso, y en agitación continua en botellas Schott oscuras. La solución resultante fue filtrada y

secada al máximo posible en un rotavapor. El extracto obtenido se transfirió a un nuevo recipiente previamente oscurecido, haciendo lavados con eter dietílico (10 ml), el cual se dejó evaporar durante 12 horas. Posteriormente el extracto fue liofilizado para eliminar residuos de agua y pesado; se almacenó en oscuridad y bajo atmósfera de nitrógeno a  $-4^{\circ}$  C. Varios individuos de cada especie de esponja se combinaron para su extracción. Como se realizaron varios tipos de ensayos y las esponjas usadas en los extractos fueron de diferentes tamaños, la demanda de extracto no permitió realizar réplicas para evaluar la variación entre individuos. Se mezcló material de *Cliona caribbaea* de San Andrés y *Cliona tenuis* de Islas del Rosario ya que en ese momento se ignoraba que se trataba de especies diferentes (taxonomía ya resuelta por Zea y Weil, 2003).

Para determinar la concentración de extracto en las esponjas se realizaron determinaciones volumétricas de pequeños fragmentos de coral-esponja en una bureta con agua de mar ( $50 \pm 0.05$  ml); luego algunos fragmentos se sometieron al proceso de decalcificación en  $\text{HNO}_3$  al 10 % por 3 minutos; otros se introdujeron en 200 ml de  $\text{HClO}_4$  durante 30 minutos. En el primer caso se buscó obtener el tejido de esponja libre de coral y en el segundo obtener el fragmento de coral sin tejido de esponja. Posteriormente se volvieron a realizar determinaciones volumétricas en la bureta de la esponja o coral restante dependiendo del caso. A partir de la diferencia de volúmenes se estableció la proporción de tejido de esponja en la matriz de carbonato. El factor de concentración natural de extracto (FC) se calculó como masa (g) de extracto por volumen (ml) de esponja.

### **Experimento en campo de aleopatía por contacto**

Siguiendo la metodología desarrollada por Joe Pawlik de la Universidad de Carolina del Norte en Wilmington (EEUU) y Micha Ilan de la Universidad de Tel-Aviv (Israel), los geles tratamientos se elaboraron mezclando 0.53 g de Phytigel™ (agente sólido gelificante, sustituto del agar) con 50 ml de agua destilada fría; esta mezcla se llevó a ebullición y posteriormente se le agregó la concentración natural de extracto que ocurre en cada esponja, disuelta en un volumen determinado de metanol. Es decir, cada gel al final simulaba una esponja sintética con la cantidad de extracto equivalente a su volumen natural. De esta forma, se agregaron 3.76 g de extracto de *C. aprica* en 8.4 ml de metanol, 4.35 g de extracto de *Cliona caribbaea* + *C. tenuis* en 8.8 ml de metanol, ó 3.14 g de extracto de *C. delitrix* en 4.8 ml de metanol. Los controles se prepararon mezclando 0.8 g de Phytigel™ con 50 ml de agua destilada fría, agregando la cantidad equivalente de metanol empleado en el proceso de disolución de cada uno de los extractos.

El gel fue vertido en tapas opacas de 28 mm de diámetro x 5 mm de altura provenientes de tarros plásticos para película fotográfica (35 mm) y se dejaron solidificar a temperatura ambiente. Se mantuvieron en nevera durante 24 h antes de su uso. Al momento de realizar el ensayo, los geles se llevaron al campo, y por medio de buceo sobre cada una de 10 colonias del coral *Montastrea cavernosa* fueron colocados tres medallones, uno de control y dos de tratamiento con extracto de *Cliona delitrix* y *C. aprica* ó *C. delitrix* y *C. caribbaea* + *C. tenuis*. Se sujetaron en contacto con coral vivo, por medio de dos ganchos clip a cada lado y dos bandas de caucho amarradas a puntillas clavadas fuera del área del tejido vivo. Dado que tanto las tapas en las cuales se vertieron los controles como los tratamientos eran opacas, se tuvo el mismo grado de sombreado sobre los pólipos de coral bajo estas. Los geles permanecieron en contacto con el tejido coralino durante cuatro días, a continuación de los cuales se tomaron fotografías y se hicieron observaciones cualitativas del grado de deterioro del coral bajo los geles control y tratamiento, asignando los siguientes valores numéricos: 0 = todo el tejido coralino estaba vivo, 1 = había tanto tejido coralino vivo como muerto (muerto  $\leq 50\%$  del área), 2 = la mayoría del tejido coralino estaba muerto (muerto  $> 50\%$ ), y 3 = el tejido coralino muerto era mayor que el área cubierta por los geles (muerto  $> 100\%$ ). Se realizaron comparaciones entre controles y tratamientos para el extracto de cada especie de esponja por medio de la prueba de ordenamiento de signos de Wilcoxon  $p < 0.05$  (Siegel y Castellan, 1995).

### **Experimento en campo de antiepihiosis**

Para evaluar en campo el asentamiento de larvas de invertebrados también se utilizaron geles de Phytigel™ siguiendo la metodología propuesta por Henrikson y Pawlik (1995, 1998). Estos autores demostraron la idoneidad de estos geles como superficie para el asentamiento de invertebrados marinos, porque 1) los geles son expuestos a una población natural de propágulos, 2) los extractos son incorporados dentro de los geles a la concentración natural en que se encuentran en el organismo, 3) los extractos dentro de una matriz de gel no alteran las características físicas de la superficie, 4) el gel permite la paulatina exudación al medio de los componentes de los extractos, y 5) después de 21 días en agua de mar los geles aún contienen en promedio 56% de la cantidad inicial de extracto. En este caso se mezclaron 0.21 g de Phytigel™ con 1.7 g de extracto de *Cliona caribbaea* + *C. tenuis* disuelto en 3.6 ml de metanol, ó 1.5 g de extracto de *C. aprica* en 3.3 ml de metanol (*C. delitrix* no fue evaluada) y se llevaron a un volumen de 20 ml con agua destilada. La mezcla resultante fue servida en cajas de petri de vidrio de 90 mm de diámetro x 10 mm de altura

(volumen servido 20 ml); en el fondo de la caja se pegó un trozo de malla plástica (1.5 cm<sup>2</sup>) con silicona para acuarios lo cual favoreció la adherencia del gel a la caja. Las cajas fueron pegadas a láminas de acrílico plástico de 10 x 15 cm. El volumen de extracto empleado en todos los experimentos (por caja de petri) fue equivalente a la cantidad de extracto contenido en el mismo volumen de esponja. Los medallones control se prepararon mezclando 0.32 g de Phytigel™ agregando la cantidad equivalente de metanol empleado en el proceso de disolución de los extractos orgánicos crudos y llevando a 20 ml con agua destilada. Se elaboraron 10 geles control con metanol, 10 geles con extracto de *Cliona aprica* y 10 geles con extracto de *C. caribbaea* + *C. tenuis*. Las 30 cajas con los geles fueron amarradas (con los geles en dirección al sustrato) en un andamio de tubos de PVC, que fue sumergido a 18 m de profundidad en Punta de Betín (Santa Marta). El andamio fue cubierto por una malla plástica de ojo de malla de 3 cm para evitar la entrada de macrodepredadores. El experimento se realizó durante octubre 2002 y se dejó en el agua por un período de 22 días. Las cajas fueron removidas y se llevaron al laboratorio donde se mantuvieron en acuarios con agua de mar filtrada durante 5 días. Se evaluó la abundancia y porcentaje de cobertura de organismos sésiles presentes bajo el esteroscopio. Para determinar la abundancia, se contó el número total de organismos que colonizaron la superficie del gel en cada caja de petri, excepto el grupo hidroide (muy abundante) para el que se contaron los organismos presentes en 8 cuadrados de 1 cm<sup>2</sup> elegidos al azar por caja de petri. Para determinación de la cobertura, con ayuda de una cuadrícula se tomaron 50 puntos al azar en los que se evaluó la presencia o ausencia de organismos. La relación de los puntos en que se presentaron los organismos respecto al número total de puntos permitió estimar el porcentaje de cobertura. Se realizaron comparaciones de estas variables entre extractos y controles por medio de las pruebas estadísticas Kruskal-Wallis y Dunn (Zar, 1996).

### **Experimento de disuasión de la depredación**

Se realizaron experimentos en laboratorio para evaluar el efecto disuasorio de los extractos orgánicos crudos de las esponjas *Cliona aprica*, *C. caribbaea* + *C. tenuis* y *C. delitrix* sobre la alimentación del pez *Stegastes partitus* (Poey, 1868). Este es un pez omnívoro habitante de arrecifes coralinos someros y de parches arrecifales de profundidad (Allen, 1991); se alimenta de plantas, pequeños invertebrados, anémonas coloniales y tentáculos de gusanos (Hauser, 1984), y es una especie abundante en el área de Santa Marta. Los consumidores generalistas han sido considerados ideales en estudios de disuasión alimentaria porque representan la mayoría de peces depredadores de

arrecifes y pueden ser disuadidos más fácilmente que los consumidores especialistas, ya que estos últimos han desarrollado mecanismos para tolerar las defensas de sus presas (Pawlik *et al.*, 1995). Esta especie de pez ha sido empleada con anterioridad en diferentes ensayos de ictiotoxicidad y antidepredación con algas marinas y esponjas, respondiendo bien a dietas artificiales a base de atún y gelatina sin sabor (Dueñas, 2000; Díaz-Ruíz, 2002).

Los peces fueron colectados en Punta de Betín con ayuda de un trasmallo vertical de nylon monofilamento con un ojo de malla de 1 cm<sup>2</sup>. Los peces fueron perseguidos individualmente y obligados a enredarse en la malla de la que se liberaron cuidadosamente. Durante el proceso de aclimatación, 15 peces se ubicaron individualmente en frascos bomboneros de 1 galón, separados por cartulina negra para evitar que se vieran unos a otros. Los peces fueron alimentados tres veces al día con “pellets” control preparados con 3 g de harina de trigo + 1 ml de agua. Los “pellets” tratamiento se prepararon con 3 g de harina de trigo + el volumen equivalente de extracto para 3 ml de esponja + 1 ml de agua. Para el experimento se suministró a los peces la mitad de la ración de “pellets” control que generalmente comían en sus horas de alimentación, de manera que no estuvieran saciados, y posteriormente se inició la prueba ofreciendo a cada pez un “pellet” control, luego un “pellet” tratamiento, y nuevamente ofreciendo un “pellet” control. Los peces que no comieron el “pellet” control inicial o final no se tuvieron en cuenta para el análisis de datos. En la mayoría de los casos se ensayaron 10 peces, aunque en algunos sólo se pudo en nueve. Los resultados se registraron tomando en cuenta el número de peces que consumieron “pellets” tratamiento y se analizaron por medio de una prueba exacta de Fisher (Siegel y Castellan, 1995). Experimentos preliminares con “pellets” de harina a los que se les añadió calamar liofilizado, mostraron consumo tanto en controles como en tratamientos con extracto. El sabor y contenido nutritivo del calamar enmascararon el efecto disuasorio de los extractos. En otros experimentos, los “pellets” con metanol siempre fueron consumidos (Chaves-Fonnegra, 2003).

## RESULTADOS

### Observaciones en el hábitat natural

Se observaron 145 interacciones entre las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *C. caribbaea* y *C. tenuis* y 17 especies de coral en las dos áreas de estudio. Aunque *Cliona delitrix* está presente en los arrecifes estudiados de San Andrés, ésta no se incluyó en las observaciones, ya que inicialmente se hizo énfasis en las esponjas cafés. Posteriormente se tomaron algunas muestras de

*C. delitrix* para la fase experimental debido a que era observada comúnmente en las estaciones de San Andrés. En todas las interacciones observadas se presentó alguna condición de deterioro sobre el tejido coralino (Tabla 1), mientras que sólo en cuatro casos se observó deterioro sobre la esponja (Tabla 2). En la mayoría de interacciones se observó mucus proveniente del coral, pero no se vieron filamentos mesentéricos o pólipos extendidos, ya que las observaciones se hicieron durante el día. Las principales condiciones de deterioro sobre el tejido coralino del borde fueron palidecimiento (PA), blanqueamiento (BL) y muerte actual (MA) (Figura 2).

### Experimento de alelopatía en campo

El grado de deterioro del tejido de las colonias de *Montastrea cavernosa* bajo los geles con extracto de *Cliona aprica* (n = 10; T = 28; p = 0.0078) y *C. delitrix* (n = 6; T = 15; p = 0.0313) fue mayor que bajo los geles control, mientras que para *C. caribbaea* + *C. tenuis* no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre controles y tratamientos (n = 4; T = 6; p = 0.1250), posiblemente debido al bajo número de muestras por falta de extracto. No obstante, en este último caso el grado de deterioro observado bajo los geles con extracto siempre fue mayor y solo en uno de los cuatro casos el deterioro fue igual que bajo el gel control (Figura 3).

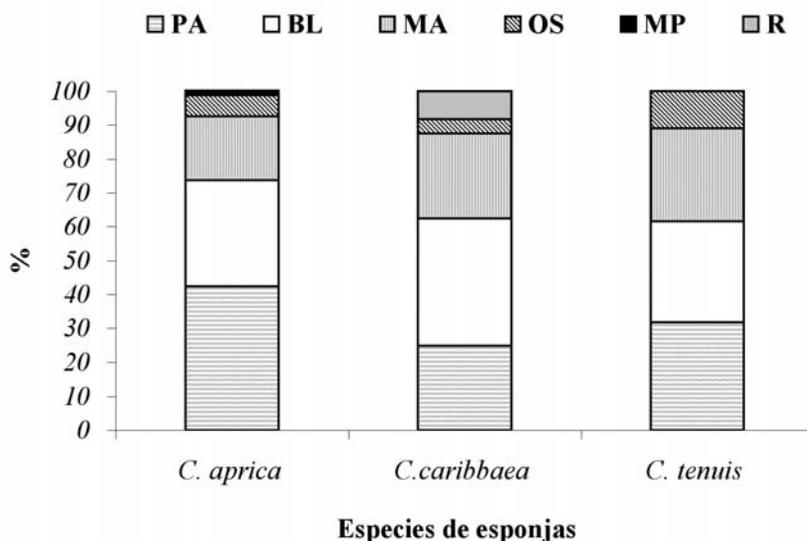


Figura 2. Frecuencia relativa de las condiciones de deterioro observadas sobre 145 colonias de coral en interacción con *Cliona aprica* (n = 42 San Andrés), *C. caribbaea* (n = 13 San Andrés) y *C. tenuis* (n = 90 Islas del Rosario). (PA) palidecimiento; (BL) blanqueamiento; (MA) muerte actual; (OS) oscurecimiento; (MP) medio pólipo; (R) retracción.

Tabla 1. Especies de coral (escleractinios e hidrozoos) observadas en interacción directa con las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *Cliona caribbaea* y *Cliona tenuis*. Los datos representan número de casos y entre paréntesis las condiciones de deterioro encontradas en el tejido coralino. BL: blanqueamiento, MA: muerte actual, MP: medio pólipos, OS: oscurecimiento, PA: paliddecimiento. No se realizaron observaciones de interacción de *C. delitrix*.

Especie de Coral	Especie de Esponja			Total
	<i>Cliona aprica</i>	<i>Cliona caribbaea</i>	<i>Cliona tenuis</i>	
<i>Acropora palmata</i>			5 (BL, MA, PA)	5
<i>Agaricia agaricites</i>	8 (BL, PA)	4 (BL, MA, PA)	16 (BL, MA, PA)	28
<i>Colpophyllia natans</i>	3 (MA, OS, PA)		2 (BL, MA, PA)	5
<i>Dichocoenia stokesii</i>	2 (BL, OS, PA)			2
<i>Diploria clivosa</i>			1 (MA, OS)	1
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1 (OS)		3 (BL, MA, OS)	4
<i>Diploria strigosa</i>			9 (BL, MA, OS, PA)	9
<i>Millepora alcicornis</i>			11 (BL, MA, OS, PA)	11
<i>Millepora complanata</i>			1 (PA)	1
<i>Monastraea annularis</i>	2 (BL, MA, MP, PA)	1 (BL, PA)	4 (BL, MA, PA)	7
<i>Monastraea cavernosa</i>	1 (BL, MP)	4 (BL, MA, MP, R)	1 (MP)	6
<i>Monastraea faveolata</i>			15 (BL, MA, MP, OS, PA)	15
<i>Monastraea franksi</i>	3 (BL, MA, PA)	1 (BL, MA, PA)		4
<i>Mycetophyllia daniana</i>		1 (OS)		1
<i>Porites astreoides</i>	2 (BL, MP, PA)		9 (BL, MA, OS, PA)	11
<i>Siderastrea siderea</i>	19 (BL, MA, MP, PA)	2 (BL, MA, PA)	13 (BL, MA, MP, OS, PA)	34
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1 (BL, MA, MP, PA)			1
Total	42	13	90	145

Tabla 2. Condición de deterioro sobre las esponjas *Cliona aprica*, *Cliona caribbaea* y *Cliona tenuis* en interacción con corales (escleractíneos e hidrozoos). (PA) palidecimiento; (BL) blanqueamiento; (OS) oscurecimiento; (MP) medio pólipo. No se realizaron observaciones de interacción de *C. delitrix*.

Coral	Esponja	Condiciones de deterioro	
		Coral	Esponja
<i>Montrastraea annularis</i>	<i>Cliona caribbaea</i>	PA, BL	PA
<i>Mycetophyllia daniana</i>	<i>Cliona caribbaea</i>	OS	PA
<i>Montrastraea cavernosa</i>	<i>Cliona caribbaea</i>	BL, MP	BL
<i>Millepora alcicornis</i>	<i>Cliona tenuis</i>	BL	PA

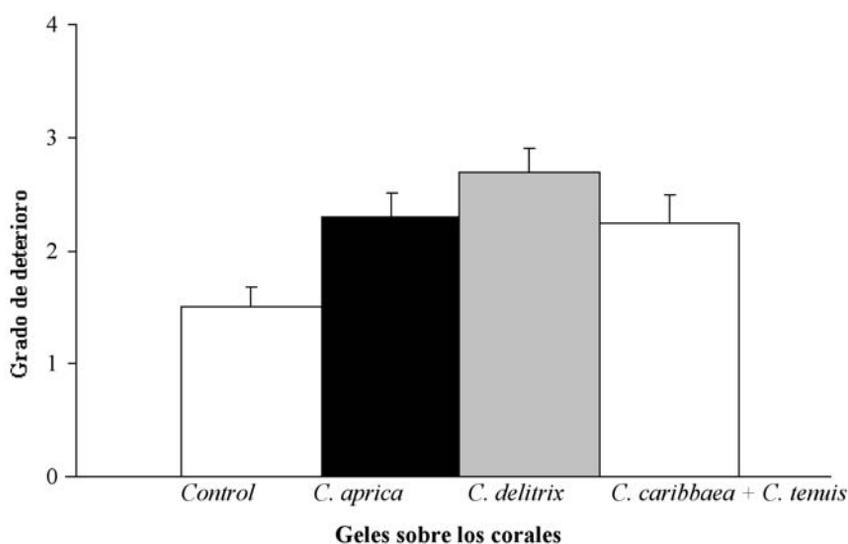


Figura 3. Grado de deterioro (promedio  $\pm$  1 error estándar) observado bajo los medallones de gel Control (n = 10) y tratamientos [*Cliona aprica* (n = 10), *C. delitrix* (n = 6), y *C. caribbaea* + *C. tenuis* (n = 4)] sobre el tejido coralino de *Montrastraea cavernosa* en los experimentos de campo.

### Experimento de antiepiibiosis en campo

Los resultados de este experimento mostraron que después de 22 días en campo, el asentamiento de organismos epibiontes sobre los geles no fue notorio a simple vista. No obstante, al esteroscopio se observaron pequeños invertebrados: hidroides, poliquetos (*Serpulidae* y *Spirorbidae*), briozoos (*Gemalipora* sp. y otros), esponjas, ascidias, algas, cirripedios (*Balanus trigonus*) y entoproctos, así como otros morfotipos sin identificar. Los hidroides se observaron formando una película compuesta por miles de estolones verticales (colonias jóvenes) cuya base se encontraba generalmente con mucus y sedimento.

Se presentaron en promedio mayores abundancias y porcentajes de cobertura sobre geles control (n=10) que sobre geles tratamiento (n=10), y se obtuvieron diferencias significativas entre todos los geles control y tratamiento (abundancia: KW= 19.8,  $p < 0.001$ ; cobertura: KW= 17.34,  $p < 0.001$ ) eliminando el grupo hidroides que fue muy abundante. La abundancia y porcentaje de cobertura de epibiontes sin el grupo hidroides fueron similares entre los geles de *Cliona aprica* y *C. caribbaea* + *C. tenuis*, pero menores y diferentes a los encontrados sobre los geles control (Dunn,  $p \leq 0.05$ ) (Tabla 3). En cuanto a grupos de organismos se obtuvieron diferencias significativas entre todos los geles control y tratamiento con abundancias y coberturas de poliquetos, briozoos, esponjas, ascidias y entoproctos en los geles tratamiento (Tabla 3).

### Experimento de disuasión de la depredación

Los extractos de *Cliona delitrix* y *C. caribbaea* + *C. tenuis* produjeron un efecto disuasorio en la alimentación del pez *Stegastes partitus* (n= 10,  $p = 0.02$ ; n= 9,  $p = 0.02$ ; respectivamente), mientras que el extracto de *C. aprica* no generó dicho efecto ( $p = 0.10$ , n= 9) (Figura 4).

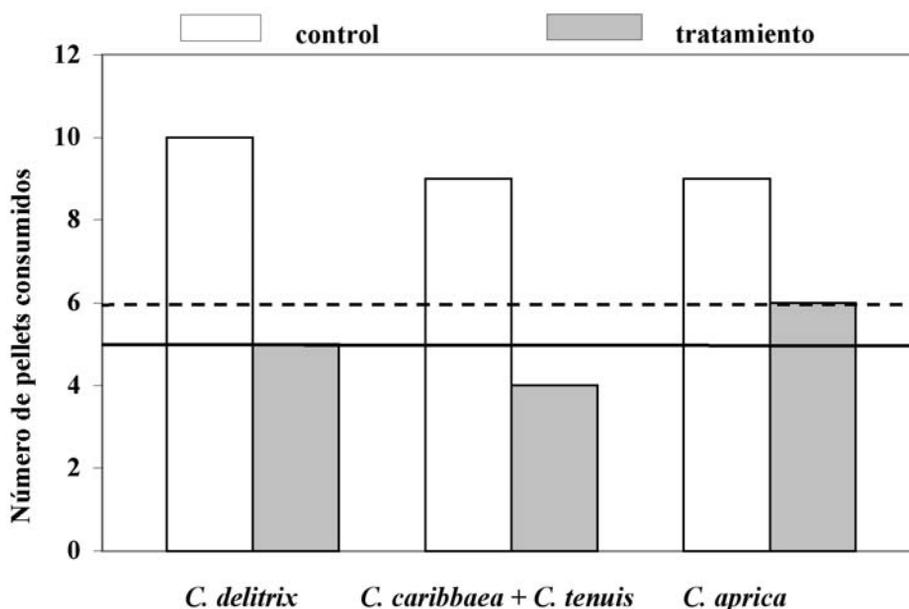


Figura 4. Comparación del número de “pellets” consumidos por los peces en los diferentes tratamientos. Los extractos se consideraron disuasorio si el número de “pellets” consumidos fue igual o menor a 6 para un n = 10 (caso Cd,  $p \leq 0.043$  prueba exacta de Fisher, línea punteada) ó 5 para un n = 9 (caso CL2 y CL1,  $p \leq 0.041$  prueba exacta de Fisher, línea continua).

Tabla 3. Abundancia y porcentaje de cobertura promedio (total por caja) de organismos epibiontes asentados sobre los geles control y tratamiento después de 22 días en campo. **0.00**<sup>\*</sup>= aunque los organismos se registraron en abundancia, éstos generalmente eran muy pequeños, por lo que su cobertura fue mínima; **mf**= morfotipo sin identificar; <sup>\*</sup>= se presentaron diferencias significativas entre controles y tratamientos tanto en abundancia como cobertura. Kruskal Wallis  $p \leq 0.05$ ; <sup>\*\*</sup>= se presentaron diferencias significativas entre controles y tratamientos solo en abundancia. Kruskal Wallis  $p \leq 0.05$ ; <sup>†</sup>= diferencia significativa respecto al control, prueba de Dunn  $p \leq 0.05$ ; <sup>‡</sup>= no hay diferencia significativa respecto al control, prueba de Dunn  $p > 0.05$ ; <sup>§</sup>= no se presentaron diferencias respecto al control. Kruskal Wallis  $p > 0.05$ , prueba de Dunn  $p > 0.05$ ; <sup>||</sup>= se presentaron diferencias significativas respecto al control. Kruskal Wallis  $p \leq 0.05$ , prueba de Dunn  $p \leq 0.05$ .

	Control		<i>C. aprica</i>		<i>C. caribbaea</i> + <i>C. tenuis</i>	
	Abundancia	% Cobertura	Abundancia	% Cobertura	Abundancia	% Cobertura
Hidroïdes	2378.80 ± 601.10	14.20 ± 2.90	2040.89 ± 611.75	20.22 ± 8.95	2183.00 ± 592.20	19.60 ± 4.77
Entoproctos <sup>†</sup>	62.80 ± 37.01	5.80 ± 2.76	0.67 ± 0.67 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*D</sup>	0.00 <sup>b</sup>	0.00 <sup>b</sup>
Poliquetos <sup>†</sup>	28.70 ± 3.83	2.80 ± 1.04	6.00 ± 3.94 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*D</sup>	5.70 ± 1.66 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*D</sup>
Esponjas <sup>†</sup>	6.00 ± 2.12	1.00 ± 0.45	1.22 ± 0.43 <sup>b</sup>	0.67 ± 0.47 <sup>E</sup>	0.30 ± 0.21 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*D</sup>
Ascïdias <sup>†</sup>	3.30 ± 0.37	0.20 ± 0.20	0.22 ± 0.15 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*E</sup>	0.50 ± 0.22 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*E</sup>
Briozoos <sup>†</sup>	2.20 ± 0.53	1.20 ± 0.53	0.67 ± 0.24 <sup>E</sup>	0.00 <sup>*D</sup>	0.20 ± 0.13 <sup>b</sup>	0.00 <sup>*D</sup>
Cirripedios	0.50 ± 0.22	0.20 ± 0.20	0.33 ± .17	0.00 <sup>*</sup>	0.20 ± 0.13	0.00 <sup>*</sup>
Algas	0.20 ± 0.13	0.00 <sup>*</sup>	0.00	0.00	0.10 ± 0.10	0.00 <sup>*</sup>
mf 1	0.50 ± 0.50	0.00 <sup>*</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00
mf 2	0.10 ± 0.10	0.00 <sup>*</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00
mf 3	0.10 ± 0.10	0.00 <sup>*</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00
Total General	2483 ± 580	25.4 ± 3.1	2050 ± 611 <sup>a</sup>	20.4 ± 9.0 <sup>a</sup>	2190 ± 592 <sup>a</sup>	19.6 ± 4.8 <sup>a</sup>
Sin el grupo hidroïdes	104.4 ± 38.5	11.2 ± 3.8	9.1 ± 1.5 <sup>b</sup>	0.2 ± 0.2 <sup>b</sup>	7.0 ± 1.9 <sup>b</sup>	0.0 <sup>b</sup>

## DISCUSIÓN

Muchas interacciones entre organismos que implican respuestas de ataque y defensa no involucran factores físicos sino agentes químicos (Whittaker y Feeny, 1971; Engel y Pawlik, 2000). La mayoría de estos agentes pueden cumplir dos o más funciones adaptativas en un organismo (Bakus *et al.*, 1985) y pueden estar afectando directamente la supervivencia de una población, como la estructura y función de una comunidad o un ecosistema. La evaluación del papel de compuestos químicos está influenciada significativamente por el tipo de ensayo, los organismos empleados en el ensayo, la concentración de los compuestos a ensayar y la duración de los experimentos (Becerro *et al.*, 1997). Por lo tanto, debe tenerse en cuenta que el presente trabajo es una primera aproximación experimental en ensayos ecológicamente relevantes, sobre el papel que pueden desempeñar los compuestos químicos contenidos en los extractos orgánicos crudos de las esponjas excavadoras en estudio.

### Alelopatía

En su hábitat natural los corales en interacción directa con las tres especies de esponjas estudiadas presentaron deterioro de sus tejidos en la zona de contacto, observándose principalmente palidecimiento, blanqueamiento y muerte actual de los pólipos adyacentes. Esto supone que las agresiones causadas por este tipo de esponjas sean la causa directa de deterioro del tejido coralino, que podría presentarse: 1) cuando la esponja y el coral están en contacto directo (efecto físico o químico), especialmente en la noche cuando los pólipos se extienden, 2) cuando la esponja y el coral están en cercanía, por medio de exudación de los compuestos (efecto químico a distancia), o 3) a través de los filamentos excavadores por contacto directo o exudación a distancia sobre la base de los pólipos. En el presente estudio no se pusieron en contacto directo esponja y coral, sino que se desagregaron las características físicas de las químicas de la esponja. Los experimentos de alelopatía por contacto fueron diseñados para determinar el efecto químico por contacto de los extractos sobre el tejido del coral, obteniendo como resultado la muerte del tejido del coral, tanto bajo controles como tratamientos. Lo anterior pudo deberse, al menos en parte, al posible efecto físico producido por la presión de contacto de los geles, como a que se cubrieron los pólipos y no recibieron luz durante los cuatro días del experimento. Sin embargo, las diferencias entre controles y tratamientos permitieron establecer que hubo un efecto deletéreo adicional en los pólipos bajo los geles con extracto de las esponjas, que bajo los controles debido a los compuestos contenidos en los extractos.

Las observaciones y el experimento realizado, permiten sugerir que en las esponjas excavadoras los mecanismos de perforación del sustrato actúan en conjunto con mecanismos alelopáticos, por medio de la liberación de compuestos químicos directamente de tejido a tejido en los puntos de contacto, tanto superior a través de la dermis, como inferior a través de los filamentos excavadores; o por la exudación y posterior difusión de éstos compuestos superficial o internamente, alcanzando el tejido coralino. Estos procesos debilitarían y matarían los pólipos del coral previa o paralelamente al proceso de relleno, perforación y avance sobre y entre el sustrato de carbonato. Empero, la evidencia experimental y las observaciones no permiten discernir si hay un efecto deletéreo natural a distancia a través de la exudación y difusión de compuestos. En otros estudios con la esponja excavadora *Aka* (= *Siphonodictyon*) sp. se encontró que el compuesto sifonodictidina se presenta en el mucus de la esponja y parece ser responsable de mantener zonas muertas de coral alrededor de los ósculos, aunque el compuesto no se ha probado directamente sobre el tejido coralino. Además, podría actuar en forma pasiva inhibiendo la fijación y crecimiento de epífitos o disuadiendo a depredadores generalistas (Sullivan *et al.*, 1983; Sullivan y Faulkner, 1985). Así mismo, dos especies de esponjas excavadoras, (*Aka*= *Siphonodictyon*) *coralliphagum* y *Aka* (= *Siphonodictyon*) sp. involucran diferentes compuestos (sifonodictiales 1-7 y sifonodictidina, respectivamente) con la función de matar los pólipos de coral (Sullivan y Faulkner, 1985). Así mismo, la esponja no excavadora *Plakortis zygompha* en contacto directo con el coral *Agaricia lamarcki* produce efectos de blanqueamiento sobre el tejido coralino (Targett y Schmal, 1984). Empero, se requeriría comprobar si el mucus solo es el responsable de la acción deletérea, independientemente de si contiene los metabolitos o no. También, en el caso de los experimentos en que el extracto se incluye en un medio que se pone en contacto directo con el tejido coralino, falta comprobar si el efecto químico es inducido por el efecto físico del gel, que de por sí produce sombreado y ahogamiento local del tejido mientras dura el experimento.

Se ha afirmado previamente que los Clionidae incrustantes no parecen producir compuestos alelopáticos que afecten las colonias de coral, ya que al hacer implantes de la esponja *Cliona tenuis* (como *C. caribbaea*) en colonias sanas de *Diploria labyrinthiformis*, *Montrastraea annularis* y *Acropora palmata*, los pólipos no se vieron afectados y las esponjas no se extendieron en el coral (Rützler, 2002). En estos casos, claramente las esponjas no poseían los filamentos pioneros socavadores y por ello sucumbieron a las defensas del coral (McKenna, 1997; Schönberg y Wilkinson, 2001; López-Victoria *et al.*, 2003). Aunque las esponjas puedan exudar compuestos químicos alelopáticos o

nocivos (Duque *et al.*, 2001), el coral tiene mecanismos de agresión y defensa que contrarrestan el efecto de éstos exudados. Sólo cuando las esponjas excavadoras desarrollan los filamentos pioneros (Schönberg y Wilkinson, 2001; Rützler, 2002; López-Victoria *et al.*, 2003) y pueden socavar por debajo de la capa de los pólipos, evitando las defensas del coral, pueden avanzar contra coral vivo. Es posible que la penetración de estos filamentos pioneros permita que los compuestos químicos sean difundidos internamente en el tejido coralino vivo, aunque esto está por comprobarse.

Se ha considerado que las especies sésiles químicamente agresivas, por el costo metabólico de producir las sustancias, tienden solo a mantener el espacio ganado, mientras las no defendidas, invierten en crecimiento rápido, ganando espacio recubriendo o tapando los vecinos (Aerts y van Soest, 1999). Esponjas excavadoras incrustantes como *Cliona aprica*, *C. caribbaea* y *C. tenuis* parecen emplear ambas estrategias para avanzar contra los corales, pero socavando por debajo y empleando quizás compuestos alelopáticos. Esto podría deberse, al menos en parte, al aporte energético de sus zooxantelas, como lo ha planteado Hill (1996) para *Cliona varians*. Por su parte, el éxito de *C. delitrix*, especie que no contiene este tipo de simbiontes (Rützler, 2002), podría radicar en el empleo de compuestos de mayor efecto alelopático, evidente en anchos halos de mortalidad a su alrededor. Empero, aún no se conocen las tasas de avance lateral contra coral de esta especie para ser comparada con las otras.

### **Antiepibiosis**

Según Henrikson y Pawlik, (1995), después de 21 días en agua de mar los geles a base de Phytigel™ aún contienen en promedio 56% de la cantidad inicial de extracto. Se consideró por tanto que a los 22 días el efecto podría ser observable, encontrándose diferencias entre los geles control y tratamiento. Otras observaciones realizadas en este estudio con los mismos geles vueltos a sumergir por un periodo de 15 días más y a 2 m de profundidad corroboraron esta suposición pues se continuó presentando inhibición del asentamiento (Chaves-Fonnegra, 2003). Sin embargo, la existencia de compuestos antiepibióticos en el extracto no necesariamente demuestra que están siendo liberados naturalmente al medio por parte del organismo que los produce o que se encuentran en las células epiteliales que podrían estar en contacto con los organismos epibiontes.

En los geles experimentales de antiepibiosis, los hidroides fueron el grupo más representativo de organismos asentados, tanto en abundancia como en cobertura, concordando con su abundancia natural en el área (Bandel y Wedler, 1987). El asentamiento de estos organismos no se vió inhibido o incrementado por los extractos de *Cliona aprica* y *C. caribbaea* + *C. tenuis*, lo

que es posible se deba a su método de crecimiento de estolones rastreros o ejes verticales (Jackson, 1979), con puntos de fijación espaciados y limitados, a sus estructuras de protección (p. ej. perisarco), asentándose sobre superficies sin estar los tejidos directamente en contacto con el sustrato (Hughes, 1977), y a su capacidad para engrosar sus tubos adhiriendo gran cantidad de partículas.

Los extractos en cambio sí generaron un efecto inhibitorio de crecimiento sobre otros invertebrados de crecimiento incrustante y masivo como poliquetos, briozoos, esponjas, ascidias y entoproctos, lo que posiblemente los hace más vulnerables a la acción de sustancias aleloquímicas contenidas en los extractos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que para las ascidias sólo se manifestó el efecto en términos de abundancia, que de todos modos fue muy baja. Es posible que a largo plazo o en otra época climática el reclutamiento de éstos organismos sea mayor y el efecto de los extractos sea más notorio.

Así mismo, es posible que otros grupos de organismos que reclutan preferiblemente en otra época del año, como los cirripedios (*Balanus trigonus*) (García, 1991), y que se presentaron en baja abundancia y cobertura, puedan ser inhibidos por los extractos de las esponjas. Sería necesario hacer colectas estacionales y pruebas en las diferentes épocas climáticas, o durante un período de tiempo mayor, para saber si los extractos tienen o no, un efecto antiepibiótico sobre esos grupos. Aunque el experimento se desarrolló en época de tendencia al incremento de reclutamiento larval en Punta de Betín (Zea, 1992; García y Salzwedel, 1993), debe tenerse en cuenta que el efecto de los extractos en los organismos puede variar estacionalmente y de acuerdo a los picos larvales en la columna de agua (Henrikson y Pawlik, 1998). Por tanto, el experimento permite elucidar el efecto que los extractos de las esponjas provenientes de San Andrés, y de Islas del Rosario pueden tener sobre los principales grupos de organismos epibiontes, que en general se encuentran tanto en Santa Marta como en el Caribe, y no a nivel específico.

### **Disuasión de la depredación**

Las esponjas *Cliona caribbaea* y *C. tenuis* perforan e incrustan las colonias de coral exponiendo una delgada capa de su cuerpo a los depredadores. En campo se observó que algunas esponjas presentaban marcas (raspaduras o mordiscos) causadas por peces loro, los cuales se observaron alimentándose sobre los bordes de la interacción coral-esponja, probablemente aprovechando el tejido coralino debilitado y vulnerable por causa de la perforación (López-Victoria, 2003; López-Victoria *et al.*, 2003). Se ha encontrado que varios peces loro consumen esponjas en su dieta (Randall y Hartman, 1968; Wulff, 1997; Dunlap y Pawlik, 1998), aunque en Bonaire y las

Antillas Holandesas se alimentan casi exclusivamente en asociaciones de algas con sustratos de coral muerto (Bruggemann *et al.*, 1994), y ocasionalmente pueden morder coral vivo en los bordes de sus territorios (Bruckner y Bruckner, 1998).

En experimentos adicionales a este estudio, conociendo la cantidad de “pellets” control con que se lograba saciar a cada uno de los individuos usados del pez *Stegastes partitus*, se evaluó qué porcentaje de esa cantidad era rechazado cuando se ofrecían los “pellets” con extracto, pero en condiciones de ayuno. Se encontró que el rechazo por los peces fue mayor para alimento con extracto de *Cliona delitrix* (63.9 % ± 8.35) que para alimento con extracto de *C. caribbaea* + *C. tenuis* (25.37 % ± 8.74) y *C. aprica* (14.67 % ± 8.13) (Chaves-Fonnegra, 2003). Estos resultados permiten considerar que la capacidad disuasoria de los extractos de *C. delitrix* es mayor que la de *C. caribbaea* + *C. tenuis*, y que la menor corresponde a *C. aprica*, esto último en concordancia con los experimentos de disuasión. *C. delitrix*, *C. caribbaea* y *C. tenuis* se encuentran principalmente en estadio de crecimiento beta (Pang, 1973; López-Victoria *et al.*, 2003), aunque la primera engruesa en mayor grado su tejido (observaciones de los autores), mientras que *C. aprica* se encuentra en estadio de crecimiento alfa y beta incompleto, en ambos casos no llegando a recubrir totalmente toda la superficie del sustrato (López-Victoria *et al.*, 2003). Por lo tanto, es posible que el mayor grado de disuasión contra depredadores de las tres primeras esponjas esté relacionado con el mayor grado de exposición del tejido de la esponja al medio, en comparación con *C. aprica*.

En casi todos los casos en que se probaron, los extractos crudos de las esponjas excavadoras en estudio presentaron un efecto deletéreo en contacto con el tejido coralino vivo, inhibieron el asentamiento de animales bentónicos sésiles y disuadieron la alimentación del pez *Stegastes partitus* (Tabla 4). Lo anterior, sumado a su capacidad para perforar por debajo el sustrato de sostén de los pólipos coralinos, conferiría a estas esponjas excavadoras una ventaja adaptativa para crecer exitosamente y competir por el sustrato.

Tabla 4. Síntesis de los resultados obtenidos en los experimentos de alelopatía por contacto, antiepiobiosis y disuasión a la alimentación de depredadores. + = el extracto presentó efecto en la prueba, - = el extracto no presentó efecto, n.p = el extracto no se probó. \* = efecto cualitativamente positivo pero estadísticamente no significativo por el bajo número de réplicas.

	<b>Antiepiobiosis</b>	<b>Disuasión Alimentaria</b>	<b>Alelopatía</b>
<i>C. aprica</i>	+	-	+
<i>C. caribbaea</i> + <i>C. tenuis</i>	+	+	-*
<i>C. delitrix</i>	n.p	+	+

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarcó en el programa de Biodiversidad de Ecosistemas Marinos (BEM) del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” (INVEMAR), dentro del proyecto de investigación de la Universidad Nacional de Colombia titulado “Taxonomía del complejo de esponjas excavadoras de coral *Cliona aprica* - *C. langae* - *C. caribbaea* y su impacto sobre algunos arrecifes coralinos del Caribe colombiano” (110109-10387 COLCIENCIAS). Contó con el apoyo del proyecto “Origen de la biodiversidad del Caribe: Sistemática y biogeografía de las esponjas del género *Agelas*” (110109-11241 COLCIENCIAS- UNAL), del CEINER (Centro de Investigación, Educación y Recreación Oceanario Islas del Rosario, Colombia) y de SIGMA XI (The Scientific Research Society). Muchas gracias a todas las personas que nos prestaron su ayuda, en especial a Joe Pawlik y a Micha Ilan por las ideas en los varios métodos, especialmente el de alelopatía por contacto. Este trabajo es resultado directo del Trabajo de Grado de A.C-F. de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aerts, L.A.M. y D. Kooistra. 1999. Ecological strategy and competitive ability in the excavating reef sponge *Anthosigmella varians*. En: Sponge - Coral Interactions on Caribbean reefs. Tesis de PhD, Univ. Amsterdam, Holanda, 157 p.
- Aerts, L.A.M. y R.W.M. van Soest. 1999. The role of toxicity in competition for space between sponges and corals. En: Sponge - Coral Interactions on Caribbean reefs. Tesis de PhD, Univ. Amsterdam, Holanda, 157 p.
- Allen, G.R. 1991. Damselfishes of the world. Mergus Publishers, Melle, Alemania, 271 p.
- Assmann, M., E. Lichte, J.R. Pawlik y M. Köck. 2000. Chemical defenses of the Caribbean sponges *Agelas wiedenmayeri* and *Agelas conifera*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 207: 255-262.
- Bakus, G.J., B. Schulte, S. Jhu, M. Wright, G. Green y P. Gómez. 1985. Antibiosis and antifouling in marine sponges: Laboratory versus field studies. 3d Int. Sponge. Conf.: 102-108.
- Bandel, K. y E. Wedler. 1987. Hydroid, Amphineuran and Gastropod Zonation in the Littoral of the Caribbean Sea, Colombia. Senckenbergiana Maritima, 19 (1-2): 1-130.
- Becerro, M.A., X. Turon y M.J. Uriz. 1997. Multiple functions for secondary metabolites in encrusting marine invertebrates. J. Chem. Ecol., 23 (6): 1527-1547.
- Bruckner, A.W. y R.J. Bruckner. 1998. Rapid wasting syndrome or coral predation by stoplight parrotfish? Reef Encounter, 23: 18-22.

- Bruggemann, J.H., J. Begeman, E.M. Bosma, P. Verburg y A.M. Breeman. 1994. Foraging by the stoplight parrotfish *Sparisoma viridae*: II. Intake and asimilation of food, protein and energy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 106: 57-71.
- Chanas, B. y J.R. Pawlik. 1995. Defenses of Caribbean sponges against predatory reef fish. II. Spicules, tissue toughness, and nutritional quality. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127: 195-211.
- \_\_\_\_\_. 1996. Does the skeleton of a sponge provide a defense against predatory reef fish?. *Oecología*, 107: 225-231.
- \_\_\_\_\_. 1997. Variability in the chemical defense of the Caribbean reef sponge *Xetospongia muta*. *Proc. 8th Int. Coral. Reef. Sym.*, 2: 1363-1368.
- Chanas, B., J.R. Pawlik., T. Lindel y W. Fenical. 1996. Chemical defense of the Caribbean sponge *Agelas clathrodes* (Smidt). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 208: 185-196.
- Chaves-Fonnegra, A. 2003. Evaluación del posible papel ecológico de los extractos orgánicos crudos de las esponjas excavadoras *Cliona aprica* Pang, 1973, *C. caribbaea* Carter, 1882, *C. delitrix* Pang, 1973 y *C. tenuis*, Zea y Weil, sp.nov. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, 127 p.
- Díaz-Ruíz, M. C. 2002. Ensayos de actividad biológica y ecología química de los extractos orgánicos crudos de algunas macroalgas del Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta,, 73 p.
- Dueñas, A. 2000. Ensayos sobre bioactividad y ecología química de extractos orgánicos crudos de la esponja marina *Axinyssa ambrosia* (Clase: Desmospongiae, Familia: Halichondridae). Tesis Biol., Univ. Nacional, Bogotá, 92 p.
- Dumdei, E.J., J.W. Blunt, M.H.G. Munro, C.N. Battershill y M.J. Page. 1998. The whys and whats of sponge chemistry: Why chemist extract sponges and what problems does this cause?: 353-364. En Watanabe, Y. y N. Fusetani (Eds.): *Sponge Sciences. Multidisciplinary Perspectives*. Spring Verlag, Tokyo.
- Dunlap, M. y J.R. Pawlik. 1998. Spongivory by parrotfish in Florida mangrove and reef habitats. *P.S.Z.N.I Mar. Ecol.*, 19 (4): 325-337.
- Duque, C., A. Bonilla, E. Bautista y S. Zea. 2001. Exudation of low molecular weight compounds (thiobismethane, methyl isocyanide, and methyl isothiocyanate) as a possible chemical defense mechanism in the marine sponge *Ircinia felix*. *Bioch. Syst. Ecol.*, 29: 459-467.
- Dyrynda, P.E.J. 1983. Modular sessile invertebrates contain larvotoxic allelochemicals. *Develop. Compar. Inmun.*, 7: 621-624.
- Engel, S. y J.R. Pawlik. 2000. Allelopathic activities of sponge extracts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 207: 273-281.
- García, C.B. 1991. Comparison of successional patterns on hard substrata: The Caribbean Sea and the North Sea. Bremen. Tesis Doctoral, Univ. Bremen, 148 p.
- García, C.B. y H. Salzwedel. 1993. Recruitment patterns of sessile invertebrates onto fouling plates in the bay of Santa Marta, colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín.*, 22: 30-44.

- Gerhart, D.J., D. Rittschof y S.W. Mayo. 1988. Chemical ecology and the search for marine antifoulants: Studies of a predatory-prey symbiosis. *J. Chem. Ecol.*, 14 (10): 1905-1917.
- Hauser, H. 1984. Book of marine fishes. Pisces Books Gulf Publishing Company. Huston-Texas, 192 p.
- Henrikson, A.A. y J.R. Pawlik. 1995. A new antifouling assay method: results from field experiments using extracts of four marine organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 194: 157-165.
- \_\_\_\_\_. 1998. Seasonal variation in biofouling of gels containing extracts of marine organisms. *Biofouling*, 12 (1-3): 245-255.
- Hill, M.S. 1996. Symbiotic zooxanthellae enhance boring and growth rates of the tropical sponge *Anthosigmella varians* forma *varians*. *Mar. Biol.*, 125: 649-654.
- Hughes, R.G. 1977. Aspects of the biology and life-history of *Nemertesia antennina* (L.) (Hydrozoa: Plumulariidae). *J. Mar. Biol. Ass.*, 57: 641-657.
- Jackson, J.B.C. 1979. Morphological strategies of sessile animals: 499 -555. En Larwood, G. y B.R. Rosen (Eds.): *Biology and systematics of colonial organisms*. Academic Press, London.
- Jackson, J.B.C. y L.W. Buss. 1975. Allelopathy and spatial competition among coral reef invertebrates. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 72: 5160-5163.
- Lang, J.C. 1971. Interspecific aggression by scleractinian corals. I. The rediscovery of *Scolymia cubensis* (Milne Edwards and Haime). *Bull. Mar. Sci.*, 21: 952-959.
- \_\_\_\_\_. 1973. Interspecific aggression by scleractinian corals. II. Why the race is not only to the swift. *Bull. Mar. Sci.*, 23: 261-279.
- Lewis, S.M. 1982. Sponge-Zoanthid associations: Functional interactions: 465-474. En Rützler, K. y I.G. Macintyre (Eds.): *The Atlantic Barrier Reef ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize, I structure and communities*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- López-Victoria, M. 2003. Interacciones entre esponjas excavadoras del complejo *Cliona aprica* - *C. langae* - *C. caribbaea* y corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional-INVEMAR, Santa Marta, 105p.
- López-Victoria, M. y S. Zea. 2004. Storm-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. *Clim Res*, 26: 251-256.
- López-Victoria, M. S. Zea y E. Weil. 2003 (2004). New aspects on the biology of the encrusting excavating sponges *Cliona aprica*, *Cliona caribbaea* y *Cliona* sp. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 68: 425-432.
- Mckenna, S.A. 1997. Interactions between the boring sponge *Cliona lampa* and two hermatipic corals from Bermuda. *Proc. 8th Int. Coral. Reef. Sym.*, 2: 1369-1374.
- Palermo, J.A., M.F. Rodríguez-Brasco y A.M. Seldes. 1996. Stornamides A-D: Alkaloids from a Patagonian sponge *Cliona* sp. *Tetrahedron*, 52 (8): 2727-2734.
- Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161: 1-75.

- Pawlik, J.R. 1992. Chemical ecology of the settlement of benthic marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 30: 273 - 335.
- \_\_\_\_\_. 1993. Marine invertebrate chemical defenses. *Chem. Rev.*, 93 (5): 1911-1922.
- \_\_\_\_\_. 1997. Fish predation on Caribbean reef sponges: An emerging perspective of chemical defenses. *Proc. 8th Int. Coral. Reef. Sym.*, 2: 1255-1258.
- Pawlik, J.R., B. Chanas, R.J. Toonen y W. Fenical. 1995. Defenses of caribbean sponges against predatory reef fish: I. Chemical deterrency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127: 183-194.
- Pomponi, S.A. 1976. An ultrastructural study of boring sponges cells and excavated substrata. *Scanning Electron Microscopy*, 8: 569-576.
- \_\_\_\_\_. 1977. Etching cells of boring sponges: an ultrastructural analysis. *Proc. 3rd. Int. Coral Reef Sym.*, Miami.2. *Geologia*: 485-490.
- \_\_\_\_\_. 1979. Ultrastructure and cytochemistry of the etching area of boring sponges. *Coll. Int. C.N.R.S.*, 291: 317-332.
- Porter, J.W. y N.M. Targett. 1988. Allelochemical interactions between sponges and corals. *Biol. Bull.*, 175: 230-239.
- Randall, J.E. y W.D. Hartman. 1968. Sponge -feeding fishes of the west Indies. *Int. J. Life. Oceans. Coastal. Waters.*, 1 (3): 216 -225.
- Rützler, K. 2002. Impact of crustose clionid sponges on Caribbean reef corals. *Acta Geol. Hisp.*, 37 (1): 61-72.
- Rützler, K. y G. Rieger. 1973. Sponge burrowing: Fine structure of *Cliona lampa* penetrating calcareous substrata. *Mar. Biol.*, 21: 144-162.
- Schönberg, C.H.L. y C.R. Wilkinson. 2001. Induced colonization of corals by a clionid bioeroding sponge. *Coral Reefs*, 20: 69-76.
- Siegel, S. y N.J. Castellan. 1995. *Estadística no paramétrica: Aplicada a las ciencias de la conducta*. Editorial Trillas, S.A. México, 438 p.
- Simpson, T.L. 1984. *The cell biology of sponges*. Springer-Verlag, New York, 662 p.
- Sullivan, B. y D.J. Faulkner. 1985. Chemical studies of burrowing sponge *Siphonodictyon coralliphagum*: 45-50. En K. Rützler (Ed.): *New perspectives in sponge biology*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Sullivan, B. y L. Webb. 1983. Siphonodictidine, a metabolite of the burrowing sponge *Siphonodictyon* sp. that inhibits coral growth. *Science*, 221: 1175-1176.
- Targett, N.M. y G. Schmahl. 1984. *Chemical ecology and distribution of sponges in the Salt River Canyon, St. Croix, U.S.V.I. USA*: NOAA Technical memorandum OAR NURP-1. 29 p.
- Thacker, R.W., M.A. Becerro, W.A. Lumbang y V.J. Paul. 1998. Allelopathic interactions between sponges on a tropical reef. *Ecology*, 79 (5): 1740-1750.
- Vicente, V.P. 1978. An ecological evaluation of the west indian Demosponge *Anthosigmella varians* (Hadromerida: Spirastrellidae). *Mar. Bull. Sci.*, 24 (4): 771-777.
- Waddell, B. y J.R. Pawlik. 2000a. Defenses of Caribbean sponges against invertebrate predators: I. Assays with hermit crabs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 195: 125-132.

- \_\_\_\_\_. 2000b. Defenses of Caribbean sponges against invertebrate predators: II. Assays with sea stars. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 195: 133-144.
- Wahl, M. y B. Banaigs. 1991. Marine epibiosis: III Possible antifouling defense adaptations in *Polysyncraton lacazei* (Giard) (Didemnidae, Ascidiacea). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 145: 49-63.
- Whittaker, R.H. y P.P. Feeny. 1971. Allelochemicals: Chemical interactions between species. *Science*, 171: 757-770.
- Wilkinson, C.R. 1983. Role of sponges in coral reef structural processes: 263-274. En Barnes D.J. (Ed.): *Perspectives on coral reefs*. Brian Clouston Publisher, Manuka, Australia.
- Wulff, J.L. 1997. Parrotfish predation on cryptic sponges of Caribbean coral reefs. *Mar. Biol.*, 129: 41-52.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey, USA, 662 p.
- Zea, S. 1992. Estimation of demosponge (Porifera, Demospongiae) larval settlement rates from short-term recruitment rates: preliminary experiments. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 46 (3): 293-300.
- Zea, S. y E. Weil. 2003. Taxonomy of the Caribbean excavating sponge species complex *Cliona caribbaea* - *C. aprica* - *C. langae* (Porifera, Hadromerida, Clionidae). *Caribb. J. Sci.*, 39 (3): 348-370.

FECHA DE RECEPCIÓN:03/06/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:11/02/05

#### DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

*Departamento de Biología y Centro de Estudios en Ciencias del Mar-CECIMAR, Universidad Nacional de Colombia, INVEMAR, Cerro Punta de Betín, A.A. 10-16, Santa Marta, Colombia, andia@invemar.org.co, parra@science.uval.nl, szea@invemar.org.co. (A.C-F., F.P-V. y S.Z.). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Km 17 recta Cali-Palmira (CIAT), A.A. 6713, Santiago de Cali, Colombia, mateo@invemar.org.co. (M.L-V).*



# INDUCCIÓN DE LA MADUREZ GONADAL DEL PARGO PALMERO *LUTJANUS ANALIS* (PISCES: LUTJANIDAE) MEDIANTE LA APLICACIÓN DE UN FOTOTERMOPERIODO ARTIFICIAL DE ACONDICIONAMIENTO

*Julián Botero-Arango y Fabio Castaño-Rivera*

## RESUMEN

Un grupo experimental (N=7) de tres hembras y cuatro machos adultos de pargo palmero *Lutjanus analis* capturados en el medio natural, cuyo desarrollo gonadal había entrado en estado de latencia debido a su confinamiento en el laboratorio, fue sometido a un ciclo de fototermoperiodo artificial de 10 meses entre octubre de 2001 y julio de 2002 para desbloquear y estimular nuevamente su maduración sexual. Como control se utilizó un grupo de igual número de peces, los cuales fueron mantenidos durante el mismo tiempo sin manipulación de los parámetros de temperatura y fotoperiodo. Después de ocho meses las tres hembras del grupo experimental mostraron signos positivos de desarrollo gonadal, alcanzando sus oocitos diámetros medios ( $\emptyset$ ) de  $122 \pm 76$ ;  $86 \pm 40$ ; y  $122 \pm 87 \mu\text{m}$  respectivamente. Durante el décimo mes una hembra del mismo grupo alcanzó el estado III de desarrollo gonadal ( $\emptyset = 327 \pm 67 \mu\text{m}$ ) y fue inducida a la maduración final y desove mediante una única inyección de 1.000 UI/kg de GCH. El desove ocurrió 64 h después de la inyección con aproximadamente 25.000 huevos ( $\emptyset = 713 \pm 56 \mu\text{m}$ ) que alcanzaron el estado de gástrula temprana 4:35 h después de la fertilización. El ciclo de fototermoperiodo artificial aplicado mostró ser efectivo para desbloquear y estimular el desarrollo gonadal de los peces cautivos, resultado preliminar que debe ser confirmado con próximas investigaciones, y que podría constituirse en un importante paso en el desarrollo de una tecnología para la reproducción artificial del pargo palmero.

**PALABRAS CLAVE:** Pargo palmero, *Lutjanus analis*, Fototermoperiodo artificial, Maduración sexual.

## ABSTRACT

**Induction of gonadal maturity in the mutton snapper *Lutjanus analis* (Pisces: Lutjanidae) by the application of an artificial photothermal conditioning cycle.** An experimental group (N=7) of three females and four males of mutton snapper *Lutjanus analis* captured in the wild, whose gonadal development entered in a state of latency because of its confinement in the lab, was maintained under an artificial photothermal cycle of 10 months between October 2001 and

July 2002 in order to unblock and stimulate again their sexual maturation. Another group of equal number of fish was used as a control, being maintained during the same time without manipulation of temperature and photoperiod parameters. After eight months the three females of the experimental group showed positive gonadal development signs, their oocyte mean diameters ( $\emptyset$ ) reaching  $122 \pm 76$ ;  $86 \pm 40$ ; and  $122 \pm 87 \mu\text{m}$  respectively. During the tenth month one female reached the state III of gonadal development ( $\emptyset = 327 \pm 67 \mu\text{m}$ ) and was induced to final maturation and spawning by a single injection of 1,000 IU/kg of HCG. The spawning occurred 64 h after the injection with approximately 25,000 eggs ( $\emptyset = 713 \pm 56 \mu\text{m}$ ) which reached the early gastrula stage 4:35 h after fertilization. The artificial photothermal cycle applied showed to be effective to unblock and stimulate gonadal development of the captive fish, preliminary result that must be confirmed by further research and which could constitute an important step in the development of a technology for the artificial reproduction of the mutton snapper.

**KEY WORDS:** Mutton snapper, *Lutjanus analis*, Artificial photothermal cycle, Sexual maturation.

## INTRODUCCIÓN

El pargo palmero *Lutjanus analis* Cuvier, 1828 se encuentra en el Atlántico Occidental tropical, desde el noreste de los Estados Unidos (Massachusetts) hasta el sureste del Brasil, incluyendo aguas afuera de sur de Florida, Bahamas, el Mar Caribe y el Golfo de México (Cervigón, 1993). Está ampliamente distribuido en el Caribe colombiano, donde presenta gran importancia comercial a nivel regional y posibilidades de exportación, así como condiciones favorables para su cultivo (Wedler *et al.*, 1980; Cervigón, 1983; Acero y Garzón, 1985; Thouard *et al.*, 1989). En la actualidad el pargo palmero ha sido introducido dentro del Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia bajo la categoría de NT (Near Threatened o “Casi Amenazado”) y a nivel mundial esta categorizado como “Vulnerable” dentro de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (Acero *et al.*, 2002).

En marzo de 1999 se inició en la “Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA)” un programa de investigaciones para lograr la reproducción artificial del pargo palmero. Sin embargo, la aparición del virus de la mancha blanca o WSSV (White Spot Syndrome Virus) hizo imposible introducir directamente al laboratorio los reproductores maduros de pargo capturados en el medio natural, ya que estos podrían llevar adheridos a sus cuerpos parásitos vectores del virus que podrían afectar los programas de selección genética de camarón que allí se desarrollan. Por esta razón los peces fueron sometidos previamente a una estricta cuarentena en instalaciones independientes, lo cual produjo en ellos una latencia de su maduración sexual, fenómeno que se ha explicado y descrito en detalle para

otros casos en trabajos como los de Cleary y Pankhurst (2000), Kubokawa *et al.* (1999), Tucker (1998), Bromage (1995) y Campbell *et al.* (1994).

Mediante el presente trabajo se diseñó y se puso en práctica un ciclo o “fototermoperiodo” artificial de acondicionamiento en el laboratorio, manipulando el fotoperíodo y la temperatura en los tanques de mantenimiento y desove, con el cual fue posible desbloquear y restablecer el proceso de maduración gonadal de los reproductores que se encontraba en latencia por las condiciones de estrés sufridas durante su captura y cautiverio.

## **METODOLOGÍA**

### **Captura y mantenimiento de los reproductores**

Los reproductores de pargo palmero fueron capturados en el Bajo de Canceco y en las Islas del Rosario (Bolívar, Caribe colombiano) mediante el uso de líneas de mano con anzuelos y palangre. Después de su captura fueron llevados a un recinto aislado donde fueron sometidos individualmente a cuarentena de 30 días en tanques plásticos de 2.000 L. La aireación fue suministrada mediante un compresor portátil y el agua fue recirculada constantemente a través de un biofiltro de arena fluidizada y recambiada cada tres días. Finalizada la cuarentena los reproductores fueron introducidos al laboratorio en un tanque de fibra de vidrio con 40 T de agua marina para acostumbrarlos a las condiciones normales (no manipuladas) de temperatura y fotoperíodo. Se alimentaron diariamente a saciedad con calamar, pescado y camarón congelados, dieta que contenía un 47 % de proteína bruta. Cada tercer día se suministró adicionalmente un suplemento vitamínico y mineral elaborado en el laboratorio.

### **Conformación de los grupos de reproductores**

Los reproductores capturados, cuya longitud sobrepasaba en todos los casos las Tallas Medias de Madurez (TMM) reportadas por Claro (1981) y Allen (1987), fueron divididos en dos grupos, uno experimental y otro control, en dos tanques de fibra de vidrio de 40 T de capacidad. Cada grupo estuvo compuesto por tres hembras y cuatro machos cuyos pesos variaron entre 1.953 y 2.737 g. El grupo control recibió agua en flujo directo y el del fototermoperíodo artificial con recirculación y biofiltración.

### **Fototermoperíodos artificial y control**

Para el diseño del fototermoperíodo artificial se tuvieron en cuenta algunas técnicas ya ensayadas con éxito en la maduración artificial de la especie

(Benetti *et al.*, 2002 y 2003) y en otras especies de lutjánidos (Arnold *et al.*, 1978), como son el comprimir un año calendario en 10 meses de acondicionamiento, simulando durante los últimos tres meses del ciclo condiciones crecientes de luminosidad y temperatura para obtener así la maduración final y desove. Como las temperaturas utilizadas en los casos anteriores pertenecían a zonas más templadas, los valores utilizados para esta experiencia fueron ajustados tomado como referencia la información presentada por Sandoval (1999) para el Golfo de Salamanca (Caribe colombiano), donde se reportó la abundante presencia de reproductores de esta especie. El grupo control fue mantenido bajo el mismo régimen de luz del grupo del fototermoperiodo artificial pero sin manipulación de la temperatura (Tabla 1). Para la manipulación de la temperatura en el ciclo de fototermoperiodo artificial se utilizó un enfriador de agua marina de 120.000 BTU y para el manejo del fotoperiodo, igual para los dos grupos, se utilizaron lámparas fluorescentes de 20 W, colocadas a 50 cm sobre la superficie de los tanques.

Tabla 1. Ciclos de fototermoperiodo artificial y control para la maduración final y desove de reproductores de pargo palmero *Lutjanus analis* en el laboratorio.

Mes (2001-2002)	Temperatura (°C)		Fotoperiodo para ambos grupos (horas luz/día)
	Grupo de fototermoperiodo artificial	Grupo control	
Octubre	26.0	28.2	12
Noviembre	24.7	28.5	12
Diciembre	24.9	28.0	11
Enero	22.1	26.2	11
Febrero	22.4	25.7	11
Marzo	22.6	26.8	13
Abril	24.5	27.4	13
Mayo	26.0	27.9	13
Junio	25.8	25.8	13
Julio	26.6	26.3	13

### Monitoreo de la maduración

Se realizaron tres muestreos para monitorear la maduración, durante los cuales, los peces fueron anestesiados con 2-fenoxi-etanol a una concentración de 150–200. La madurez gonadal de las hembras fue monitoreada mediante biopsia ovárica, introduciendo una cánula de polietileno de 0.86 mm de diámetro interno y 1.2 mm de diámetro externo por el conducto urogenital y succionando suavemente, según la metodología descrita por Watanabe *et al.* (1998). Los oocitos se fijaban en formalina al 10% en agua de mar filtrada y se observaban

en el estereoscopio. Como hasta la fecha no existía ninguna referencia publicada con una escala de maduración específica para *Lutjanus analis*, la observación de los diferentes estados se hizo con la guía de la escala propuesta por González y Lugo (1997), la cual consiste en la descripción histológica de cortes transversales de gónadas de *Lutjanus purpureus* en diferentes estados de madurez gonadal. De cada biopsia se midieron 50 oocitos utilizando un micrómetro ocular con precisión de 50  $\mu\text{m}$ . Los machos se consideraban maduros cuando mediante masaje abdominal expulsaban semen fluido.

### **Inducción de la maduración final y desove**

A las hembras que presentaron oocitos con diámetro mayor a 320  $\mu\text{m}$  se les inyectó una dosis única de gonadotropina coriónica humana (GCH) en concentración de 1.000 UI/kg en la base de la aleta pectoral. Los machos también fueron inducidos con 500 UI/kg, de acuerdo con lo descrito por Clarke *et al.* (1997). Una vez obtenido el desove, los huevos fertilizados (flotantes) fueron recolectados por rebosamiento en un recipiente con malla de 500  $\mu\text{m}$ . La cuantificación de los huevos se llevó a cabo por el método volumétrico.

### **Análisis de los datos**

Con la información de peso y talla recolectada durante los muestreos se analizó el Factor de Condición ( $K = W/L^3$ ), el cual sirvió como índice del estado de bienestar y del grado de adaptabilidad de los peces al sistema de confinamiento. Por medio del programa STATGRAPHICS PLUS® se evaluó la normalidad y la homogeneidad de las varianzas de los datos obtenidos a partir de las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Variante Check, fundamentales para realizar las pruebas de regresión lineal entre las variables ambientales y el factor de condición K. Las variables que no se comportaron normalmente fueron transformadas con el logaritmo natural (Ln). Para comparar los cambios del factor de condición entre el grupo experimental y el control se realizó ANOVA de una vía. Los grupos fueron analizados por separado y la significancia estadística de las pruebas fue de  $P < 0.05$ , de acuerdo con lo recomendado por Persson *et al.* (1998).

## **RESULTADOS**

### **Maduración gonadal de los peces**

Durante los meses de octubre de 2001 a febrero de 2002 las hembras de ambos grupos no experimentaron evolución en su madurez gonadal, según el diámetro medio de sus oocitos (Tabla 2). Sólo hasta el mes de mayo de 2002

las tres hembras sometidas al fototermoperiodo artificial mostraron un avance en su madurez ( $\bar{O} = 86 \pm 40 \mu\text{m}$  a  $122 \pm 87 \mu\text{m}$ ), a diferencia de las hembras del grupo control. Hacia el final de julio, después de llevar 3 meses incrementando la temperatura y el fotoperiodo hasta valores de  $26.6 \text{ }^\circ\text{C}$  y 13 horas de luz respectivamente, una hembra del fototermoperiodo artificial alcanzó la madurez sexual ( $\bar{O} = 327 \pm 67 \mu\text{m}$ ) y las otras dos tuvieron incremento moderado en el diámetro medio de sus oocitos, aunque no lograron una madurez avanzada.

Tabla 2. Diámetro medio ( $\mu\text{m} \pm \text{ds}$ ) de los oocitos de las hembras de pargo palmero *Lutjanus analis* del fototermoperiodo artificial y del grupo control. (E = Hembra experimental; C = Hembra control; ND = no disponibles).

Hembra No.	Fecha de los muestreos		
	Oct. y Dic./ 2001 y Feb./ 2002	May./ 2002	Jul./ 2002
1E	$50 \pm 0$	$122 \pm 76$	$327 \pm 67$
2E	$50 \pm 0$	$86 \pm 40$	$179 \pm 87$
3E	$50 \pm 0$	$122 \pm 87$	ND
1C	$50 \pm 0$	$51 \pm 8$	$50 \pm 0$
2C	$54 \pm 14$	$50 \pm 0$	$50 \pm 0$
3C	$50 \pm 0$	$50 \pm 0$	$50 \pm 0$

### Inducción al desove

A finales de julio la hembra madura del fototermoperiodo artificial, con peso de 2.318 gr, presentó oocitos en estado de vitelogénesis avanzada con una moda de  $350 \mu\text{m}$  (Figura 1), estando apta para ser inducida hormonalmente al desove. El desove se presentó 64 horas después de la inyección y se recolectaron aproximadamente 25.000 huevos ( $\bar{O} = 713 \pm 56 \mu\text{m}$ ) con un porcentaje de fertilización estimado del 70%. Mediante la observación de los huevos al estereoscopio se determinó que estos alcanzaron el estado de gástrula temprana 4:35 horas después de la fertilización, coincidiendo con la descripción presentada en el trabajo de Borrero *et al.* (1978).

### Evolución del Factor de Condición (K)

Durante los primeros meses de acondicionamiento se observó que los peces de ambos grupos no presentaban diferencias significativas en el Factor de Condición (K). Sin embargo, a partir de sexto mes en los peces sometidos a fototermoperiodo artificial se evidenció un incremento significativo ( $P < 0.05$ ) del factor K, el cual se mantuvo hasta el final de la investigación. Los peces del grupo control no presentaron cambios significativos en el K durante todo el proceso (Figura 2).

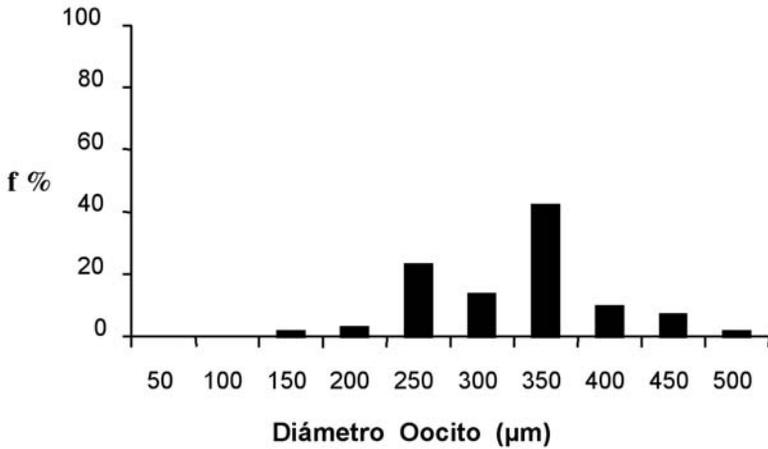


Figura 1. Frecuencia (f) del diámetro medio de los oocitos de la hembra de pargo palmero *Lutjanus analis* del fototermoperiodo artificial que fue inducida hormonalmente al desove.

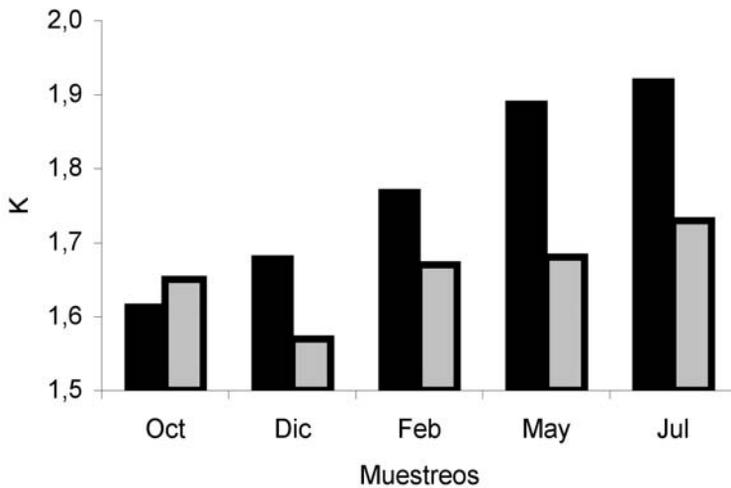


Figura 2. Factor de condición (K) de los reproductores de pargo palmero *Lutjanus analis* del fototermoperiodo artificial (en negro) y del grupo control (sombreado).

## DISCUSIÓN

Durante los primeros meses de fototermoperiodo artificial, cuando la temperatura y el fotoperiodo se ajustaron con un descenso progresivo, las hembras de este ciclo no experimentaron variación en el diámetro de sus oocitos. De acuerdo con Lam (1983), los valores bajos en estos dos parámetros mantienen en estado de “latencia” la maduración gonadal de los peces, preparándolos para un futuro recrudecimiento gonadal, preparación que se

caracteriza por una acumulación de reservas de grasa (energía) en la cavidad abdominal. Sólo hasta que se aumentaron la temperatura y el fotoperiodo se observó un incremento significativo en el diámetro de los oocitos de las tres hembras, lo cual concuerda con lo reportado por Benetti *et al.* (2002) para la misma especie, Turano *et al.* (2000) para *Ocyurus chrysurus* y Arnold *et al.* (1978) para *Lutjanus campechanus*, con lo cual puede verse que al menos en estas especies es indispensable un incremento en la temperatura y el fotoperiodo para estimular el desarrollo gonadal y obtener el desove.

Aunque no se tiene hasta la fecha ninguna referencia sobre la estandarización de una escala de madurez sexual para reproductores de *Lutjanus analis*, de los resultados de esta experiencia puede concluirse que para los oocitos de esta especie obtenidos por vía intraovárica un diámetro medio de  $327 \pm 67 \mu\text{m}$  representa un estado de madurez sexual suficiente como para inducir las hembras hormonalmente a la maduración final y desove.

En las hembras del grupo control, donde la temperatura se mantuvo siempre en valores elevados, no se observó variación en el diámetro de los oocitos ni indicios de maduración durante toda la investigación. Pankhurst y Thomas (1998) indican que en los peces las temperaturas elevadas y sostenidas en el tiempo pueden generar una incapacidad del folículo para sintetizar la 17, 20 $\beta$ P, hormona fundamental para la maduración de la gónada, lo cual explicaría que este parámetro puede constituirse en limitante para la maduración de los reproductores cuando se mantiene en niveles más elevados que en el medio natural.

Del anterior análisis puede concluirse: a) para estimular la madurez gonadal de los reproductores de pargo palmero *Lutjanus analis* en cautiverio es necesario someterlos primero a un ciclo artificial de acondicionamiento con temperaturas bajas, seguido por un incremento paulatino en la temperatura y el fotoperiodo; b) las magnitudes utilizadas en los valores del fototermoperiodo artificial fueron apropiadas para desbloquear y permitir el proceso de desarrollo gonadal de los reproductores; c) la exposición a temperaturas elevadas durante un prolongado periodo no estimula la maduración gonadal en el pargo palmero, tal como se observó en los reproductores del grupo control.

El desove en la hembra inducida tuvo lugar 64 horas después de aplicada la inyección hormonal, tiempo mucho más largo que el de 33 horas reportado por Watanabe *et al.* (1998) para *Lutjanus analis* y 27 y 56 horas reportado para otros peces de la familia como *Lutjanus argentimaculatus* y *L. campechanus* respectivamente (Emata *et al.*, 1994; Vernon *et al.*, 1983). Aunque en los dos últimos casos los peces fueron también inducidos con una sola inyección de 1.000 UI/kg. de GCH respectivamente, el diámetro medio de

los oocitos en el momento de la inducción era de 400 y 365  $\mu\text{m}$  respectivamente, bastante mayores que el de 327  $\mu\text{m}$  de la hembra inducida en la presente investigación.

Los valores significativamente más elevados del Factor de Condición K en los peces del fototermoperiodo artificial indican que las condiciones ambientales aplicadas en este ciclo produjeron mayor bienestar a los mismos, lo cual se vio reflejado en su recrudescimiento gonadal. El incremento de K en los peces de este grupo se atribuye por tanto a la formación de gónadas, tal como lo describe Oasim (1957) (citado por Rangarajan, 1971), donde explica que las variaciones en el factor de condición son producto del consumo o construcción de las reservas de grasa para la maduración gonadal.

Si bien en este trabajo no se encontraron evidencias estadísticas que relacionen las variables ambientales con el K, no se puede descartar la influencia de éstas sobre el bienestar de los peces, como lo sugiere Rangarajan (1971), quien encontró que las variaciones en el K de *Lutjanus kasmira* no estaban únicamente influenciadas por el recrudescimiento gonadal sino por otros factores ambientales, ya que los mayores índices se encontraron en animales inmaduros en época de desove. De lo anterior se desprende la hipótesis de que las variables ambientales utilizadas en el fototermoperiodo artificial jugaron un doble papel en la condición de los peces cautivos; por un lado generaron las condiciones necesarias para estimular la maduración gonadal y adicionalmente redujeron los niveles de estrés generados por la captura y el confinamiento, mejorando su bienestar.

## AGRADECIMIENTOS

Para la realización de la presente investigación se contó con la colaboración desinteresada y oportuna de investigadores y estudiantes de la Corporación Universitaria de Ciencias Aplicadas y Ambientales (UDCA), así como del personal científico y administrativo de la Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA). Se agradece a la Doctora Marcela Salazar Vallejo por la revisión del manuscrito. La financiación del trabajo fue otorgada por el Instituto Colombiano de Investigaciones Científicas Francisco José de Caldas (COLCIENCIAS) y por la UDCA.

## BIBLIOGRAFÍA

Acero, A. y J. Garzón. 1985. Los pargos (Pisces: Perciformes: Lutjanidae) del Caribe Colombiano. Actualidades Biológicas, (14): 89-99.

- Acero, A., L.S. Mejía y M. Santos-Acevedo. 2002. *Lutjanus analis*: 123-126. En Mejía, L. S. y A. Acero (Eds.): Libro rojo de peces marinos de Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá.
- Allen, G.R. 1987. Synopsis of the circumtropical fish genus *Lutjanus* (Lutjanidae): 33-87. En Polovina, J.J. y S. Ralston (Eds.): Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management. Westview Press, Boulder.
- Arnold, C.R., J.M. Wakeman, T.D. Williams y G.D. Treece. 1978. Spawning of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in captivity. *Aquaculture*, 15: 301-302.
- Benetti, D.D., J.A. Matera, O.M. Stevens, J.F. Alarcón, M.W. Feeley, F.J. Rotman, Y. Minemoto, G. Banner-Stevens, J. Fanke, S. Zimmerman y L. Eldridge. 2002. Growth, survival and feed conversion rates of hatchery-reared mutton snapper *Lutjanus analis* cultured in floating net cages. *J. World Aquac. Soc.*, 33 (3): 349-357.
- Benetti, D.D., J.F. Alarcón, O.M. Stevens, B. O'Hanlon, J.A. Rivera, G. Banner-Stevens y F.J. Rotman. 2003. Advances in hatchery and growout technology of marine finfish candidate species for offshore aquaculture in the Caribbean. Proceedings of the 54<sup>th</sup> Annual Meeting, GCFI:54, 473-487.
- Borrero, M., E. González, N. Millares y T. Damas. 1978. Desarrollo embrionario y prelarval de la Biajaiba (*Lutjanus synagris* Linné, 1758). *Rev. Cub. Inv. Pesq.*, 3(3): 1-28.
- Bromage, N.R. 1995. Broodstock management and seed quality – general considerations: 1-24. En Bromage, N.R. y R.J. Roberts (Eds.): Broodstock management and egg and larval quality. Blackwell, Oxford, 424 p.
- Campbell, P.M., T.G. Pottinger and J.P. Sumpter. 1994. Preliminary evidence that chronic confinement stress reduces the quality of gametes produced by brown and rainbow trout. *Aquaculture*, 120: 151-169.
- Cervigón, F (Ed.). 1983. La acuicultura en Venezuela: estado actual y perspectivas. Editorial Arte, Caracas, 121 p.
- \_\_\_\_\_. 1993. Los peces marinos de Venezuela. Segunda edición. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Vol. 2, 497 p.
- Clarke, M.E., M.L. Domeier y W.A. Laroche. 1997. Development of larvae and juveniles of the Mutton Snapper (*Lutjanus analis*), Lane Snapper (*Lutjanus synagris*) and Yellowtail Snapper (*Lutjanus chrysurus*). *Bull. Mar. Sci.*, 61(3): 511-537.
- Claro, R. 1981. Ecología y ciclo de vida del pargo criollo *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828) en la plataforma cubana. *Acad. Cienc. Cuba, Instit. Ocean., Inf. Cient. Tec.* 186, 83 p.
- Cleary, J.J. y N.W. Pankhurst. 2000. The effect of capture and handling stress on plasma steroid levels and gonadal condition in wild and farmed snapper *Pagrus auratus* (Sparidae). *J. World Aquac. Soc.*, 31(4): 558-569.
- Emata, A.C., B. Eullaran y T.U. Bagarinao. 1994. Induced spawning and early life description of the mangrove red snapper, *Lutjanus argentimaculatus*. *Aquaculture*, 121: 381-387.
- González, L.W. y T. Lugo. 1997. Ovogénesis de *Lutjanus purpureus* (Poey, 1867; Pisces: Lutjanidae) de la región oriental de Venezuela. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 26: 53-60.

- Kubokawa, K., T. Watanabe, M. Yoshioks y M. Iwata. 1999. Effects of acute stress on plasma cortisol, sex steroid hormone and glucose levels in male and female sockeye salmon during breeding season. *Aquaculture*, 172: 335-349.
- Lam, T.J. 1983. Environmental influences on gonadal activity in fish: 65-116. En Hoar, W.S., D.J Randall and E.M. Donalson (Eds.): *Fish Physiology*, Vol 9, Reproduction, Part B, Behavior and Fertility Control. Academic Press, New York, 477 p.
- Pankhurst, N.W. y P.M. Thomas. 1998. Maintenance at elevated temperature delays the steroidogenic and ovulatory responsiveness of the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to luteinizing hormone releasing hormone analog. *Aquaculture*, 166: 163-177.
- Persson, P., K. Sundell, B. Bjornssonö y H. Lundqvist. 1998. Calcium metabolism and osmoregulation during sexual maturation of river running Atlantic salmon. *J. Fish. Biol.*, 52: 334-349.
- Rangarajan, K. 1971. Maturity and spawning of the snapper *Lutjanus kasmira* from the Andaman Sea. *Indian J. Fish.*, 18(1-2): 114-125.
- Sandoval, N. 1999. Análisis reproductivo y de fecundidad de dos especies demersales *Lutjanus synagris* y *Lutjanus analis* en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano. Trabajo de grado, Facultad de Ingeniería Pesquera, Universidad del Magdalena, Santa Marta, 89 p.
- Thouard, E., P. Soletchnik y J.P. Marion. 1989. Selection of finfish species for aquaculture development in Martinique (F.W.I.): 499-510. En Fuchs, J., G. Nedelec y E. Gasset (Eds.): *Advances in tropical aquaculture*, AQUACOP, IFREMER, Tahiti, Actes Colloq. 9.
- Tucker, J.W. Jr. 1998. *Marine fish culture*. Kluwer Academic Publishers, London, 750 p.
- Turano, M.A.J., D.A. Davis y .R. Arnold. 2000. Observations and techniques for maturation, spawning, and larval rearing of the yellowtail *Ocyurus chrysurus*. *J. World Aquac. Soc.*, 31(1): 59-68.
- Vernon-Minton, R., J.P. Hawke y V.M. Tatum. 1983. Hormone induced spawning of red snapper *Lutjanus campechanus*. *Aquaculture*, 30: 363-368.
- Watanabe, W.O., E.P. Ellis, S.C. Ellis, J. Chaves, C. Manfredi, R.W. Hagood, M. Sparsis y S. Arneson. 1998. Artificial propagation of Mutton Snapper *Lutjanus analis*, a new candidate marine fish for aquaculture. *J. World Aquac. Soc.*, 29: 176-187.
- Wedler, E., J. Palacio, L. Pérez y R. Álvarez. 1980. Experiencias preliminares sobre el cultivo de pargos en jaulas flotantes. Memorias del III Simposio Latinoamericano de Acuicultura, IV Seminario Nacional de Acuicultura. ALA/ACUICOL/INDERENA, Cartagena, 11p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 26/01/04

FECHA DE ACEPTACIÓN: 18/03/05

**DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:**

Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA). Laboratorio de Punta Canoa, A.A. 2877, Cartagena, Colombia. E-mail: [ceniacua@ctgred.net.co](mailto:ceniacua@ctgred.net.co) (F.C.), [jbotero@terra.com.co](mailto:jbotero@terra.com.co) (J.B.)



## **NUEVOS REGISTROS DE CANGREJOS DEL GÉNERO *PALICUS* (PHILIPPI, 1838) (CRUSTACEA: DECAPODA: BRACHYURA: PALICIDAE) PARA EL MAR CARIBE COLOMBIANO**

*Adriana Bermúdez, Norella Cruz, Gabriel R. Navas S. y Néstor Hernando Campos*

### **RESUMEN**

Se amplía el ámbito geográfico para *Palicus floridanus* y se registran por primera vez cinco especies de la familia Palicidae colectadas en el mar Caribe colombiano durante el crucero INVEMAR-Macrofauna I, entre 1998 y 1999, a lo largo de la franja superior del talud continental (300 y 500 m de profundidad). Con las de este trabajo, en el área se han reportado seis especies: *P. alternatus* Rathbun, 1897; *P. cursor* A. Milne-Edwards, 1880; *P. floridanus* Rathbun, 1918; *P. gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880; *P. gracilis* Smith, 1883, y *P. sicus* A. Milne-Edwards, 1880. En la costa caribe colombiana el único registro previo para la familia era *P. alternatus*.

**PALABRAS CLAVE:** Palicidae, Cangrejos, Nuevos registros, Colombia.

### **ABSTRACT**

**New records of the crabs of the genus *Palicus* (Philippi, 1838) (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Palicidae) from the Caribbean coast of Colombia.** A new range extension of *Palicus floridanus* and five new records of Palicidae are presented, the samples are collected from the Colombian Caribbean coast during the cruise of INVEMAR-Macrofauna I between 1998 and 1999, along the upper continental Slope (300 and 500 m deep). Six species have now been recorded from the area: *P. alternatus* Rathbun, 1897; *P. cursor* A. Milne-Edwards, 1880; *P. floridanus* Rathbun, 1918; *P. gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880; *P. gracilis* Smith, 1883, and *P. sicus* A. Milne-Edwards, 1880. Previously, *P. alternatus* was the only member of the family reported for this area before this study.

**KEY WORDS:** Palicidae, Crabs, New records, Colombia.

## INTRODUCCIÓN

Los cangrejos de la familia Palicidae Bouvier, 1898 están ampliamente distribuidos a nivel mundial, con registros para el Atlántico occidental (Rathbun, 1918; Williams, 1984), el Atlántico oriental en la península ibérica (Zariquiey, 1968) y la costa occidental africana (Manning y Holthuis, 1981). La familia Palicidae agrupa dos subfamilias: Crossotonotinae Moosa y Serène, 1981 y Palicinae Bouvier, 1898. La primera con los géneros *Crossotonotus* A. Milne-Edwards, 1873 y *Pleurophricus* A. Milne-Edwards, 1873, restringidos al Pacífico Indo-Occidental. La subfamilia Palicinae está compuesta por nueve géneros, de los cuales *Pseudopalicus* Moosa y Serène, 1981; *Parapalicus* Moosa y Serène, 1981; *Miropalicus* Castro, 2000; *Paliculus* Castro, 2000; *Rectopalicus* Castro, 2000; *Exopalicus* Castro, 2000; *Neopalicus* Moosa y Serène, 1981 y *Palicoides* Moosa y Serène, 1981 están distribuidos en el Pacífico Indo-Occidental, y *Palicus* Philippi, 1838 en el Atlántico, Mediterráneo y Pacífico Oriental. Para la familia Palicidae se han descrito 58 especies, de las cuales 34 han sido registradas en el Indopacífico (Castro, 2000), 15 para el Atlántico americano y solamente una, *Palicus alternatus* Rathbun, 1897, para el Caribe colombiano (Campos y Werdning, 1991). A nivel taxonómico, la posición de la familia ha cambiado de un autor a otro dentro de los Brachyura, siendo ubicados entre los Oxystomata (Faxon, 1895; Bouvier, 1898); los Brachygnata, cerca de la familia Pinnotheridae con el nombre de Cymopoliidae (Rathbun, 1918; Monod, 1956), al final de los Brachyura (Glaessner, 1969; Williams, 1984) y algunos dentro de los Dorippoidea uniéndola a las familias Dorippidae y Retroplumidae (Gurney, 1942; Guinot, 1977, 1978, 1979; Moosa y Serène, 1981). El objetivo del presente trabajo es hacer un recuento de las especies de *Palicus* del Caribe colombiano, presentando nueva información y discutiendo nuevos registros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El material fue colectado durante la expedición INVEMAR-Macrofauna I, entre 1998 y 1999 en las franjas batimétricas de 300 m y 500 m de profundidad a lo largo del mar Caribe colombiano (Figura 1 y tabla 1). Las diagnósis de las especies están basadas en los caracteres externos de las especies y no se incluyeron las descripciones de los gonópodos masculinos debido a que el material colectado en su mayoría fue compuesto por hembras y solamente se colectaron machos de las especies *P. cursor* y *P. floridanus*. Para cada especie se tomaron el máximo y mínimo de la longitud del caparazón

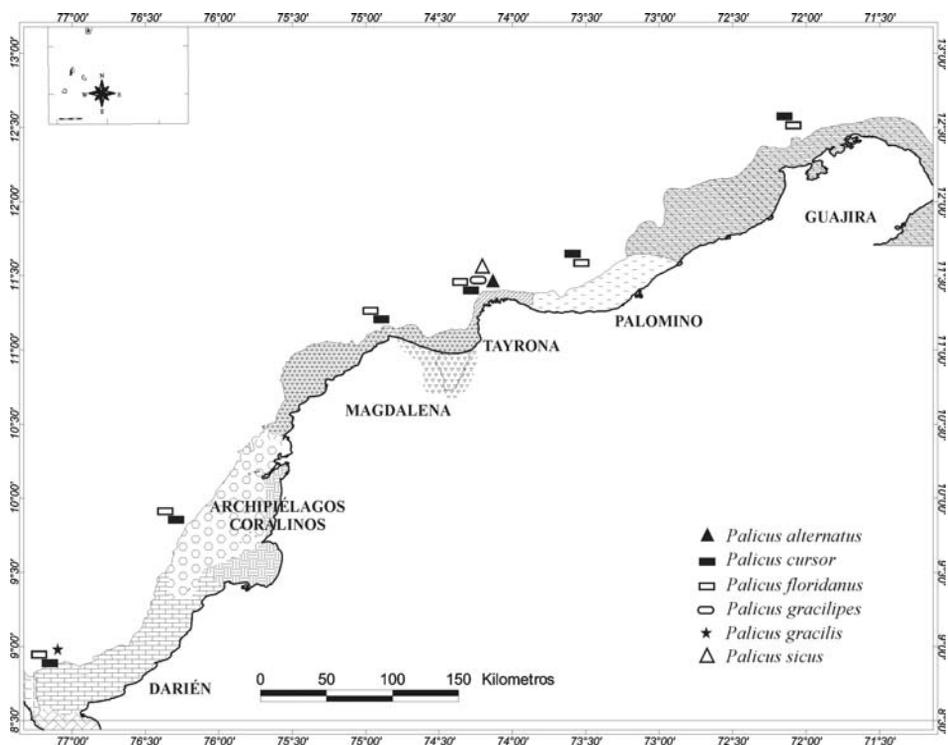


Figura 1. Distribución de las especies del género *Palicus* a lo largo de la franja costera del mar Caribe colombiano.

(LC) y ancho del caparazón (AC) por estación, mediante un calibrador digital de 0.1 mm de precisión. El material se depositó en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia (INVEMAR-CRU) del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, en Santa Marta (Colombia) y en el Museo de Historia Natural del Instituto de Ciencias Naturales (ICN-MHN) de la Universidad Nacional de Colombia en Bogotá (Colombia). Las imágenes fueron obtenidas por medio de una cámara digital Nikon con lentes de 3.5 mm y zoom.

## RESULTADOS

### FAMILIA PALICIDAE Bouvier, 1898

**Diagnosis** (basada en Rathbun, 1918; Williams, 1984): caparazón claramente transversal, subcuadrado. Márgenes anterolaterales dentados. Borde frontorbital ancho y frente dentada. Órbitas y ojos grandes. Cavidad bucal cuadrada, no cubierta por el tercer par de maxilípedos; isquío del tercer

Tabla 1. Localización de las estaciones de muestreo a lo largo de la costa Caribe colombiana. Solamente se incluyen las estaciones en donde se colectaron ejemplares de las especies del género *Palicoua*. Se incluye la fecha, el lugar, la posición geográfica de los arrastres y los rangos de profundidad.

Estación	Fecha	Lugar	Coordenadas iniciales		Coordenadas finales		Profundidad	
			Latitud	Longitud	Latitud	Longitud	Mínima	Máxima
INV.001	19,11,98	Punta Gallina	12°34'6.6"	71°50'33"	12°33'53"	71°50'55"	300	314
INV.004	22,11,98	Bahía Portete	12°23'51.6"	72°16'11.4"	12°23'23"	72°16'23"	296	310
INV.008	25,11,98	Dibulla	11°28'49.2"	73°23'58.2"	11°29'05.2"	73°23'38"	298	310
INV.011	27,11,98	Río Piedras	11°27'22.8"	73°45'17.4"	11°27'17"	73°45'32"	296	312
INV.014	02,12,98	Nenguange	11°24'42.6"	74°09'37.8"	11°24'53"	74°10'05.4"	296	306
INV.015	02,12,98	Nenguange	11°24'56.4"	74°12'48"	11°24'56"	74°12'25"	288	308
INV.017	03,12,98	Concha	11°19'22.2"	74°17'03"	11°19'47"	74°16'56"	492	500
INV.019	03,10,98	Isla Aguja	11°23'06.6"	74°12'03.6"	11°23'16"	74°12'36"	200	222
INV.020	04,12,98	CGSM	11°15'18"	74°38'18.6"	11°15'23"	74°38'46"	466	476
INV.021	04,12,98	Punta Gloria	11°12'10.8"	74°17'15.6"	11°11'48"	74°17'25"	466	476
INV.027	06,12,98	Cartagena	10°28'44.4"	75°42'28.8"	10°28'26"	75°42'34"	270	292
INV.029	15,04,99	I. Rosario	10°09'12.6"	76°00'24.1"	10°08'55"	76°00'35"	278	306
INV.033	13,04,99	G. Morrosquillo	09°45'21.6"	76°15'12.1"	09°45'08.4"	76°15'35"	269	321
INV.034	10,04,99	Ensenada la Rada	09°30'15"	76°26'55.8"	09°30'35"	76°26'44"	480	500
INV.035	10,04,99	Ensenada la Rada	09°27'41.4"	76°25'41.4"	09°27'27"	76°26'04.8"	272	313
INV.036	9,04,99	Puerto Escondido	09°17'59.4"	76°29'39"	09°18'24"	76°29'31"	490	500
INV.037	9,04,99	Puerto Escondido	09°16'21"	76°28'41.4"	09°15'56"	76°28'46"	288	340

par de maxilípedos fuertemente proyectado hacia adelante sobre el lado interno; mero pequeño, subtriangular, sin hendidura sobre el lado interno distal de la articulación del palpo. Aperturas de los canales aferentes en la base de los quelípedos, y las de los canales eferentes en los ángulos anteroexternos de la cavidad bucal. Quelípedos de moderado tamaño, frecuentemente desiguales en los machos, usualmente tuberculados o granulados. Los tres pares de apéndices caminadores largos y delgados; el último par muy corto y delgado, subdorsal, liso, o en posición y ornamentación muy similares a las de los otros pares. Abdomen del macho mucho más estrecho que el esternón. Hembra con aperturas genitales sobre el esternón, junto a la parte media del quinto esternito (cerca del segundo par de apéndices caminadores)

Rathbun (1918) utilizó el nombre *Cymopoliidae* (Género tipo *Cymopolia* Roux, 1828 - 1830) para la familia. Sin embargo, este nombre se cambió debido a que el nombre del género es ocupado por el alga *Cymopolia* Lamouroux, 1816 (Holthuis y Gottlieb, 1958). Según Castro (2000), el nombre *Palicidae* Bouvier, 1898 es el aceptado y el género tipo *Palicus* Philippi, 1838 (Bulletin of Zoological Nomenclature, 1964, 21:336-351; 338, 341, 342, 344) como “*Palicidae* Rathbun”.

### **GÉNERO *Palicus* Philippi, 1838**

**Diagnosis** (basada en Williams, 1984): caparazón más o menos deprimido, más ancho que largo, subcuadrado a heptagonal, más o menos cubierto con gránulos y tubérculos simétricos o rugosos con una clara tendencia a organizarse en series transversales. Frente ampliamente triangular, horizontal, usualmente con lóbulos o con dientes. Borde anterolateral del caparazón recto o ligeramente curvo, con lóbulos o dientes. Cavidad bucal cuadrada. Tercer par de maxilípedos separados en la línea media; mero oblicuo, más estrecho y pequeño que el isquio; ángulo distomesial del isquio y distolateral del mero pronunciados; palpo articulado en el margen distal del mero. Ojos grandes comprimidos en la parte media, con dos o más lóbulos; órbitas profundas, margen superior con dos o tres hendiduras o suturas, margen inferior usualmente con dos suturas. Anténulas dobladas transversalmente, septo interantennular estrecho. Quelípedos de los machos frecuentemente desiguales con el derecho más grande y largo; en las hembras son cortos, iguales y usualmente más delgados que los del macho. Segundo y tercer par de apéndices caminadores muy largos, el segundo usualmente más largo que el tercero; el primero similar a los otros dos pero más pequeño; el cuarto débil, algunas veces filiforme y elevado sobre el tercero. Segmentos abdominales libres en ambos sexos.

**CLAVE PARA LAS ESPECIES DEL GÉNERO *Palicus* COLECTADAS  
EN EL MAR CARIBE COLOMBIANO (Basada en Rathbun, 1918)**

- 1a. Longitud del segundo par de apéndices caminadores no más de dos veces el ancho del caparazón .....2
- 1b. Longitud del segundo par de apéndices caminadores más de dos veces el ancho del caparazón .....3
- 2a. Último segmento esternal sin crestas laminares conspicuas en vista dorsal .....*P. alternatus*.
- 2b. Último segmento esternal con crestas laminares conspicuas en vista dorsal .....*P. sicus*.
- 3a. Lóbulo suborbital externo menos avanzado que la prominencia en forma de oreja formada por la región pterigostomial y el ángulo anterior.....4
- 3b. Lóbulo suborbital externo visible dorsalmente y al menos tan avanzado como el lóbulo de la región pterigostomial. Margen lateral con un diente grande entre dos lóbulos pequeños o denticulos .....*P. cursor*
- 4a. Lóbulo suborbital externo con el margen cóncavo anteriormente.....  
.....*P. gracilipes*
- 4b. Lóbulo suborbital externo en forma triangular.....5
- 5a. Márgenes laterales del caparazón con un diente y un tubérculo. Segundo par de apéndices caminadores 3.5 veces tan largos como el ancho del caparazón .....*P. gracilis*
- 5b. Márgenes laterales del caparazón con tres dientes. Segundo par de apéndices caminadores tres veces tan largos como el ancho del caparazón.....  
.....*P. floridanus*

***Palicus cursor* (A. Milne-Edwards, 1880)**

(Figuras 2 y 3)

**Sinonimia:**

*Cymopolia cursor* A. Milne-Edwards, 1880

*Palicus cursor* Rathbun, 1897: 95, claves.

*Cymopolia cursor* Rathbun, 1918:215. —Chace, 1940:50.

**Material examinado:** 3 ♀ ov LC 6.2-7.6 mm AC 7.8-10.2 mm, INV.001, INVEMAR-CRU 2520. 1 ♀ LC 7.5 mm AC 10.3 mm, INV.004, INVEMAR-CRU 2521. 2 ♀, 2 ♀ ov LC 7.5-8.9 mm AC 7.7-11.3 mm, INV.008, INVEMAR-CRU



Figura 2. Ejemplar hembra de *Palicus cursor* A. Milne-Edwards, 1880 en vista dorsal, colectado en la estación INV. 008, a 310 m de profundidad. Escala 5 mm.

2522. 2 ♀ LC 8.0-8.3 mm AC 11.0-11.2 mm, 1 ♂ LC 5.2 mm AC 6.6 mm, INV.008, INVEMAR-CRU 2523. 2 ♀ LC 7.1-7.5 mm AC 9.7-10.2 mm, INV.011, INVEMAR-CRU 2524. 2 ♀, 2 ♀ ov LC 7.1-7.9 mm AC 9.9-10.6 mm, 5 ♂ LC 4.1-5.1 mm AC 5.3-6.3 mm, INV.014, INVEMAR-CRU 2525. 2 ♀, 9 ♀ ov LC 7.4-8.3 mm AC 10.2-11.5 mm, 1 ♂ LC 4.7 mm AC 5.5 mm, INV.014, INVEMAR-CRU 2526. 1 ♀ ov LC 5.1 mm AC 7.3 mm, 1 ♂ LC 6.8 mm AC 9.1 mm, INV.015, INVEMAR-CRU 2527. 2 ♀ LC 6.9-7.1 mm AC 9.4-9.7 mm, INV.015, INVEMAR-CRU 2528. 1 ♂ LC 6.2 mm AC 9.2 mm, INV.017, INVEMAR-CRU 2529. 1 ♀ ov LC 7.2 mm AC 8.9 mm, INV.020, INVEMAR-CRU 2530. 2 ♀, 1 ♀ ov LC 6.0-6.8 mm AC 7.8-9.0 mm, INV.021, INVEMAR-CRU 2531. 2 ♀ LC 6.8-7.3 mm AC 8.4-9.7 mm, INV.021, INVEMAR-CRU 2532. 1 ♀ ov LC 7.2 mm AC 10.3 mm, INV.014, ICN-MHN-CR 1922. 1 ♀ ov LC 8.4 mm AC 11.5 mm, INV.037, INVEMAR-CRU 3222. 1 ♀ LC 10.6 mm AC 8.3 mm, INV.037, INVEMAR-CRU 3307. 2 ♀ ov LC 8.8-9 mm AC 10.5-10.9 mm, INV.037, INVEMAR-CRU 3318. 1 ♀ ov LC 7.5 mm AC 9.4 mm, INV.037, INVEMAR-CRU 3317. 2 ♀, 1 ♀ ov LC 7.5-10.5 mm AC 10.1-13.6 mm, INV.035, INVEMAR-CRU 3266. 1 ♂ LC 5.05 mm AC 6.6 mm, INV.033, INVEMAR-CRU 3319. 1 ♀, 3 ♀ ov LC 7.5-9.6 mm AC 9.5-11.8 mm, INV.029, INVEMAR-CRU 3298. 2 ♀ ov LC 7.5-8.3 AC 9.5-10.6 3300, 1 ♀ ov LC 7.1 mm AC 9.4 mm, INV.029, ICN-MHN-CR 1923.

**Características distintivas:** caparazón ancho, muy convexo, ornamentado con cerca de 13 tubérculos grandes y redondeados y varios más pequeños, con algunos gránulos cerca de los tubérculos; depresiones finamente granuladas (Figuras 2 y 3). Dientes frontales en forma de tubérculos, casi del mismo ancho, separados por suturas en forma de "U", siendo más profunda la del medio. Ángulo externo del lóbulo preorbital mucho más deprimido, los

siguientes dos lóbulos cortos, anchos y redondeados, el externo proyectado hacia adelante, con dos suturas en forma de "V", la media es más estrecha que las otras dos. Lóbulos externos de las órbitas fuertemente inclinados, margen externo convexo. Tres dientes anterolaterales pequeños y gruesos, de los cuáles uno es hepático y dos branquiales, los dos últimos están juntos y el primero es el más grande. Borde sobre el margen posterior recto, formado por seis o más tubérculos redondeados intercalados con gránulos. Lóbulos del margen suborbital muy prominentes, visibles dorsalmente; lóbulo externo muy grande y redondeado, lóbulo interno muy estrecho, con el extremo redondeado; suturas del margen suborbital en forma de "V", la interna menos profunda. En vista ventral, el lóbulo pterigostomial es grande y redondeado, un poco comprimido en la base, cubriendo todo el lóbulo suborbital externo excepto el extremo.

Quelípedos largos en ambos sexos. Segundo par de apéndices caminadores más largo y fuerte que el tercero. El primer par alcanza un poco más allá del mero del segundo. El tercero un poco más allá del carpo del segundo. El segundo es casi tres veces el ancho del caparazón; meros largos y delgados; margen anterior cóncavo, superficie superior armada con gránulos agudos, la mayoría de los cuales forman hileras, una en cada margen y dos arriba; carpo sin lóbulos anteriores; propodo con márgenes subparalelos; margen posterior del dactilo ligeramente sinuoso sólo en el segundo par de apéndices caminadores. Abdomen de la hembra con una cresta sobre los somites primero a quinto.

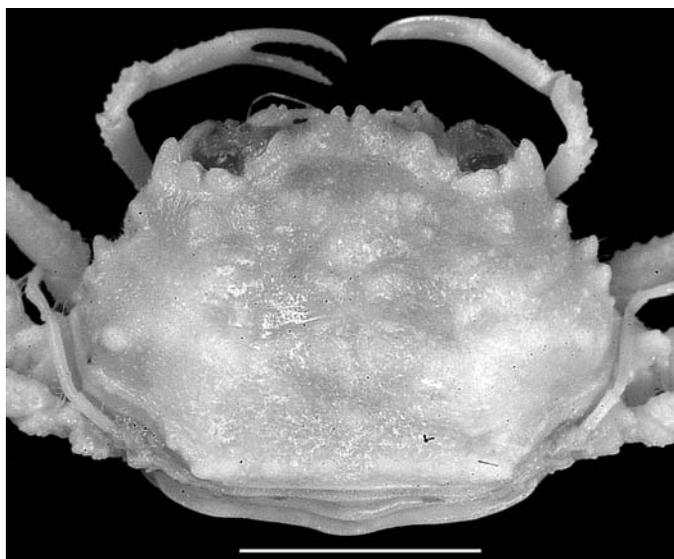


Figura 3. Ejemplar hembra de *Palicus cursor* A. Milne-Edwards, 1880 detalle del caparazón, colectado en la estación INV. 008, a 310 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Tamaño:** Rathbun (1918) registró LC 8.3 mm y AC 12.2 mm para hembras. El material colombiano midió entre 4.1 y 10.5 mm para LC y 5.5 - 13.6 mm para AC.

**Distribución:** esta especie se distribuye desde el Cabo Hateras en Carolina del Norte, el Golfo de México a la Florida y Barbados entre 192 y 522 m de profundidad (Rathbun, 1918). En el mar Caribe colombiano se han colectado ejemplares de la especie frente a las ecorregiones Guajira, Palomino, Tayrona, Magdalena, Archipiélagos coralinos y Darién entre 269-492 m de profundidad.

***Palicus floridanus* (Rathbun, 1918)**

(Figuras 4 y 5)

**Sinonimia:**

*Cymopolia floridana* Rathbun, 1918:220. —Chace, 1940:51



Figura 4. Ejemplar hembra de *Palicus floridanus* (Rathbun, 1918) en vista dorsal, colectado en la estación INV. 021 a 476 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Material examinado:** 6 ♀ LC 4.5-5.4 mm AC 6.1-7.1 mm, 1 ♂ LC 3.6 mm AC 4.8 mm, INV.008, INVEMAR-CRU 2535. 1 ♂ LC 3.7 mm AC 5.2 mm, INV.014, INVEMAR-CRU 2536. 2 ♀ LC 4.3-5.0 mm AC 5.5-6.6 mm, INV.015, INVEMAR-CRU 2537. 2 ♂ LC 4.6-4.9 mm AC 5.9-6.8 mm, INV.015, INVEMAR-CRU 2538. 2 ♀ ov LC 5.5-5.7 mm AC 7.1-8.4 mm, INV.021, INVEMAR-CRU 2539. 1 ♂ LC 4.5 mm AC 5.6 mm, INV.027, INVEMAR-CRU 2540. 1 ♂ LC 4.95 mm AC 5.8 mm, INV.035, INVEMAR-CRU 3094. 1 ♂ LC 5.3 mm AC 6.7 mm, INV.035, INVEMAR-CRU 3093. 1 ♂ LC 4.5 mm AC 5.7 mm, INV.033, INVEMAR-CRU 3096. 1 ♂ LC 5.4 mm AC 6.85 mm, INV.029, INVEMAR-CRU 3095.

**Características distintivas:** caparazón casi cuadrado; tubérculos y gránulos del caparazón agudos y distinguibles unos de otros; cerca de 20 tubérculos grandes, arreglados de la siguiente forma: tres en triángulo sobre la región mesogástrica, uno a cada lado de la región cardiaca, uno intestinal, cuatro en hilera en el margen posterior, cinco sobre cada región branquial de los cuales cuatro forman un rombo cerca al centro y el quinto está cerca de la región cardiaca. Margen frontal con cuatro dientes agudos; el par medio es delgado y separado por una sutura profunda en forma de "V". Tres dientes anterolaterales pequeños, agudos, espiniformes, de los cuales el hepático está ligeramente más separado de los dos branquiales; diente suborbital externo casi triangular, separado por grandes suturas; ángulo interno de la órbita produciendo oblicuamente un diente agudo, pequeño, el cual está escondido detrás del diente pterigostomial en forma de lóbulo. Primer segmento antenal con una espina delgada casi tan avanzada como las espinas del borde frontal (Figuras. 4 y 5).

Primer a cuarto par de apéndices caminadores delgados. El própodo del primer par alcanza el mero del segundo; el mero del segundo alcanza más de la mitad del propodo del tercero. Tercero cerca de tres veces el ancho del



Figura 5. Ejemplar hembra de *Palicus floridanus* (Rathbun, 1918) detalle del caparazón, colectado en la estación INV. 021 a 476 m de profundidad. Escala 5 mm.

caparazón. Cuarto con un diente pequeño sobre la coxa, visible dorsalmente y en línea con la hilera de tubérculos del margen posterior del caparazón.

**Tamaño:** Rathbun (1918) registró LC 8.3 mm y AC 12.2 mm para hembras. El material colombiano midió entre 4.1 y 10.5 mm para LC y 5.5 - 13.6 mm para AC.

**Distribución:** hasta el momento sólo se conocía el holotipo, una hembra ovada colectada en la Florida entre 280 y 504 m de profundidad (Rathbun, 1918). Con el registro de esta especie en el mar Caribe colombiano, se amplía el ámbito de distribución al mar Caribe y se constituye en el segundo registro de la especie. Los ejemplares colombianos fueron colectados frente a las ecorregiones Guajira, Palomino, Tayrona, Magdalena, Archipiélagos coralinos y Darién entre 298-306 m de profundidad.

***Palicus gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880**

(Figuras 6 y 7)

**Sinonimias:**

*Cymopolia gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880:29

*Palicus gracilipes*; Rathbun, 1897: 94

*Cymopolia gracilipes*; Rathbun, 1918:221

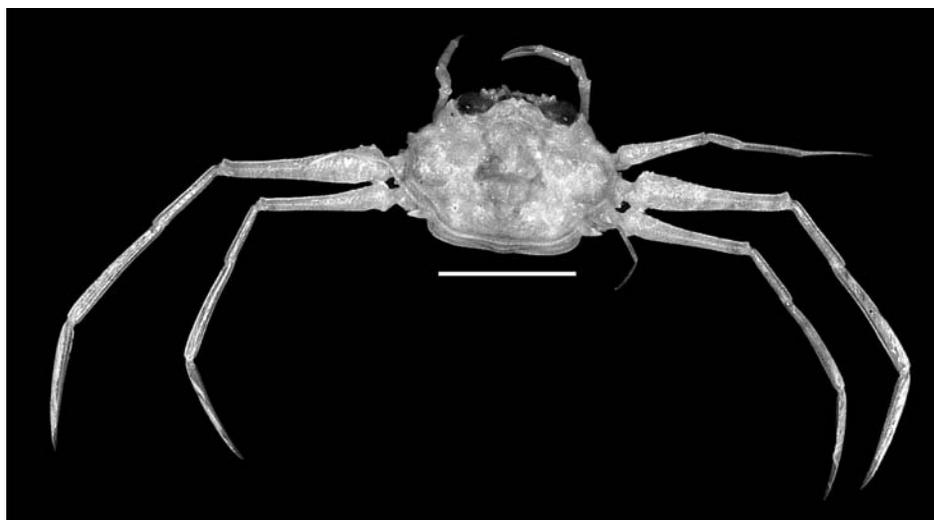


Figura 6. Ejemplar hembra de *Palicus gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880 en vista dorsal, colectado en la estación INV. 019 a 200 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Material examinado:** 1 ♀ ov LC 5.5 mm AC 7.9 mm, INV.019, INVEMAR-CRU 2541.

**Características distintivas:** caparazón muy ancho en la parte posterior (Figuras 6 y 7); ornamentado con algunos tubérculos prominentes, los más conspicuos son los dos cardiacos, separados por un surco profundo, y un grupo de seis a ocho tubérculos pequeños sobre el área branquial posterior; superficie finamente granulada. Margen frontorbital poco prominente y no profundamente cortado; sutura medial con forma de triángulo equilátero, diente medio tuberculiforme; lóbulos laterales muy reducidos, el preorbital poco desarrollado y encerrando solo una pequeña parte del pedúnculo ocular; los supraorbitales muy someros, el interno dos veces tan ancho como el externo; sutura interna y media en forma de "V" y el externo poco profundo. Diente externo de la órbita muy corto, sin alcanzar la mitad de la córnea. Con un sólo diente anterolateral sobre la región branquial justo en la parte más ancha del caparazón; diente grueso, obtuso y prominente; después de este, se encuentra un surco paralelo al margen posterolateral. Lóbulo externo del margen suborbital suave, triangular y redondeado, separado del diente orbital externo por una sutura suave y por una profunda del lóbulo orbital interno.

Quelípedos iguales y delgados en ambos sexos, casi lisos; dedos filiformes; dácilos curvos excediendo los dedos fijos, cada uno armado con dientes pequeños y distantes sobre el borde prensil. El primer par de apéndices caminadores alcanza más allá del carpo del segundo. Segundo entre 2.5 y 3 veces el ancho del caparazón. El tercero alcanza más allá del propodo del

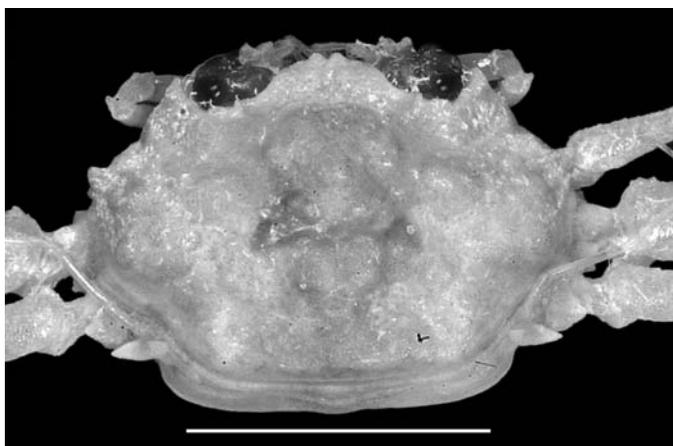


Figura 7. Ejemplar hembra de *Palicus gracilipes* A. Milne-Edwards, 1880 detalle del caparazón, colectado en la estación INV. 019 a 200 m de profundidad. Escala 5 mm.

cuarto. Primer a cuarto par de apéndices caminadores sin protuberancias, con dáctilos sinuosos sobre el margen posterior.

**Tamaño:** el tamaño registrado para la especie es LC 4.6 mm y AC 7 mm (Rathbun, 1918). En el mar Caribe colombiano se colectó únicamente una hembra ovada de tamaño ligeramente mayor (LC 5.5 mm AC 7.9 mm).

**Distribución:** *Palicus gracilipes* ha sido registrada en la Península de Yucatán y desde las Bahamas hasta Granada, 109 y 563 m de profundidad (Rathbun, 1918). En el mar Caribe colombiano solamente se colectó un ejemplar frente a Isla Aguja, en la ecorregión Tayrona a profundidades entre 200 m y 206 m.

**Comentarios:** abdomen de los machos con dos tubérculos triangulares comprimidos sobre el tercer somite, los cuáles son visibles dorsalmente y un tubérculo similar en la parte media del cuarto somite (Rathbun, 1918).

***Palicus gracilis* (Smith, 1883)**  
(Figuras 8 y 9)

**Sinonimia:**

*Cymopolia gracilis* Rathbun 1918:218. — Chace 1940:51

**Material examinado:** 1 ♀ ov LC 9.9 AC 12.7 mm, INV.036, INVEMAR-CRU 3235. 1 ♀, 1 ♀ ov LC 9.1-10.3 mm AC 13.4-14.2 mm, INV.034, INVEMAR-CRU 3234.



Figura 8. Ejemplar hembra de *Palicus gracilis* (Smith, 1883) en vista dorsal, colectado en la estación INV. 034 a 500 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Características distintivas:** caparazón convexo y márgenes anterolaterales oblicuos; borde frontal estrecho; margen orbital más ancho; dientes frontales del par externo más cortos que los del interno, la sutura entre el par de dientes externo y el par medio, poco profunda (Figuras 8 y 9). Margen superior de la órbita con una sutura externa en forma de "U" y una interna más ancha, los dos lóbulos de tamaños similares y redondeados. Con un solo diente anterolateral pequeño y redondeado, ubicado sobre la región branquial; un tubérculo sobre el margen hepático. Margen posterior del caparazón con borde superior de forma irregular y compuesto por algunos tubérculos pequeños. El lóbulo externo del margen suborbital es triangular y redondeado, más avanzado que el del ángulo externo de la órbita, aunque no es sobresaliente; el lóbulo interno es pequeño, espiniforme, agudo, separado por una sutura más ancha y profunda de los dientes externos, únicamente visible frontalmente porque el lóbulo pterigostomial la cubre; el lóbulo pterigostomial es grande y se encuentra al mismo nivel del segmento basal de la antena; la sutura externa del borde inferior de la órbita es triangular.

El primer par apéndices caminadores sobrepasa la parte distal del mero del segundo par. El tercero la parte distal del carpo del segundo. El segundo par casi 3.5 veces el ancho del caparazón; mero cilíndrico y desarmado excepto en la parte distal; carpo cilíndrico, no aplanado ni anguloso.

Cresta del quinto segmento abdominal de la hembra obsoleta; primeros tres segmentos del abdomen del macho con crestas; quinto segmento con los márgenes laterales obtusamente angulados.

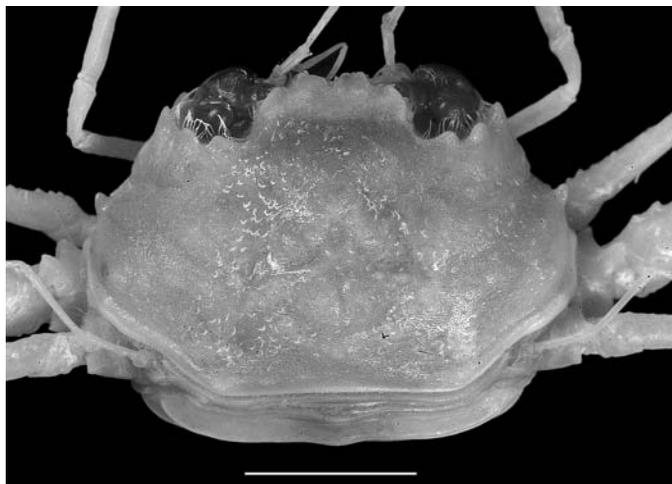


Figura 9. Ejemplar hembra de *Palicus gracilis* (Smith, 1883) detalle del caparazón, colectado en la estación INV. 034 a 500 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Tamaño:** el tamaño registrado para la especie es desde LC 10.6 mm y AC 16 mm (Rathbun, 1918). El material colectado en el mar Caribe colombiano fueron solamente hembras que presentaron tamaños un poco por debajo del rango con LC 9.1-10.3 mm y AC 13.4-14.2mm.

**Distribución:** *Palicus gracilis* ha sido registrada desde Massachussets hasta Curaçao y el Golfo de México, entre 180 a 504 m de profundidad (Rathbun, 1918; Pequegnat, 1970). En el mar Caribe colombiano se colectaron ejemplares frente a la ensenada de la Rada y Puerto Escondido en la ecorregión Darién entre 480 y 490 m de profundidad.

***Palicus sicus* (A. Milne-Edwards, 1880)**

(Figuras 10 y 11)

**Sinonimia:**

*Cymopolia sica* A. Milne Edwards, 1880:29 (parte). —Chace, 1940:49.

*Palicus sicus*; A. Milne-Edwards y Bouvier, 1902:56, —Pequegnat, 1970:198.

*Palicus sica*; Powers, 1977:119. – Williams, 1984: 483

**Material examinado:** 3 ♀, 2 ♀ ov LC 5.7-11.6 mm AC 7.6-15.7 mm, INV.019, INVEMAR-CRU 2542.



Figura 10. Ejemplar hembra de *Palicus sicus* A. Milne-Edwards, 1880 en vista dorsal colectado en la estación INV. 019 a 200 m de profundidad. Escala 5 mm.

**Características distintivas:** caparazón convexo, regiones suavemente marcadas, gránulos de diferentes tamaños, algunas veces en forma de tubérculos. Frente muy ancha y no prominente, con dientes medios pequeños, tuberculiformes; con una sutura media estrecha en forma de "V", suturas laterales más anchas, menos profundas y redondeadas que la media; lóbulos laterales suaves y redondeados; el lóbulo supraorbital medio es ancho, truncado y seguido por una sutura redondeada en la base; el externo estrecho, separado del diente orbital externo por una sutura en forma de "V" poco pronunciada. Diente orbital externo redondeado y dirigido hacia adelante. Tres dientes anterolaterales, pequeños y distantes, el primero está más alejado de la órbita y el segundo está más cerca al tercero. Una hilera sinuosa de tubérculos sobre el margen posterior del caparazón (Figuras 10 y 11). Margen inferior de la órbita muy oblicua, dividido por una sutura en forma de "V" en dos lóbulos, el externo es más recto y rectangular, el ángulo interno subagudo. Lóbulo pterigostomial muy ancho y redondeado en la punta, cubriendo, en vista ventral, todo el lóbulo orbital interno excepto la parte distal.

Quelípedos débiles. Segundo par de apéndices caminadores muy corto y alargado, mero ligeramente robusto y con un diente distal obtuso y pequeño. Tercer y cuarto par con los meros espinosos, especialmente a lo largo del margen anterior, ángulo anterodistal casi rectangular subagudo; carpos muy largos y estrechos, lóbulos anteriores bajos; propodos amplios distalmente; dáctilos con el margen posterior sinuoso.

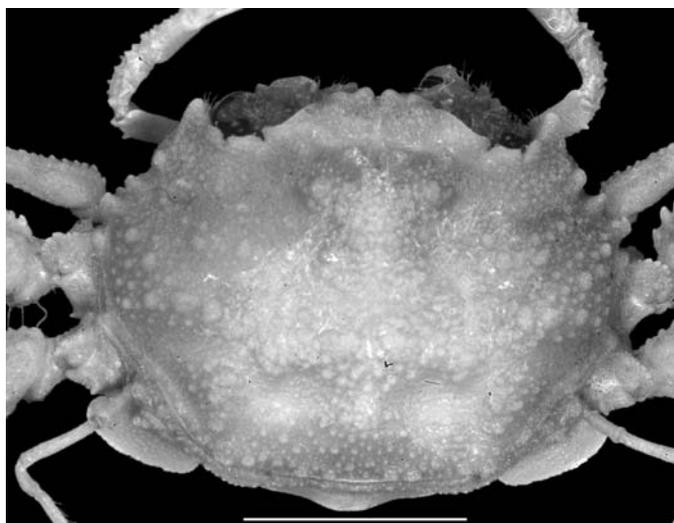


Figura 11. Ejemplar hembra de *Palicus sicus* A. Milne-Edwards, 1880 detalle del caparazón, colectado en la estación INV. 019 a 200 m de profundidad. Escala 5 mm.

Primeros tres segmentos del abdomen carinados, la primera carina con un lóbulo detrás de cada ángulo posterior del caparazón. La segunda carina forma un lóbulo medio prominente, el tercero no es visible dorsalmente; con una placa amplia a los dos lados del esternón, entre las bases del cuarto par de apéndices caminadores, que sobresale lateral y posteriormente.

**Tamaño:** se han registrado para la especie LC entre 6 - 9.8 mm y AC 8.4 - 13.5 mm (Rathbun, 1918). Los únicos ejemplares de la especie colectados en el mar Caribe colombiano son hembras que presentaron un intervalo de tamaño más amplio con talla mínima de LC de 5.7 mm y AC 7.6 mm, y tallas máximas con LC 11.6 mm y AC 15.7 mm.

**Distribución:** esta especie ha sido registrada desde los Cayos de la Florida hasta el Golfo de México (Rathbun, 1918), Cuba, Antillas, Barbados y Granada (Williams, 1984), entre 27 y 225 m de profundidad. En el mar Caribe colombiano la especie fue colectada frente a Isla Aguja, ecorregión Tayrona a 200 m de profundidad.

**Comentarios:** quelípedos iguales en los dos sexos, más delgados en las hembras que en los machos. Abdomen del macho ancho; lados del tercer a quinto segmentos casi rectos (Rathbun, 1918).

## DISCUSIÓN

El limitado conocimiento de especies de la familia Palicidae en el Caribe colombiano puede deberse a que la mayoría de las especies de la familia habitan principalmente aguas profundas con algunas pocas especies de aguas someras. Prefieren fondos predominantemente lodosos, arenosos, rocosos, coralinos, y con trozos de conchas, siendo más frecuentes en fondos blandos (Rathbun, 1918). La única especie de aguas someras registrada para el mar Caribe colombiano es *P. alternatus* colectada entre 15 y 30 m de profundidad (Campos y Werding, 1991) y todas las especies registradas en este artículo provienen de profundidades entre 200 y 500 m, además cuatro de ellas fueron colectadas en fondos blandos de naturaleza lodosa y únicamente una, *P. sicus* fue colectada en fondos duros con predominio de corales ahermatípicos a 200 m de profundidad. Se presentó una dominancia de las hembras, en *P. cursor* 49 ejemplares de 59 y en *P. floridanus* 12 de 19, de *P. gracilipes*, *P. gracilis* y *P. sicus* se colectaron únicamente hembras, sugiriendo un comportamiento ecológico diferente para ambos sexos, aunque este tipo de fenómenos no ha sido documentado para ninguna de las especies de la familia y sería necesaria una revisión más amplia.

Las especies *P. cursor*, *P. floridanus*, *P. gracilis* y *P. gracilipes* son muy similares morfológicamente entre sí, distinguiéndose principalmente por la prominencia y arreglo de los tubérculos sobre el caparazón y la longitud de los apéndices caminadores. *P. floridanus* se distingue por presentar tubérculos y dientes romos sobre el caparazón, y el diente suborbital interno más avanzado que en *P. gracilis* el cual tiene un solo diente lateral y los apéndices caminadores son más largos. *P. gracilipes* es muy similar a *P. gracilis* y se diferencia de éste porque tiene el lóbulo suborbital externo con el margen cóncavo hacia adelante, el segundo par de apéndices caminadores mide de 2.5 a 3 veces el ancho del caparazón y el abdomen de los machos presenta dos prominencias triangulares sobre el tercer segmento abdominal y una sobre el cuarto; mientras que en *P. gracilis* el segundo par de apéndices caminadores mide tres veces el ancho del caparazón y los machos no presentan prominencias sobre el tercer y cuarto somites abdominales. *P. gracilis* tiene el caparazón más convexo y los márgenes anterolaterales más oblicuos que *P. cursor* y el lóbulo suborbital externo está menos avanzado que la prominencia en forma de oreja formada por la región pterigostomial y el ángulo anterior (Rathbun, 1918). *P. sicus* se distingue claramente de las otras especies por presentar una placa abdominal y dos placas esternales posteriores visibles dorsalmente, y tener el segundo par de apéndices caminadores menos de dos veces la longitud del caparazón. En las especies de la familia se pueden encontrar también, variaciones intraespecíficas como en el caso de *Palicus alternatus*; para mayor información ver Campos y Werding (1991) y *P. cursor*, en donde la prominencia de los tubérculos, la forma de los dientes laterales, y el arreglo de la espinas sobre el mero de los quelípedos varían entre individuos.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue posible gracias al apoyo brindado por el INVEMAR, el Ministerio del Medio Ambiente, COLCIENCIAS (Proyecto 2105-13-079-97) y la Universidad Nacional de Colombia a través de la Facultad de Ciencias. Los autores agradecen en especial a los Doctores Rafael Lemaitre, National Museum of Natural History Smithsonian Institution de Washington D.C. y Oswaldo Campos Jr., Museo de Zoología de la Universidad de Sao Pablo por el apoyo en la consecución de bibliografía y sus comentarios.

## BIBLIOGRAFÍA

Bouvier, E.L. 1898. Sur la classification, les origines et la distribution des crabes de la famille des Dorippidés. Bull. Soc. Philomat. Paris, 8, 9. (1896-1897): 54-70.

- Campos, N.H. y B. Werding. 1991. *Palicus alternatus* Rathbun (Decapoda: Brachyura) un nuevo registro para el Caribe colombiano. *Caldasia*. 16 (78): 349 - 354.
- Castro, P. 2000. Crustacea Decapoda: A revision of the Indo-west Pacific species of palicid crabs (Brachyura: Palicidae). pp. 437-610. *En: A. Crosnier (ed.) Résultats des campagnes Musorstom, Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle, Paris.*
- Chace, F.A., Jr. 1940. Reports on the scientific results of the Atlantis expeditions to the west Indies, under the joint auspices of the University of Havana and Harvard University. The Brachyuran crabs. *Torreia, Havana*. 4: 1-67.
- Faxon, W. 1895. Reports on an exploration off the west coasts of Mexico, Central and South America, and off the Galapagos Island, in charge of Alexander Agassiz, by the U. S. Fish Commission steamer "*Albatros*" during 1891.XV. The stalk-eyed Crustacea. *Mem. Mus. Comp. Zool.*, 18: 1 - 292.
- Glaessner, M.F. 1969. Decapoda. *En: R.C. Moore (ed.) Treatise on invertebrate paleontology, part R, Arthropoda 4, 2: R399-R533, R626-R628, University of Kansas and Geological Society of America, Inc., Kansas.*
- Guinot, D. 1977. Proposition pour une nouvelle classification évolutive des crustacés décapodes brachyours. *Comptes Rendus de l'Acad. Sci., ser. D*. 285: 1049-1052.
- \_\_\_\_\_. 1978. Principes d'une classification évolutive des crustacés décapodes brachyours. *Bull. Biol. France et Belgique*. 112: 211-292.
- \_\_\_\_\_. 1979. Données nouvelles sur la morphologie, la phylogénèse et la taxonomie des crustacés décapodes brachyours. *Mém. Musé. Nat. d'Hist. Naturel. Paris, Ser. A (Zoologie)*. 112: 1-354.
- Gurney, R. 1942. Larvae of decapod Crustacea. Ray Society, Londres. 306 p.
- Holthuis, L.B. y E. Gottlieb. 1958. An annotated list of the decapod Crustacea of the Mediterranean coast of Israel, with an appendix listing the Decapoda of the Eastern Mediterranean. *Bul. Res. Council, Israel*. 7B: 1-126.
- Manning, R.B. y L.B. Holthuis. 1981. West African brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda). *Smithsonian Cont. Zool.*, 306: 1 - 379.
- Milne-Edwards, A. 1873. Description de quelques crustacés nouveaux ou peu connus provenant du Musée de M.C. Godeffroy. *Journal du Museum Godeffroy*. 1 (4): 253-264.
- \_\_\_\_\_. 1880. Études préliminaires sur les Crustacés, 1<sup>ere</sup> partie. Reports on the results of dredging under the supervision of Alexander Agassiz, in the Gulf of Mexico, and in the Caribbean sea, 1877, '78, '79, by the U.S. Coast Survey Steamer "*Blake*", Lieut. Commander C.D. Sigsbee, U.S.N., and Commander J.R. Bartlett, U. S. N., Commanding, VIII. *Bul. Mus. Compar. Zool., Harvard University*. 8: 1-68
- Milne-Edwards, A. y E.L. Bouvier. 1902. Reports of the results of dredging, under the supervision of Alexander Agassiz, in the Gulf of Mexico (1877-78), in the Caribbean Sea (1878-79), and along the Atlantic coast of the united States (1880), by the U. S. Coast Survey steamer "*Blake*". Les Dromiacés et Oxystomes. *Memoirs of the Museum of Comparative zoology at Harvard College. Mem. Mus. Comp. Zool., Harvard College*. 27 (1): 1-127.

- Monod, T. 1956. Hippoidea et Brachyura ouest-africains. Mém. L'institut Francais d'Afrique Noire. 45: 674.
- Moosa, M.K. y R. Serène. 1981. Observations on the Indo-West-Pacific Palicidae (Crustacea: Decapoda) with descriptions of two new subfamilies, four new genera and six new species. Mar. Res. Indonesia. 22: 21-66.
- Pequegnat, W.E. 1970. Deep-water brachyuran crabs. pp. 171-204. En: W.E. Pequegnat y F.A. Chace, Jr. (ed.) Contributions on the biology of the Gulf of Mexico, Texas A and M University Oceanographic Studies.
- Philippi, R.A. 1838. *Palicus granulatus* ein neues Genus der rückenfüssigen Krabben. Jahresbericht über die Thätigkeit des Vereins für Naturkunde in Kassel. 2: 11-12.
- Powers, L.W. 1977. A catalogue and bibliography to the crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico. Cont. Mar. Sci., 20 (suplemento): 1-190.
- Rathbun, M.J. 1897. Synopsis of the American species of *Palicus* Philippi (= *Cymopolia* Roux), with descriptions of six new species. Proc. Biol. Soc. Washington. 11: 93-99.
- \_\_\_\_\_. 1918. The grapsoid crabs of America. US. Nat. Mus. Bul., 97: 461 p.
- Roux, P. 1828 - 1830. Crustacés de la Méditerranée et de son littoral. (páginas i-iv, 1-176 no numeradas), 45 planchas, Paris, Marseille. [Publicado en 9 partes; parte 1, 2 (planchas 1-10), 1828; parte 3 (planchas 11-15) 1829; partes 4-9 (planchas 16-45), 1830].
- Smith, S.I. 1883. Preliminary report on the Brachyura and Anomura dredged in deep water off the south coast of New England by the United States Fish Commission in 1889, 1881, and 1882. Proc. U. S. Nat. Mus., 6 (1/2): 1-57.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida., Washington., D. C. 550 p.
- Zariquiey, A. 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. Inv. Pesq., España, 32: 1 - 510.

FECHA DE RECEPCIÓN:14/05/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:17/05/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Museo de Historia Natural Marina de Colombia, INVEMAR, A.A. 1016, Tel. 095 4214774, Ext. 144 Fax. 095 4211377. E-mail: abermudez@lycos.com (A.B.), norecas@invemar.org.co (N.C.) y gnavas@invemar.org.co (G. N.). ICN, Universidad Nacional de Colombia, INVEMAR, A.A. 1016, Telefax . 095 4315760. E-mail: nhcampos@invemar.org.co, nhcamposc@unal.edu.co (N.H.C.)*

## **GEOMORFOLOGÍA Y PROCESOS EROSIVOS EN LA COSTA NORTE DEL DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA, CARIBE COLOMBIANO (SECTOR PASO NUEVO-CRISTO REY)**

*Nelson G. Rangel-Buitrago y Blanca O. Posada-Posada*

### **RESUMEN**

Como una contribución a la implementación de la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia, se realizó la caracterización física del litoral norte del departamento de Córdoba (Paso Nuevo-Cristo Rey), con el propósito de determinar cuáles son las causas de los procesos erosivos que se presentan y proponer medidas que contribuyan a reducir la vulnerabilidad de las poblaciones costeras del área. En esta zona afloran sedimentos terciarios de origen fluvio-marino, fracturados, meteorizados y levemente plegados. Las características geomorfológicas muestran que las terrazas fluvio-marinas, que están limitadas por acantilados de hasta 15 m de altura, son la unidad más frecuente y a la vez más afectada por los diferentes procesos erosivos. Le siguen en abundancia los pantanos de manglar y las colinas-montañas. Los procesos erosivos a lo largo del litoral son favorecidos por: el oleaje que incide frontalmente sobre los acantilados, causando su paulatino derrumbe; una corriente de deriva litoral débil, en sentido suroeste principalmente, que unida a la falta de sedimentos ocasionada por el escaso aporte de los ríos y los materiales de tamaño muy fino en los acantilados, no contribuyen a la formación de playas; las condiciones geológicas que muestran una roca frágil, susceptible a la degradación; escorrentía muy intensa durante los periodos invernales; el diapirismo de lodo y el ascenso relativo del nivel del mar como fenómenos regionales activos. Estos procesos, en la mayoría de los casos, son intensificados por la intervención humana, manifestada principalmente en la construcción indiscriminada de estructuras y extracción de materiales (arenas y manglar).

*PALABRAS CLAVE:* Geomorfología, Erosión, Terrazas fluvio-marinas, Oleaje, Intervención.

### **ABSTRACT**

**Geomorphology and erosive processes in the north coast of Cordoba department, Colombian Caribbean (Sector Paso Nuevo-Cristo Rey).** As a contribution to the implementation of the National Environmental Policies for the Sustainable Development of Oceanic Spaces and Coastal and Insular Zones of Colombia, the physical characterization of the

north littoral of Cordoba department (Paso Nuevo-Cristo Rey), was undertaken. The aim of doing it, was to determine which are the causes of the erosive processes that are present and to suggest solutions that help to reduce the vulnerability of the coastal populations of the area. In this area Tertiary sediments of fluvio-marine origin, are cropping fractured, weathered and slightly folded. The geomorphological characteristics show that the fluvio-marine terraces, which are limited by cliffs of up to 15 m of height, are the most represented unit and simultaneously more affected by the different erosive processes. About abundance, they are followed by mangroves and hills-mountains. The erosive processes along the littoral are helped by: the waves that head-on beat against the cliffs, causing gradual detachment of materials; weak coastal drift currents, with principal direction southwest, that together with the lack of sediments caused by the scarce contribution of the rivers and the materials of very fine size in the cliffs, do not contribute to the beach formation; the geological conditions show a fragile rock, prone to the degradation; intense runoff waters during the rain periods; the mud diapirism and the relative sea level rise are regional active phenomena; these processes, in most of cases, are intensified by the human intervention, showed mainly by the indiscriminate construction of structures and extraction of materials (sands and mangroves).

*KEY WORDS:* Geomorphology, Erosion, Fluvio-Marine Terraces, Waves, Intervention.

## INTRODUCCIÓN

Las características geomorfológicas, estructurales y de procesos erosivos que han afectado no sólo el área comprendida dentro de este estudio, sino en general la costa Caribe colombiana, han sido reportados en otros trabajos previos, por INGEOMINAS (1998), entidad que realizó la cartografía de las unidades y rasgos geomorfológicos del litoral Caribe colombiano, caracterizó y evaluó el comportamiento de la línea de costa en cuanto a erosión y acrecimiento; Duque-Caro (1980, 1984) y Page (1983, 1986) describieron los aspectos tectónicos de la costa noroccidental colombiana y definieron el diapirismo de lodo como el factor deformante más relevante. La Universidad EAFIT, estudió la evolución de la línea de costa del Urabá antioqueño y más recientemente se extendió hasta la desembocadura del río Córdoba (Aristizábal, 2001, Correa, 1992, González *et al.*, 2003).

La zona norte del litoral Caribe cordobés, y en general el litoral Caribe colombiano, afronta severos problemas de erosión que están afectando de manera significativa las actividades productivas y la infraestructura física de las poblaciones que allí se encuentran (Rangel, 2004). El área de estudio, localizada al NW de Colombia sobre la costa del departamento de Córdoba, entre las coordenadas N09° 19' - W76° 06' y N09° 05' -W76°14' (Figura 1), enfrenta una fuerte interacción de los procesos hidrodinámicos con las condiciones geológicas y geomorfológicas del sector, que permiten catalogarla como una zona dinámica donde predomina el retroceso general de la línea de costa.

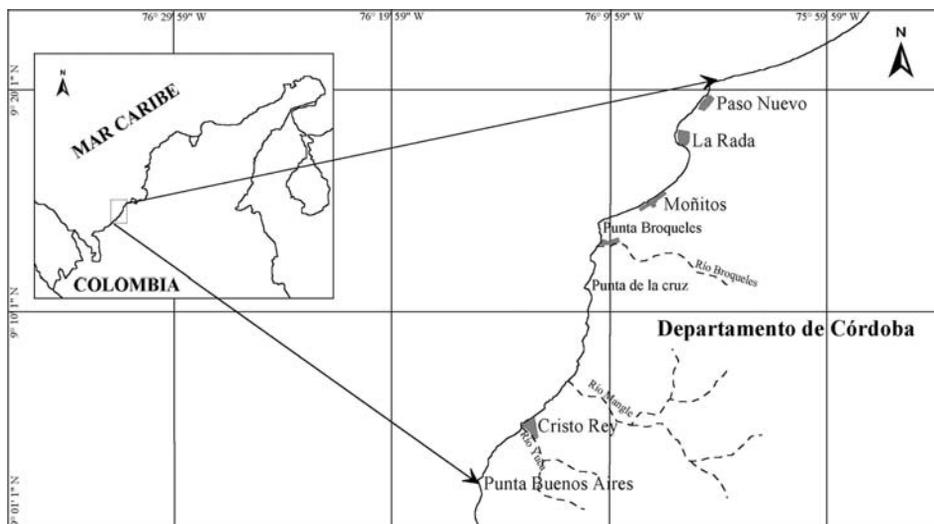


Figura 1. Localización del área de estudio.

Debido a lo anterior, se realizó un análisis de algunos de los factores que intervienen y sus posibles relaciones para así aportar soluciones a esta problemática. Entre estos están la caracterización de unidades geomorfológicas, la determinación de los cambios en la línea de costa en los últimos 65 años y la interpretación y análisis de los procesos hidrodinámicos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de la interpretación preliminar de las fotografías aéreas relacionadas a continuación (Tabla 1), para identificar los aspectos geológicos, geomorfológicos y de procesos, se planeó el trabajo de campo.

Tabla 1. Fotografías aéreas utilizadas para la identificación de aspectos geológicos, geomorfológicos y variaciones de la línea de costa en este estudio.

Vuelo	Año	Escala	Zona	Fotos
III	1938	1:33000	Cispatá- Puerto Escondido	041 – 076
R4	1945	1:40000	Moñitos- La Rada	43 –47
R8	1945	1:40000	Paso Nuevo	498 –501
M 104	1957	1:5.0000	Isla Fuerte-Moñitos-Cristo Rey	382 – 391
M 106	1961	1:5.0000	Isla Fuerte- Paso Nuevo-Río Cedro	11113 – 11120
M 1169	1962	1:60000	Canalete- Puerto Escondido- Cristo Rey	21320 – 21323
C 2379	1989	1:5.0000	Paso Nuevo-Río Cedro	204 –209
C 2379	1989	1:5.0000	Playas del Viento- La Rada	165 – 168

En esta salida se realizó un levantamiento detallado de la línea de costa, siguiendo la línea de más alta marea y utilizando equipos topográficos de precisión (teodolito BERGER, DGPS OMNI STAR, brújula BRUNTON). Adicionalmente se levantaron, con la ayuda de un nivel de precisión CST/Berger 32x, el teodolito BERGER y el DGPS OMNI STAR perfiles de playa, separados entre sí por 200 m, desde una profundidad de -1.5 m hasta una distancia de 100 m, o hasta donde las viviendas o vegetación lo permitieran. Se tomó como cero (0) el nivel medio de bajamares de sicigia (MLWS) y los perfiles se amarraron a la línea de costa previamente levantada. Se tomaron puntos a intervalos que no sobrepasaban los 10 m o en donde se presentaron cambios detectables en la morfología.

Se levantaron perfiles batimétricos hasta los -10 m de profundidad, como prolongación de los perfiles de playa. En una lancha se instaló la ecosonda Odom Hidrotrac, equipada con un transducer de 200 Khz. Una vez calibrados, se efectuó un barrido sobre un área de 10 km<sup>2</sup>, levantando perfiles perpendiculares y paralelos a la línea de costa. La ubicación exacta de la lancha era dada por un GPS diferencial, cuya antena de recepción se encontraba instalada sobre la barra que sostenía el sensor que colectaba los datos de profundidad. Los datos de profundidad y ubicación eran procesados simultáneamente mediante el software HYPACK.

La identificación y caracterización de las diferentes unidades geomorfológicas se hizo a partir de los recorridos, con levantamiento de las columnas estratigráficas en donde había cambios en la composición, espesor o estructura; se definieron los diferentes rasgos de las playas y se cartografiaron los sitios con erosión y sedimentación. Se recogieron muestras de los materiales presentes en los afloramientos, en las playas, en la zona submareal y en la plataforma para su posterior análisis granulométrico y de composición en el laboratorio.

Se tomaron datos sobre dirección y velocidad de las corrientes entre 3 m y 5 m de profundidad con la ayuda de una boya de deriva, diseñada para que las paletas flotaran a 1 m de profundidad y no fueran influenciadas directamente por el viento y el oleaje. Se hicieron observaciones desde la playa de trenes de olas, frecuencia y dirección con el propósito de determinar dirección de la deriva litoral e impacto sobre el litoral.

En la oficina, se compararon las diferentes fotografías aéreas (Tabla 1) para determinar los cambios sufridos en la línea de costa en cuanto a retroceso o avance en los últimos 65 años. Una vez escaneadas las fotos y llevadas a la misma escala para hacer un mosaico, la georreferenciación se hizo a partir de la identificación de, al menos, 2 puntos fijos comunes en las fotografías de los

distintos años. Las coordenadas de estos puntos, así como de toda la línea de costa, fueron tomadas en campo. El nivel de precisión alcanzado puede llegar a un 90%, lo cual se verificó en campo con los pobladores.

En laboratorio se hicieron los análisis granulométricos y de composición y luego los análisis estadísticos para la clasificación de los sedimentos según su granulometría y contenido de carbonatos. Con estos datos, las observaciones de campo y la ayuda de las fotografías aéreas, se diseñaron los mapas borrador de batimetría, geomorfología y usos del suelo, indicando unidades y rasgos morfo-sedimentarios, procesos erosivos y zonas afectadas por erosión observada o inferida. Luego se digitalizaron y se incorporaron a un SIG donde se hizo la edición correspondiente.

## CONTEXTO GENERAL

La zona de estudio se caracteriza por presentar una época de verano (diciembre-abril) con presencia de fuertes vientos procedentes del N-NE cuyas velocidades alcanzan hasta 23 nudos, presentándose lluvias escasas que no sobrepasan los 50 mm/mes. En la época de invierno los vientos son variables en velocidad y dirección y las lluvias son abundantes alcanzando promedios de hasta 270 mm/mes (Molares *et al.*, 2001). En este sector y en general para el Caribe colombiano se siente el efecto de la contracorriente de Panamá, con desplazamientos reportados del orden de 0.7 a 12 nudos dependiendo de la época climática (Restrepo, 2001). El oleaje, controlado principalmente por los vientos del N-NE durante la época de verano, muestra alturas de ola que no sobrepasan los 1.5 m (Javelaud, 1987). Las corrientes litorales tienen una tendencia predominante SW, que cambia temporalmente a NE por la influencia de la contracorriente de Panamá, que se siente a mayores latitudes durante la época húmeda (julio-octubre).

En los aspectos geológicos, la caracterización de los materiales encontrados en los acantilados permitió su correlación con el conjunto de rocas sedimentarias que afloran al norte del departamento de Córdoba y cuyas edades van desde el Mioceno Medio hasta el Holoceno. Entre ellas se tienen:

- **Unidad Litoestratigráfica Broqueles, Ngb, (GEOTEC, 2001).** Aflora en los alrededores de Paso Nuevo- La Rada, Broqueles-Río Cedro y en el sector sur de río Cedro-Norte de río Mangle. Son principalmente arenitas de grano medio a grueso, color anaranjado a grisáceo, intercaladas con arcillolitas con algunos niveles delgados de óxidos de hierro. La arcillolitas se presentan en capas delgadas onduladas paralelas en las que se intercalan niveles con alto contenido en óxidos de hierro de color amarillo ocre.

• **Unidad Litoestratigráfica Moñitos, Ngmn, (GEOTEC, 2001).** Compuesta por una secuencia netamente lutítica, con lentes de arenitas calcáreas e intercalaciones de limolitas. Las lutitas se presentan en capas delgadas a muy gruesas con una laminación plana paralela. Esta unidad aflora principalmente en el sector norte del río Cedro.

• **Unidad Litoestratigráfica Cedro.** Propuesta en este trabajo como una unidad litoestratigráfica nueva, a diferencia de lo propuesto en estudios anteriores que la catalogan como un depósito coralino. Se define así al estrato de coral que suprayace de manera discordante las rocas de la unidad Moñitos. Aflora desde el norte del río Cedro hasta el sur de Santander de la Cruz y Punta el Coquito. Es un estrato coralino de 1 m de espesor compuesto por corales *Diploria clivosa* y *Siderastrea radians* (Pral. y Erhardt, 1985) en posición de vida, con diámetros que varían entre 5 cm y 3 m.

• **Unidad Litoestratigráfica Morrocoy-El Pantano, Ngmp, (GEOTEC, 2001).** Es una unidad constituida por capas gruesas de arenitas friables que gradan a limolitas, lodolitas y arcillolitas en láminas gruesas. En algunos casos se encuentran lentes de arenitas calcáreas de grano medio a fino. Aflora al sur del río mangle y en el corregimiento de Cristo Rey.

Las Unidades Geomorfológicas encontradas al norte del Departamento de Córdoba son de origen fluvial y marino, y en ellas predominan los procesos erosivos sobre los procesos depositacionales (Figura 2).

## RESULTADOS

Las terrazas fluvio-marinas, a lo largo de la zona de estudio son la unidad más importante y más afectada por los procesos erosivos (Figura 3). Estas superficies elevadas están limitadas hacia el mar por acantilados que alcanzan hasta 15 m de alto. Presentan topografía plana a levemente ondulada moldeada por drenajes que originan erosión en forma de surcos y cárcavas, además de suelos que se encharcan durante la época de lluvias. Los procesos erosivos son favorecidos por la saturación de agua del terreno, ya que este no logra drenar las aguas de forma rápida durante las lluvias por su baja permeabilidad. En forma esporádica aparecen terrazas coralinas, que aunque compuestas por materiales más resistentes se ven afectadas por el oleaje que desprende bloques de gran tamaño de la base de los acantilados.

Las colinas y montañas se localizan a lo largo de toda la zona de estudio, separadas de la costa por una distancia promedio de 1000 m. Sobre estas influye principalmente la erosión por escorrentía. Los pantanos de

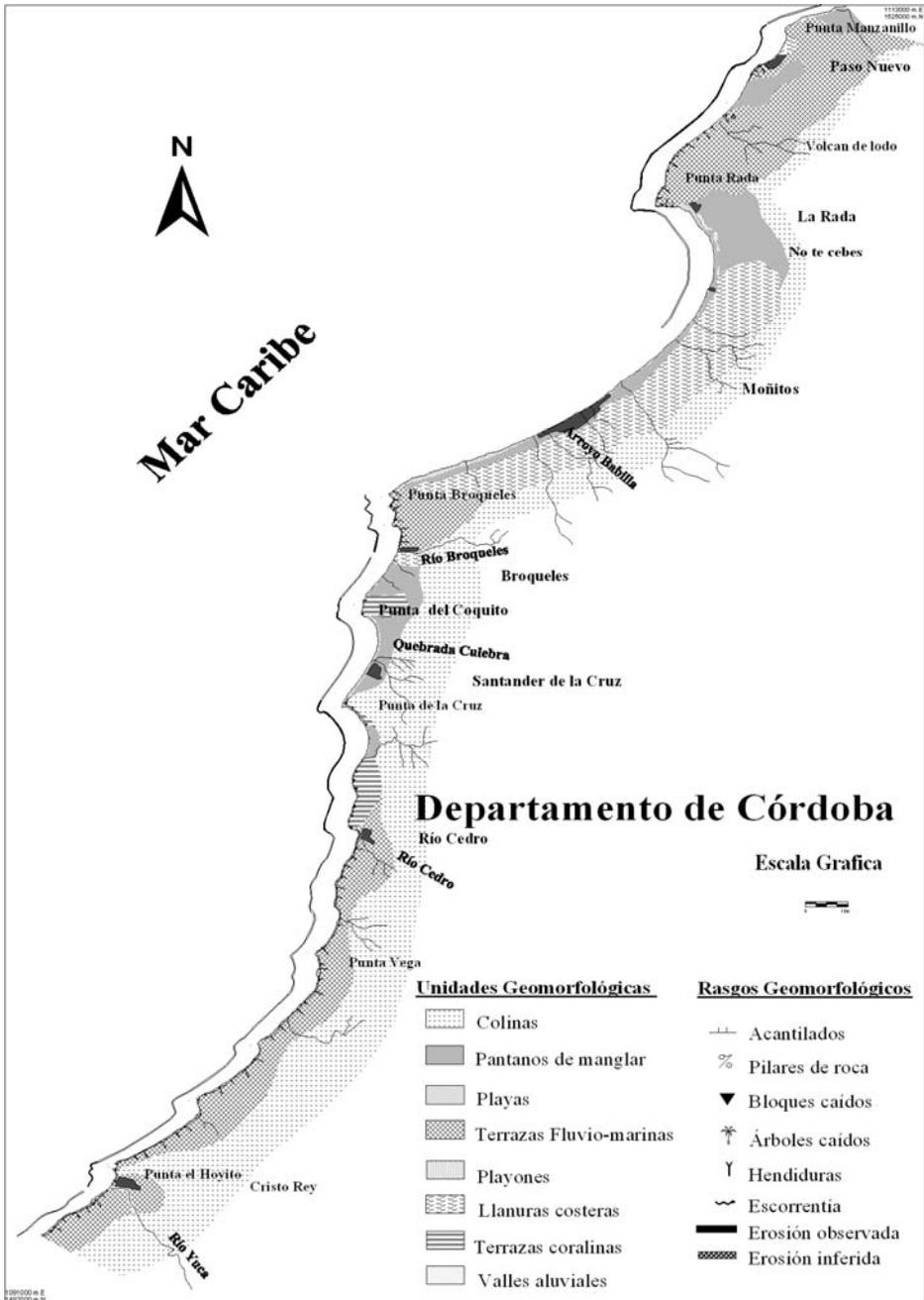


Figura 2. Mapa de unidades, rasgos geomorfológicos y procesos erosivos entre Paso Nuevo y Cristo Rey



Figuras 3 a. y b. Obsérvese cómo el oleaje embate de forma directa sobre los acantilados, generando rasgos erosivos como arcos marinos y acanaladuras. También se observan restos de árboles sobre el tope del acantilado, indicio del retroceso de la terraza.

manglar se encuentran como franjas alargadas de máximo 4 ha. Debido a la intervención por parte del hombre, muchos de los terrenos donde antes se encontraban manglares han sido rellenados, convirtiéndose en zonas inundables que no contribuyen con la estabilidad de la costa.

Las playas se caracterizan por contener sedimentos areno-lodosos de tamaños finos a muy finos de origen continental, que han sido depositados lejos de su área fuente. Están compuestos principalmente por cuarzos, minerales pesados y micas; los restos de material calcáreo se dan en cantidades mínimas a lo largo de la zona de estudio y están asociados a fuentes biogénicas muy

cercanas a su área final de depositación. Los anchos de las playas son variables, encontrándose amplias ( $> 15$  m) en las zonas más estables a la erosión e intermedias a estrechas ( $< 3$  m) en zonas más afectadas por la erosión litoral.

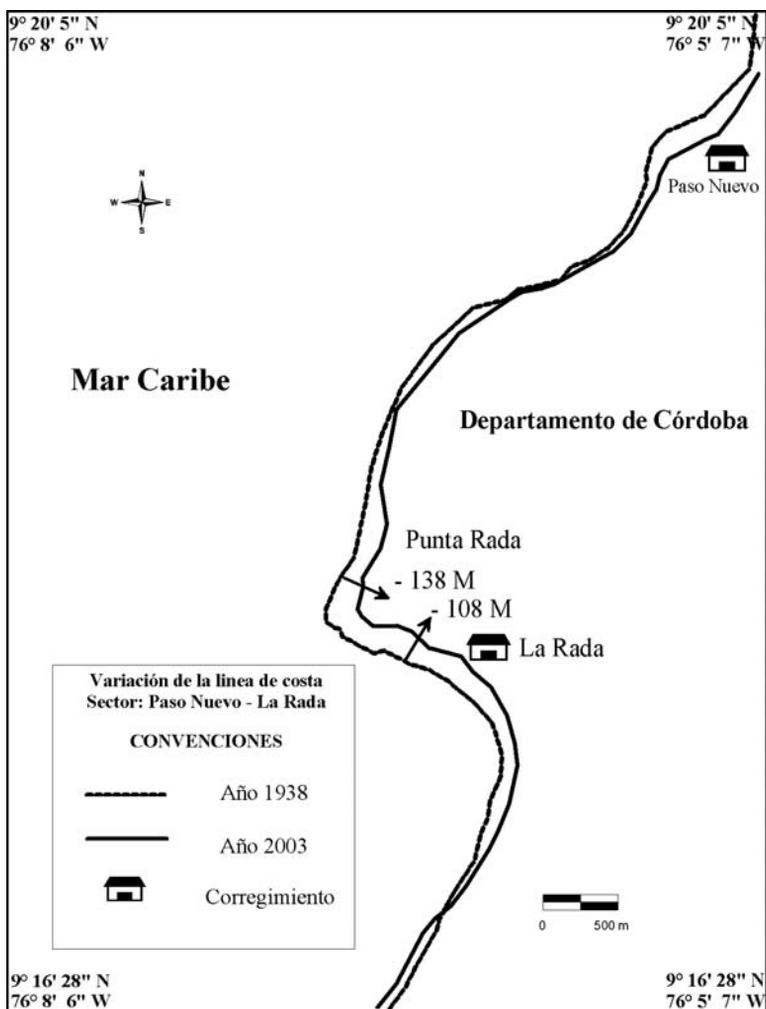
En cuanto a la evolución de la costa norte de Córdoba en los últimos 65 años, se encontró que la zona comprendida entre los corregimientos de Paso Nuevo y Cristo Rey ha manifestado cambios importantes, al menos desde 1938, representados por el retroceso general y pérdida de terreno a causa de la erosión como un fenómeno constante hasta la actualidad. Estas variaciones son el resultado de la acción de eventos que acontecen por largos periodos de tiempo, como la subsidencia, la variación del nivel del mar, el diapirismo lodoso, así como de aquellos de baja frecuencia (temporales), como lo son: mares de leva, oleajes fuertes en verano y periodos de invierno intenso. Se destacan los sectores sur de Paso nuevo, la Rada, Punta Broqueles y Punta la Cruz, como los más afectados.

El único sector a lo largo de toda la zona de estudio que registra estabilidad es la línea de costa en inmediaciones del casco urbano del municipio de Moñitos. Se caracteriza por tener playas amplias (mayores de 15 m), limitadas hacia tierra por una franja ancha y larga de manglar (50 m-100 m), seguida por una extensa llanura costera. Su estabilidad se debe a la presencia de drenajes capaces de aportar cantidades apenas suficientes de material, que permiten mantener “nutridas” de sedimento las playas del sector y una geomorfología muy suave a casi plana, que incluye la plataforma, por lo que las olas al llegar a la costa ya han disipado casi por completo su energía.

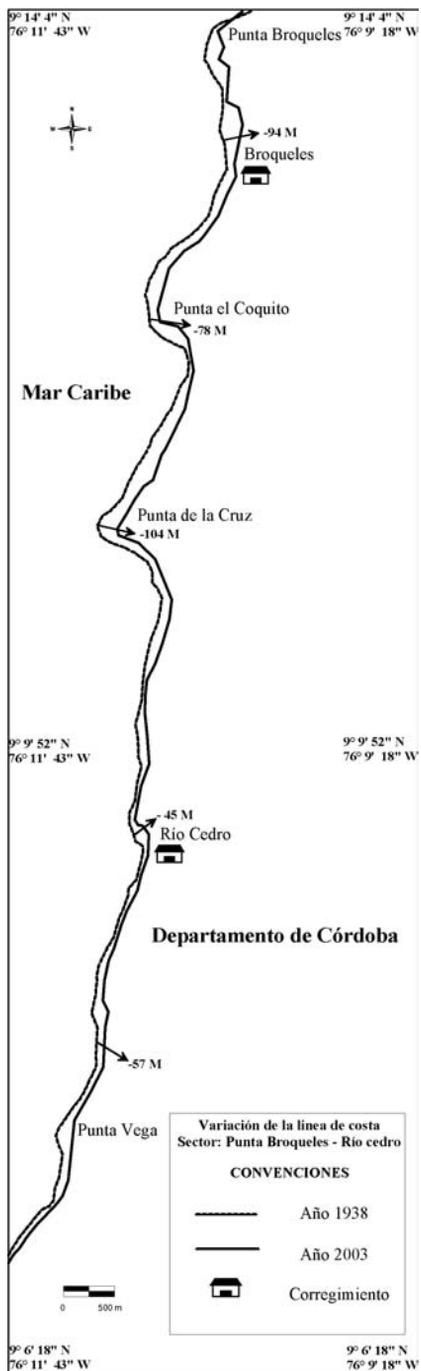
El sector Paso Nuevo-La Rada (Figura 4), formado principalmente por terrazas fluvio-marinas y pantanos de manglar intervenidos, ha sufrido retrocesos de hasta 138 m en la línea de costa, registrados desde 1938, lo que equivale a tasas de erosión que oscilan entre 1 m y 2 m por año. Esta situación ha incentivado la construcción desorganizada y sin ningún tipo de estudio previo, de obras de defensa que han acentuado la erosión y generado altos impactos negativos en el paisaje. La principal causa del retroceso de la línea de costa entre Paso Nuevo y La Rada es el deterioro de un bajo localizado a 1600 m de la línea de costa y paralelo a ella, el cual servía como protección natural de la costa ante el embate directo del oleaje. A todo esto se le ha sumado la extracción de importantes cantidades de material perteneciente a la terraza fluvio-marina y las playas y la destrucción de los pantanos de manglar; esto es confirmado por los habitantes del sector que indican un retroceso de la línea de costa y disminución en la amplitud de las playas de 50 m- 80 m en los últimos 50 años.

En el sector Punta Broqueles-Río Cedro la erosión ha afectado principalmente a una terraza fluvio-marina compuesta por rocas poco

consolidadas, fracturadas, levemente plegadas y meteorizadas. Los datos obtenidos muestran retrocesos en la costa de hasta 140 m desde el año 1938 (Figura 5), con tasas de erosión que varían entre 1.5 m y 2 m por año. A lo largo de la costa se encuentran pilares de roca 70 m mar adentro, que sirven para marcar antiguas posiciones de la terraza y por ende de la línea de costa. Además de estos rasgos erosivos, a lo largo de la zona se presentan árboles caídos sobre la corona de los acantilados, tanques de recolección de agua destruidos y en algunos casos desplome de bóvedas de antiguos cementerios, los cuales son fuertes indicadores de la acción de la escorrentía y el oleaje principalmente.



Figuras 4. Variaciones en la línea de costa entre 1938 y 2003 en las zonas Paso Nuevo – La Rada y punta Broqueles – río Cedro en el departamento de Córdoba.



Figuras 5. Variaciones en la línea de costa entre 1938 y 2003 en las zonas Paso Nuevo – La Rada y punta Broqueles – río Cedro en el departamento de Córdoba.

## DISCUSIÓN

El análisis de las características geomorfológicas de costa cordobesa muestra en general dos tipos de ambientes: zonas con playas cuyo ancho es mayor a 15 m, limitadas por pantanos de manglar y/o llanuras costeras, aparentemente más estables ante la acción de los procesos erosivos y acantilados, en los que pueden presentarse o no pequeñas playas, limitados por una terraza fluvio-marina y/o colinas-montañas y son las zonas más afectadas por los procesos de erosión, según se observó en este trabajo y lo reportó anteriormente Molina *et al.* (1998).

Al relacionar estas características geomorfológicas con la erosión a lo largo del área de estudio se pone de manifiesto que el oleaje incidente en el litoral y el escaso aporte de sedimentos juegan un papel preponderante en los cambios identificados. Sin embargo, las condiciones geológicas de los materiales que conforman los acantilados, el diapirismo de lodo, la intervención humana y el ascenso en el nivel del mar propician el efecto erosivo de las olas y la falta de sedimentos.

Dentro de la zona de estudio los drenajes capaces de aportar cantidades suficientes de sedimento para nutrir las playas del sector son escasos y sus mayores aportes están restringidos exclusivamente a la época de invierno, donde las altas precipitaciones generan mayores caudales y una mayor carga de sedimentos. Sin embargo, los sedimentos aportados por estos drenajes son muy finos, con una predominancia de limos y arenas finas que rápidamente son desplazados por las corrientes hacia la plataforma; sólo circulan a lo largo del litoral las arenas finas a medias.

Los análisis textuales y de composición muestran que estos materiales están compuestos por cuarzos, minerales pesados, micas y bajos contenidos de material biogénico que indican áreas fuentes alejadas de su zona final de depositación. Otra fuente de material sedimentario es la asociada a la erosión de los materiales que conforman los acantilados, lo que también trae consigo sedimentos muy finos que igualmente son transportados hacia la plataforma, generando un déficit sedimentario que restringe la formación de playas.

El oleaje que incide sobre la costa genera las corrientes litorales responsables de transportar el poco sedimento proveniente de los drenajes o de la erosión del litoral. Estudios regionales realizados por Molares (2001), por Javelaud (1987) y Vernet (1985), han reportado una corriente de deriva predominante hacia el suroeste, que se ve afectada por la contracorriente de Panamá, una vez han disminuido los vientos Alisios, lo cual genera corrientes con tendencia N-NE, como las medidas durante la salida de campo y que coinciden con un periodo de transición hacia la estación húmeda.

Cuando el oleaje llega paralelo a la costa no genera corrientes de deriva y su energía se enfoca en producir un lavado y relavado principalmente sobre zonas de terrazas, produciendo socavación hacia la base de los acantilados, manifestada con cuellos de erosión (notches) y posterior remoción y pérdida de material. Este proceso se ve magnificado cuando las olas chocan contra un acantilado, debido a que se refractan con mucha energía e incrementan así el efecto de la siguiente ola. No ocurre lo mismo cuando la costa es baja, pues la ola incidente se disipa sobre la zona intermareal y al regresar, su energía es muy baja.

La importancia de las propiedades geológicas de los materiales que conforman los acantilados radica en que son geotécnicamente muy frágiles, es decir, lutitas, lodolitas y arenitas de tamaños finos, altamente fracturadas, meteorizadas y levemente plegadas. Estas propiedades de las rocas también son discutidas en el informe presentado por la Universidad Nacional de Colombia a CORPOURABÁ (1998). Estas rocas ofrecen una baja resistencia ante el embate directo del oleaje y la acción de la escorrentía, por lo que se producen desprendimientos de masas de roca y suelo, que paulatinamente ocasionan el retroceso de la línea de costa. Este proceso se ve favorecido por la presencia de una discontinuidad hidrogeológica entre los estratos terciarios y el horizonte de suelo del Cuaternario, de manera tal que durante la época de lluvias, tanto la escorrentía como la infiltración del agua por esta capa de suelo, provocan continuos desprendimientos de masas de suelo.

En muchos sectores la disposición de los estratos contribuye a la acción de la erosión. La dirección de buzamiento favorece la socavación por parte del oleaje, encontrándose que éste golpea el estrato de roca formando una acanaladura que al irse profundizando genera desplomes de material a causa de la gravedad (Figura 6).

Los diapiros y volcanes de lodo, como máxima expresión de la neotectónica en el Caribe colombiano, ampliamente discutido por Duque-Caro (1980, 1984) y Pages (1983), también influyen en las características geológicas y por ende en la erosión que actúa en el sector. La fuerza ascendente de las intrusiones diapíricas es capaz de penetrar los diferentes sedimentos (Martínez, 1993); los fluidos (agua-gas) traídos por este fenómeno llegan a producir inestabilidad en las capas, pues al moverse a través de ellas disminuyen su resistencia, favoreciendo así la erosión. La presencia de estos cuerpos en las plataformas contiguas puede llegar a incidir notablemente en la batimetría de los fondos y modificar las corrientes y condiciones oceanográficas.

El ascenso en el nivel del mar a escala mundial se convierte en otra de las causantes de la erosión en las zonas costeras. Es factible que su incidencia

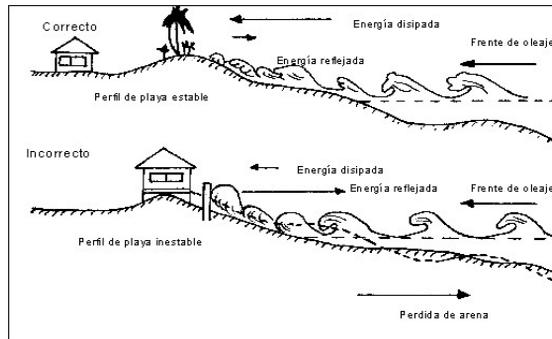


Figura 6. Bloques de roca caídos pertenecientes a una terraza fluvio-marina ubicada en la zona central de Paso Nueva causa de la socavación producida por el oleaje. Nótese como la disposición de los estratos favorece la acción del oleaje para producir la erosión.

sea alta, como lo indica la información que se tiene acerca de las variaciones en el nivel del mar en la zona del Caribe colombiano, que muestra ascensos de 15 cm y 22 cm (registros de los mareógrafos de Cristóbal y Cartagena (Andrade, 2002)), suficientes, según Brunn (1962), para generar tendencias erosivas importantes, aún en litorales estables tectónicamente. La principal causa de este ascenso es el cambio eustático del nivel del mar como consecuencia del aumento del volumen del agua oceánica. El calentamiento global, con la expansión de aguas oceánicas y el retroceso glaciar, está siendo provocado por los cambios atmosféricos y/o efecto invernadero.

Sin embargo, su efecto sobre la zona de estudio no puede ser estimado hasta ahora con la información que se tiene, pero es probable que sea alto si se considera el aumento relativo del nivel del mar, causado por una posible subsidencia o basculamiento de bloques cuyas evidencias deban reconocerse en las superficies de abrasión que se encuentran en la zona, las diferentes alturas de los acantilados y el indiscutible efecto del diapirismo de lodos.

Se suma a todo lo anterior la intervención por parte de los seres humanos, lo cual está desencadenando la acentuación de los procesos erosivos a lo largo de la zona. La construcción de casas u otras obras de infraestructura urbana o de defensa sobre la playa, zonas de bermas y cordones litorales, impide que la circulación natural de los sedimentos propiciada por el viento, las mareas y las olas se lleve a cabo y por lo tanto el déficit de los mismos ocasiona procesos erosivos. Es conocido que en un perfil normal de playa las olas disipan su energía al moverse en la zona mesomareal y algunas veces en la zona supramareal (Figura 7), en tanto que los vientos transportan los sedimentos a lo largo de todo el litoral. Las construcciones propician en



Figuras 7 a. y b. Localización inadecuada de obras civiles sobre la zona de playa, nótese los impactos negativos que una mala construcción trae al entorno.

muchas ocasiones que el oleaje choque sobre la pared u obra de defensa ocasionando que la energía de la ola ponga en movimiento una mayor cantidad de material, el cual será transportado por las diferentes corrientes hacia la plataforma. A la vez, dichas construcciones actúan como barreras al movimiento de los sedimentos por parte del viento o las corrientes litorales.

La construcción empírica de obras de protección (espolones y muros) se convierte en otro detonante de la erosión producida por el oleaje y la falta de aporte de sedimentos. Estas estructuras están modificando los procesos naturales de transporte de sedimentos que se dan a lo largo de la zona litoral. Al comparar la funcionalidad de las obras de defensa encontradas en la zona con lo que se pagó por su construcción, se obtienen datos negativos: de aproximadamente 20 obras de defensa encontradas en la zona sólo una de ellas cumple con su función. Todo esto pone en evidencia los pobres resultados de estas obras y la cantidad de dinero perdido en estas.

Para la construcción de casas en los centros urbanos de los corregimientos y municipios se ha recurrido a la fuente más cercana de arenas:

las playas y desembocaduras de ríos. Esta extracción de material genera desequilibrios importantes en la costa, con cambios en el perfil de playas y pérdida importante del material necesario para la formación de playas. Esta situación es igualmente presentada en INVEMAR (2002) y Restrepo (2001), con un estudio de caso en Tolú. Un ejemplo de este fenómeno en la zona de estudio se presenta en punta Rada cuya fragmentación y posterior erosión fue ocasionada por la extracción de arenas de los estratos correspondientes a la terraza fluvio-marina. La extracción indiscriminada de manglar también se ha convertido en una causa de la erosión debido a que se pierden las raíces de los mangles que son las responsables de atrapar sedimentos que se desplazan por las corrientes litorales o que son traídos por las olas.

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Al norte del departamento de Córdoba se definieron dos zonas de acuerdo a sus características geomorfológicas y la inestabilidad que presentan ante la acción de los procesos erosivos. Playas de hasta 15 m, limitadas hacia el continente por pantanos de manglar o llanuras costeras, más estables y acantilados, sin o con pequeñas playas y limitadas por una terraza fluvio-marina y/o colinas y montañas, caracterizadas por una mayor afectación de los procesos erosivos.

La erosión en el sector norte del departamento de Córdoba pone de manifiesto una escasez de material sedimentario apto para la formación de playas. Este déficit de material arenoso grueso es ocasionado por la poca presencia de drenajes capaces de nutrir con cantidades suficientes de sedimento las playas del sector y que estos aportes están limitados a la época de invierno.

El constante retroceso de la línea de costa en los últimos 65 años está siendo facilitado por las condiciones geológicas de los materiales que conforman las terrazas fluvio-marinas, compuestas principalmente por rocas de tamaños muy finos (arcillolitas-lodolitas y arenitas finas) fracturadas, meteorizadas, levemente plegadas y por suelos no consolidados. Gracias a estas características litológicas, el oleaje y la escorrentía actúan en mayor escala favoreciendo así la erosión y por ende la pérdida de material, que debido a su tamaño fino, no ayuda a la formación de playas a lo largo de la zona.

A lo largo del área de estudio se evidencia que los procesos de erosión son favorecidos por la intervención antrópica. Esta se manifiesta principalmente en la extracción indiscriminada de arenas en las playas y desembocaduras de ríos; la construcción desorganizada de viviendas en zonas de playas y terrazas además de la construcción empírica de obras de defensa (espolones y muros).

Se pone de manifiesto el escaso conocimiento científico de la zona norte del departamento de Córdoba, y en general de las zonas costeras en Colombia; se hace necesaria la evaluación de las diferentes características que intervienen de una u otra manera en el fenómeno erosivo como el clima, la oceanografía, las características sedimentarias y tectónicas de la zona, entre otras. Además, deben cumplirse de manera clara y estricta las diferentes reglamentaciones existentes en cuanto a la construcción de viviendas y obras de protección y/o defensa a lo largo de las zonas litorales. Todo esto debe ir acompañado por una serie de medidas (principalmente geotécnicas) que servirían para contrarrestar los efectos negativos de la erosión.

## **AGRADECIMIENTOS**

Los autores manifiestan sus más sinceros agradecimientos al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, por todo el apoyo prestado a lo largo de la elaboración del proyecto Estudio de los Procesos Costeros que Toman Lugar en las Inmediaciones de Paso Nuevo, la Rada, Cristo Rey-Puerto Escondido, Puerto Rey-Minuto y los Córdobas, Costa Cordobesa (financiado por INVEMAR, BPIN ZC 2003 y CVS mediante convenio 064-02). Se agradece especialmente a Julio Bohórquez y Juan Pablo Parra por su constante y desinteresada colaboración durante el desarrollo de este trabajo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Andrade, C.A. 2002. Análisis del nivel del mar en la zona costera colombiana. En: INVEMAR, 2001. Definición de la vulnerabilidad de los sistemas bio-geofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe, Insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. Santa Marta, Informe técnico N 4.
- Aristizábal. 2001. Erosión Marina en el Litoral Caribe (Sector Punta Rey-Turbo): Introducción a sus causas naturales y antrópicas. Resumen en: Mem. X COLACMAR-Noveno Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar. ICFES-Universidad Nacional, San Andrés Isla, sept. 16-20, m 2001. p 23.
- Brunn, P. 1962. Sea-level rise as a cause of shore erosion. Proceedings, American Society of Civil Engineers. Journal of Waterways and Harbor Division, 88:117-130.
- Correa, I.D. 1992. Erosión y sedimentación litoral de la línea de costa entre Turbo y Necoclí. Golfo de Urabá-Departamento de Antioquia. Informe final, Tomo 2, Universidad EAFIT. Medellín. 345p.
- Duque Caro, H. 1980. Geotectónica y evolución de la región noroccidental colombiana En: Boletín geológico del INGEOMINAS Vol. 23 N° 3, Santa Fe de Bogota, Colombia. 80 P.

- \_\_\_\_\_. 1984. Estilo estructural, diapirismo y episodios de acrecimiento del terreno Sinú-San Jacinto en el noroccidente de Colombia. En: Boletín geológico del INGEOMINAS. Vol. 27. N° 2. Bogotá. 29p.
- GEOTEC, 2001. Geología de los cinturones Sinú-San Jacinto. Memoria explicativa. Informe presentado a INGEOMINAS. Bogotá. 225p.
- González, R., A. Diego, T. Guarín y J. Franz. 2003. Evolución geomorfológica de los acantilados entre Arboletes (Antioquia) y la desembocadura del río Córdoba (Córdoba). Tesis de grado de Geología. Universidad EAFIT, Medellín. 116p.
- Molina, L.; F. Pérez, J. Martínez, J. Franco, L. Marín, J. González y J. Carvajal. 1998. Geomorfología y Aspectos Erosivos del Litoral Caribe Colombiano. Publicación Geológica Especial de INGEOMINAS, 21:1-73.
- INVEMAR-CVS-CARSUCRE 2002. Formulación del plan de manejo integrado de la unidad ambiental costera estuarina del río Sinú y golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. INVEMAR. Santa Marta. 356p.
- Javelaud, O. 1987. La sedimentation du plateau continental de la Colombie Caraibe au cours du quaternaire terminal. Thèse d Université, Université Bordeaux. Francia. 147 P.
- Martínez, J. 1993. Geomorfología y amenazas geológicas de la línea de costa del Caribe central colombiano. En: Publicaciones geológicas especiales de INGEOMINAS N° 19: pp. 75-83.
- Molares, R., M. Cañon, y M. Gonzáles. 2001. Caracterización oceanográfica y meteorológica del Caribe colombiano. Centro de investigaciones oceanográficas e hidrográficas. Cartagena de Indias. 114 p.
- Page, W. 1983. Holocene deformation of the Caribbean coast, northwestern Colombia, Woodward & Clyde consultants, typescript. San Francisco. 25p.
- \_\_\_\_\_. 1986. Geología, sísmica y sismicidad del noroeste de Colombia. Inf. Woodward-Clyde para ISA. Medellín.
- Prahl, H. von. y H. Erhardt. 1985. Colombia, Corales y Arrecifes coralinos. Fondo para la protección del medio ambiente "José Celestino Mutis" FEN Colombia. 295p.
- Rangel N. 2004. Estudio geológico de los procesos que tiene lugar en la zona marino costera del sector Cristo Rey-Paso nuevo, departamento de Córdoba. Trabajo de grado. Facultad de ciencias exactas, Universidad de Caldas-INVEMAR.. Manizales, Colombia. 124 p
- Restrepo, J.C. 2001. Geomorfología y análisis de las variaciones de costa de la zona norte del golfo de Morrosquillo y archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Facultad de ciencias exactas, Universidad de Caldas. Manizales, Colombia. 183p.
- Universidad Nacional de Colombia. 1998. Evaluación de zonas de erosión críticas en el litoral Caribe antioqueño. Informe presentado a CORPOURABA. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 198p.
- Vernette, G. 1985. La Plate-forme continentale Caraibe de colombie (dú Debouché du Magdalena au golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sedimentation. Thesé de doctorat d' etat Université Bordeaux 1. Francia. 378p.

FECHA DE RECEPCIÓN:06/07/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:01/09/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), A.A 1016, Santa Marta, Colombia.*

*E-mail: nrangelb@invemar.org.co (NR). bposada@invemar.org.co (BP).*



## ESTUDIO DE LOS PROCESOS RELACIONADOS CON LA PRESENCIA DE PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA

*Julián Mauricio Betancourt y Gustavo Ramírez-Triana*

### RESUMEN

El presente artículo pretende abordar los fenómenos que tienen lugar en el complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) con relación al comportamiento de los residuos de plaguicidas organoclorados. Además de discutir los procesos de depuración, precipitación/ sedimentación, y amortiguamiento que se presentan en esta laguna costera desde un enfoque de ingeniería ambiental. El análisis se realizó con base en los resultados obtenidos en el proyecto “Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la CGSM”. En el sistema acuático de la CGSM la principal forma de remoción de compuestos organoclorados de la columna de agua se realiza por medio de procesos de precipitación-sedimentación, como se observa en los sectores de Pajalar y Caño Clarín, donde se presenta una reducción de hasta el 50% de estos tóxicos con relación a los niveles descargados.

*PALABRAS CLAVE:* Lagunas costeras, Plaguicidas organoclorados, Sedimentación, Degradación.

### ABSTRACT

**Study of the processes related to the presence of organochlorides pesticides in the Ciénaga Grande de Santa Marta.** The aim of this paper is to have an approach to the phenomena that take place in the lagoon complex of the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), which are related to the behavior of the remaining organochloride pesticides. Besides discussing the depuration processes, precipitation/sedimentation and the damping that are present in this coastal lagoon; with an environmental managing scope. The results analyzed were those obtained from the project called “Monitoring of the environmental conditions and the structural and functional changes of the vegetal communities and fishing resources during the rehabilitation of the CGSM”. The main removal type in the CGSM water system for

organochloride compounds in the water column, occurs by precipitation/sedimentation processes, as it is observed in Pajara and Caño Clarín areas, where a decreasing up to 50% of this toxic compounds is happening, related to the unloaded levels.

*KEY WORDS:* Coastal lagoons, Organochlorides pesticides, Sedimentation, Degradation.

## INTRODUCCIÓN

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es uno de los ecosistemas acuáticos costeros más estudiados de Colombia. Con referencia a su problemática ambiental y la introducción de residuos tóxicos orgánicos, existen estudios desde la década del 80 (Ramírez, 1988), sobre niveles de residuos de plaguicidas organoclorados; los cuales se catalogan entre las sustancias orgánicas más agresivas para el medio ambiente debido a su gran persistencia y magnificación en las cadenas alimenticias (Moriarty, 1978). La acumulación de estos compuestos sintéticos en los organismos y sedimentos de los cuerpos de agua, con efectos carcinogénicos y teratogénicos, están ampliamente documentados y son objeto de una continua investigación a nivel global.

Los plaguicidas organoclorados (OC) hacen parte de la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) identificados por el Programa para el Ambiente de Naciones Unidas (UNEP) por sus efectos sobre la biota acuática y terrestre, así como sobre la salubridad pública (Walker y Livingstone, 1992). El uso de los COP se ha restringido, pero en los países en vía de desarrollo se presentan todavía vacíos importantes en la legislación ambiental, que asociados a inadecuadas condiciones sociales y económicas no garantizan un manejo racional de estos tóxicos.

La ecorregión CGSM, que incluye la Isla de Salamanca y un complejo sistema de ciénagas y caños adyacentes, hace parte del plano deltáico inundable del río Magdalena, comunicándose por medio de los canales Clarín, Aguas Negras y Renegado. En las últimas décadas esta laguna costera ha soportado diversos tensores ambientales, causados por actividades humanas en su propio entorno acuático, en las zonas circunvecinas y en las rondas hidráulicas de los afluentes de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), donde la actividad agroindustrial desempeña un papel importante en la economía de la región (aproximadamente 62000 ha dedicadas al cultivo del banano y palma africana). A esta problemática ambiental se suma la construcción a mediados del siglo pasado de las vías carretables Barranquilla-Ciénaga a lo largo de la Isla de Salamanca, y Palermo-Sitio

Nuevo paralela a la margen izquierda del río Magdalena, que alteraron el intercambio natural de las aguas de la CGSM con el mar y esta arteria fluvial (Botero, 1990).

Como mecanismo para la mitigación y control de los impactos sobre el ecosistema costero, en 1995 se dio inicio al dragado y reapertura de los caños Clarín y Aguas Negras con el objetivo de derivar agua del río Magdalena al sistema hídrico de la CGSM; estos caños fueron diseñados en un comienzo para aportar un caudal de  $143 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . La afluencia de aguas del Río Magdalena trae consigo el inherente riesgo de la entrada de sustancias orgánicas tóxicas, como los OC, por tener esta arteria fluvial una cuenca hidrográfica que representa más del 20% de la superficie del país, atravesando sus principales zonas agrícolas, industriales y urbanas, donde las descargas residuales son vertidas generalmente sin control ambiental.

Aún en concentraciones tan bajas como partes por trillón ( $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ), la presencia de OC genera en los organismos receptores procesos de bioacumulación; diversos estudios han puesto en evidencia los efectos de biomagnificación que tienen estas sustancias una vez llegan a los ecosistemas acuáticos. Plata *et al.*, (1993) determinaron valores de magnificación hasta de 22000 veces en especies carnívoras (*Ariopsis bonillai*), detritívoras y plactófagas.

En el presente estudio se intenta describir los fenómenos que tienen lugar en el complejo de lagunas de la CGSM con relación al comportamiento de los residuos de plaguicidas organoclorados. Se describen los procesos de depuración, sedimentación y amortiguamiento que ocurren en estas lagunas costeras; así como los efectos de la afluencia de aguas del Río Magdalena a través de los caños y las provenientes de la SNSM, a través de los cauces Aracataca, Fundación y Sevilla.

Para comprender los procesos que ocurren en la Ciénaga, se emplearon algunos conceptos aplicados en ingeniería ambiental y el desarrollo de modelos matemáticos de ecosistemas; es así como ciertos sistemas naturales pueden ser considerados pseudorreactores, basándose en los principios básicos de conservación de la energía, masa y momento. De esta manera cualquier laguna del sistema de la CGSM puede ser considerada un reactor, donde tienen lugar diversos y complejos proceso físicos, químicos y biológicos, con entradas y salidas de sustancias (por ejemplo, caños, ríos y conexiones con el mar). Un esquema sencillo que representa estos sistemas naturales se muestra en la figura 1 (Kiely, 1999).

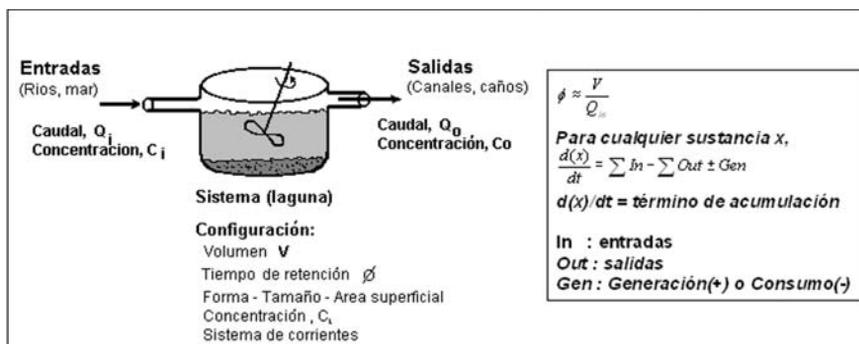


Figura 1. Representación esquemática de un sistema lagunar desde el punto de vista de la ingeniería ambiental.

## METODOLOGÍA

Para el presente trabajo se recurrió a la recopilación de la información existente sobre residuos de plaguicidas organoclorados en aguas y sedimentos (Ramírez, 1988; Espinosa y Ramírez, 1995); y la información generada por el Proyecto “Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: un enfoque de manejo adaptativo” (INVEMAR, 2002). Para el análisis se consideraron cuatro grupos de plaguicidas clorados: a) los hexaclorociclohexanos totales ( $\alpha$ -HCH+ $\beta$ -HCH+lindano + $\delta$ -HCH); b) heptacloro total (heptacloro+heptacloroepoxido); c) aldrin (ALD) y d) DDT total (DDTs+DDD+DDEs), así como la concentración de residuos de organoclorados totales(OCT), que es equivalente a la suma de las concentraciones de los cuatro grupos anteriores (OCT = HCHs+HEPTs+ALD+DDT-t).

Se siguió la zonificación de la CGSM (Mancera y Botero, 1993) basándose en datos de salinidad y de correlación estadística (Figura 2). La *zona cero* comprende las estaciones que poseen características típicas marinas (la Barra y las del mar Caribe); la *zona uno*, asocia las estaciones cercanas a los ríos de la SNSM, que desembocan en el complejo lagunar; la *zona dos* abarca las estaciones del cuerpo de la CGSM (espejo lagunar); la *zona tres* es el sistema de caños y ciénagas de Pajara; y por último, la *zona cinco*, de influencia plena del río Magdalena, con características típicas de descargas continentales.

## RESULTADOS

Las figuras 3A y 3B se construyeron con la información de OC recopilada en la CGSM y Complejo Pajara (CP) desde 1995 al 2002, los datos

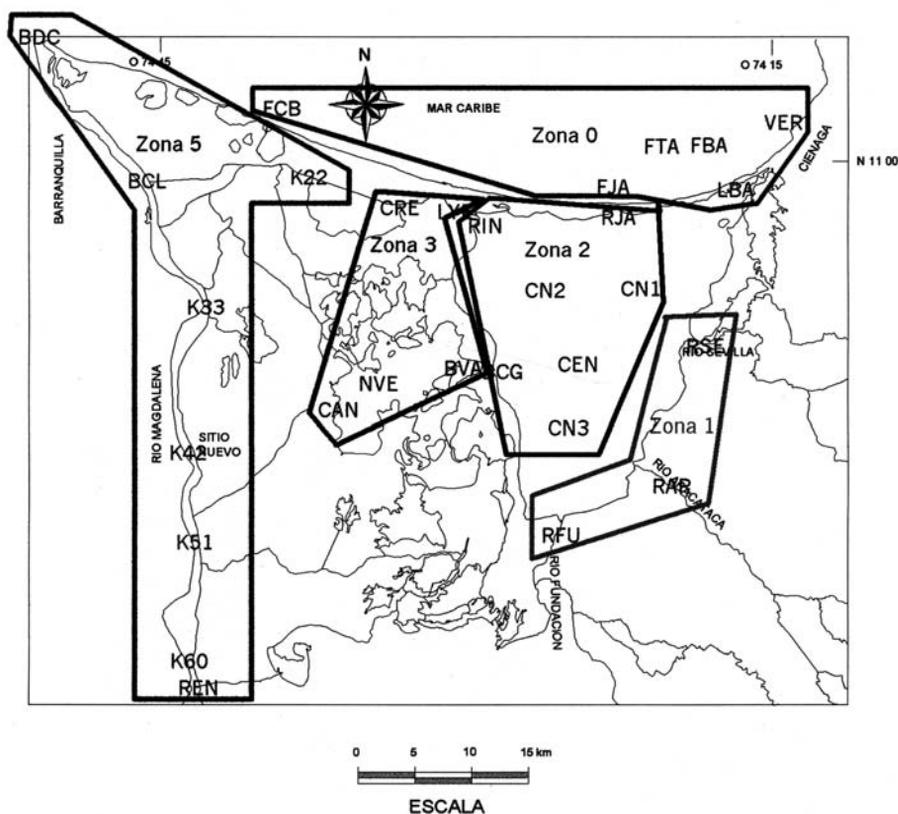


Figura 2. Zonificación de la Ciénaga Grande de Santa Marta realizada por Mancera y Botero 1993.

se agruparon por zonas y se promediaron las concentraciones de las estaciones que conforman cada zona, para los dos semestres del año; lo anterior, con el objetivo de observar el comportamiento de estas sustancias a través del periodo de estudio. Las series en líneas punteadas representan las dos fuentes principales de compuestos organoclorados que se han identificado para el complejo lagunar, el río Magdalena por la parte occidental y los ríos provenientes de la SNSM (Fundación, Sevilla y Aracataca), hacia el sector oriental. La figura 3B muestra la relación entre las concentraciones reportadas para las zonas 5 y 3 (río Magdalena y CP). Es conocido que el río Magdalena es la principal fuente de entrada de agua dulce a la CGSM, a través de los caños que alimentan el CP. Estas descargas sugieren en consecuencia la entrada de sustancias exógenas al complejo lagunar.

Esta correlación se mantiene muy bien durante el tiempo de estudio, sin embargo en la transición entre 1999 y 2000 se observa un desfase, que se podría explicar por la existencia de otras vías de entrada de residuos

plaguicidas. El análisis de la figura 3A indica que a finales de 1999 hay aumento en la concentración de OCT proveniente de los ríos de la SNSM (zona 1), que provoca un incremento en los valores observados en el espejo de la ciénaga (zona 2), afectando a su vez la zona 3 (CP), con la que mantiene comunicación por varios caños. La zona 2 (espejo lagunar) muestra concentraciones en estrecha concordancia con las registradas en la zona de los ríos provenientes de la SNSM.

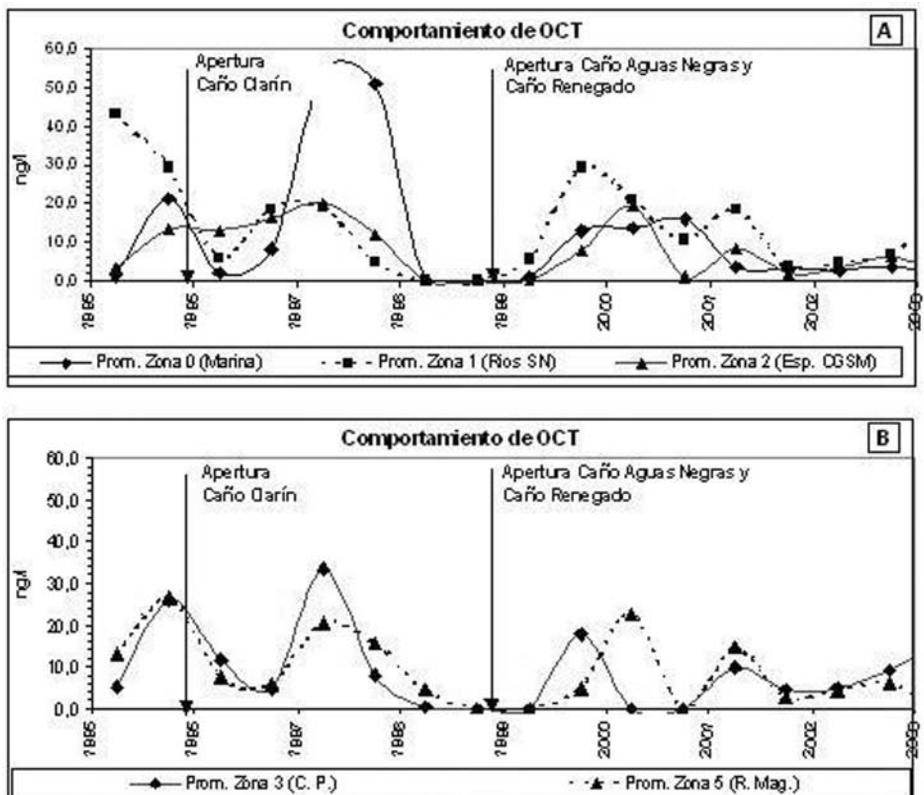


Figura 3. Variaciones por semestre de la concentración de organoclorados en aguas para las zonas de estudio del sistema lagunar de la CGSM. A) zonas: 0 (marina) , 1 (Ríos de la SNSM) y 2 (Espejo CGSM); B) zonas: 3 (Complejo Pajalar) y 5 (Zona del Río Magdalena).

## DISCUSIÓN

Los plaguicidas organoclorados son sustancias asociadas a actividades humanas. Para explicar la variación de las concentraciones de OCT en aguas de la CGSM se compararon los resultados obtenidos en la zona 5 (influencia del río Magdalena) con la producción agrícola nacional.

La figura 4 ilustra los niveles de OCT registrados en el tramo final del río Magdalena (Zona 5), comparados con el crecimiento de la producción agrícola del país en el periodo 1991-2000. Las cifras suministradas por el DANE permiten concluir que las variaciones presentadas en esta zona responden a una producción agrícola oscilante. Dado que la cuenca del Magdalena irriga más del 20% del territorio nacional y recorre los principales centros agrícolas del país, un aumento en la producción puede significar el incremento en la utilización de productos plaguicidas (incluso los que se encuentran prohibidos), que se vería reflejado en las concentraciones de residuos OC en el tramo final del río, antes de su descarga de aguas a la CGSM y Mar Caribe.

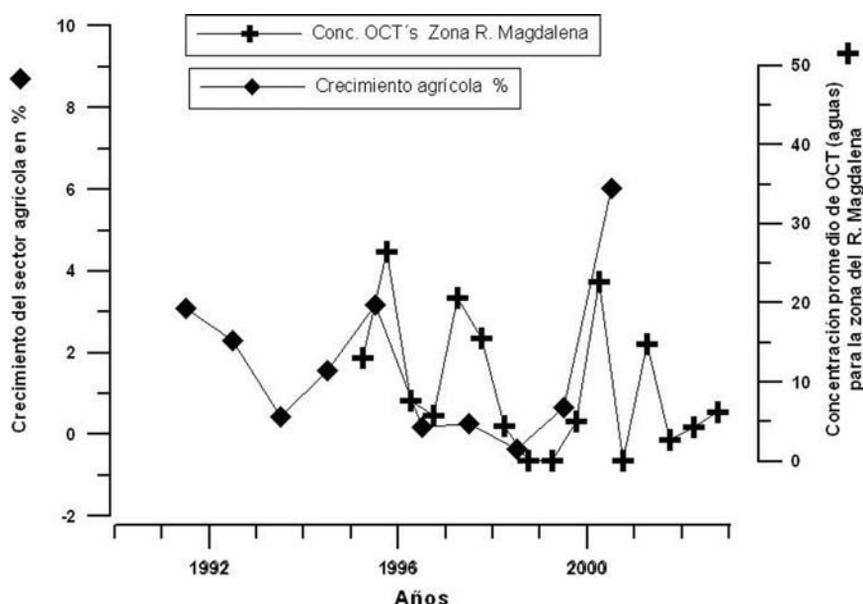


Figura 4. Confrontación de las concentraciones promedio de OCT en aguas para la Zonas 5 (Río Magdalena) con el comportamiento de la producción agrícola nacional (%). Fuente: DANE (2002).

El comportamiento de las concentraciones de OCT en 1997 aparentemente se aleja de la anterior premisa, aunque analizando la misma información desde el concepto de carga transportada (caudal por concentración), la diferencia se hace menor y en general la correlación aumenta. El año 1997 fue uno de los más secos para el río Magdalena, con efecto generalizado en todo el país a causa del fenómeno El Niño; en la figura 5 se observa que en gran parte del año se presentaron anomalías negativas (déficit de agua). De esta forma, aunque las concentraciones hayan aumentado, la carga transportada por el río es menor comparada con otros ciclos anuales.

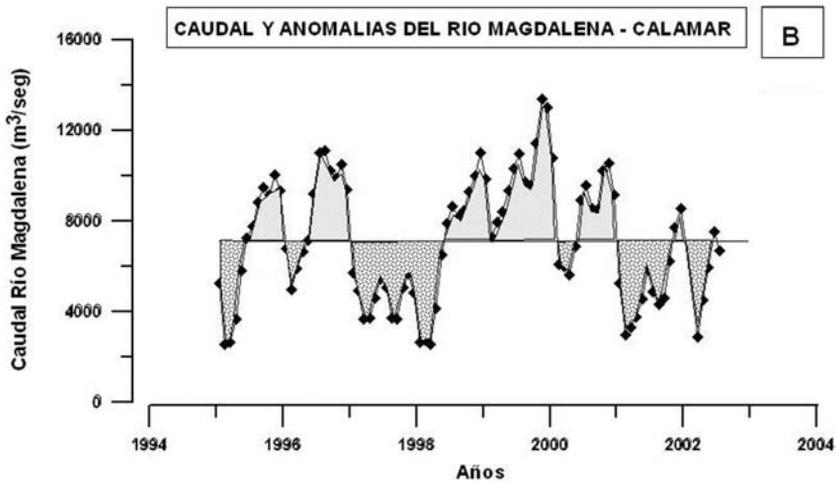
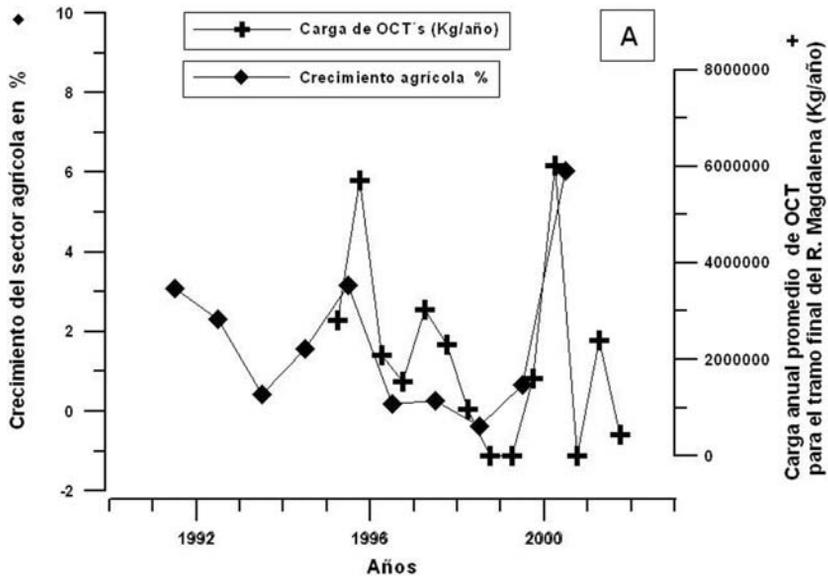


Figura 5. A) Confrontación de la carga promedio de OCT en aguas para la Zona 5 (Río Magdalena) con el comportamiento de la producción agrícola nacional (%) y B) Caudales y anomalías del río Magdalena estación Calamar.

### Dispersión y dilución

La mayoría de los procesos a los cuales se ven sometidos los OC una vez llegan al ecosistema de la CGSM involucran el comportamiento hidrodinámico, es decir, intervienen factores como el tamaño del complejo lagunar, su topografía, batimetría, la velocidad y dirección de las corrientes y los flujos de entrada y salida de agua al sistema lagunar.

La distribución espacial de los residuos OC en la Ciénaga permite explicar dicho fenómeno, en la figura 6 se muestra la representación espacial para los monitoreos de 1999 y 2001. Se seleccionaron las épocas húmedas, por ser los periodos en los cuales ocurren los mayores aportes como consecuencia de las escorrentías de las tierras de cultivo.

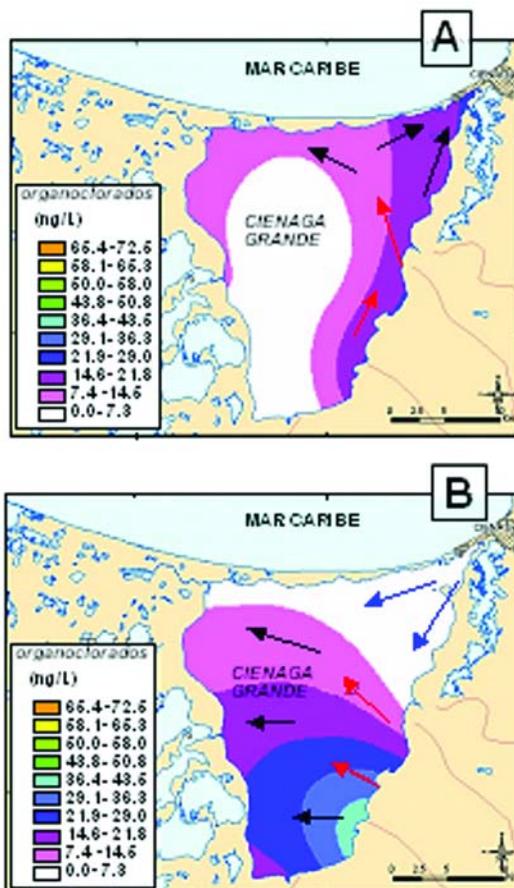


Figura 6. Influencia del ingreso de aguas oceánicas a la CGSM sobre las concentraciones de OCT en el espejo lagunar: A) Promedio año 1999; B) Promedio año 2001.

Uno de los factores que influyen en la variabilidad de estos contaminantes son las corrientes y el fenómeno de dilución asociado; el funcionamiento hidráulico del sistema juega un papel importante en la dispersión de dichas sustancias, como se evidencia especialmente en la estación de la Barra (LBA), donde se presentan unas características muy especiales debido a su posición y a la morfología de la zona. LBA es el punto de contacto principal de la CGSM con el Caribe en el vértice superior derecho del triángulo lagunar.

Por la zona de La Barra se intercambian grandes volúmenes de agua con el mar en una estrecha franja. Si consideramos una amplitud promedio de marea de 30 cm, durante un periodo con el prisma mareal pueden ingresar 135 millones de metros cúbicos de agua marina (aproximadamente el 20% del volumen de la CGSM). El agua que entra posee menor concentración de OCT (flechas azules, figura 6), lo que provoca un efecto de dilución en el sector de la Barra y el represamiento de aguas hacia el lado occidental del triángulo lagunar, donde se esperaría encontrar las mayores concentraciones.

Durante la salida de las aguas de la ciénaga la situación se invierte y las concentraciones aumentan en el sector de la Barra; en este caso las aguas provenientes de los ríos Sevilla y Aracataca, que poseen concentraciones más altas de OCT, se desplazan paralelamente a la costa desviándose por el efecto ciclónico de la circulación propia de la ciénaga (flechas rojas, figura 6). Estas circunstancias hacen que se presenten variaciones en las concentraciones de OCT dependiendo del momento de muestreo y de los factores hidrodinámicos existentes en la laguna.

### **Tiempo de retención**

Dentro de los factores hidrodinámicos que modulan el comportamiento de parámetros químicos y físicos, uno de los más relevantes es el *tiempo de retención* de las aguas en la CGSM. Tiempos de retención altos hacen que la ciénaga se convierta en un gran *reactor-sedimentador* y sea considerado por algunos investigadores como una *trampa* de sustancias químicas (organoclorados, hidrocarburos y metales pesados, entre otras), que ingresan por diferentes afluentes continentales (río Magdalena y ríos de la SNSM) y que previamente han recorrido zonas agrícolas donde se aplican plaguicidas de diversos tipos (Plata *et al.*, 1993).

La laguna de Pajalal y la misma CGSM son sistemas en los cuales se evidencian estos procesos. Los resultados del estudio permitieron identificar este comportamiento de *reactor* en la Ciénaga Pajalal. Las aguas que ingresan a la Ciénaga por la boca del Caño Aguas Negras (CAN) presenta niveles superiores de OCT (concentración en el afluente) que al momento de salir a través de la boca del Caño Grande (BCG) (concentración en el efluente); las diferencias se observan cercanas al 50% de remoción (Figura 7).

En algunos monitoreos las concentraciones reportadas se alejan de este concepto debido a factores tales como la existencia de focos de contaminación en la misma ciénaga de Pajalal, los asentamientos humanos palafíticos en Nueva Venecia (NVE) y Buena Vista y el aporte de otras ciénagas con las cuales se conecta por caños, tal como ocurrió en febrero 2001.

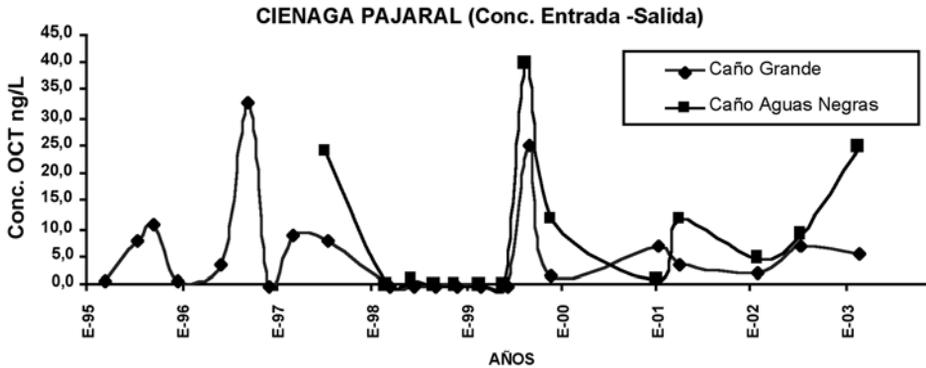


Figura 7. Concentraciones de OCT en aguas para el afluente (Caño Aguas Negras) y el efluente (Caño Grande), de la Ciénaga Pajalar.

La disminución de la carga de organoclorados en la columna de agua es atribuible entonces, a tres procesos: a) adsorción a partículas orgánicas e inorgánicas para posterior precipitación y acumulación en el sedimento; b) degradación y c) absorción por los seres vivos como plancton, peces y vegetación (mangle). De los anteriores procesos, el primero es el que ocurre en mayor magnitud en el sistema lagunar; a través de los caños alimentadores se observan altas tasas de sedimentación, constituyendo la principal forma de remoción de OC en la columna de agua. Los flujos lentos por los caños y la mezcla de las aguas dulces de los ríos con las aguas saladas hacen que los equilibrios iónicos cambien, facilitando la sedimentación (Barbanti, 1992), y por ende la disminución de los compuestos asociados a las partículas suspendidas.

El tiempo de retención también influye en el fenómeno de *amortiguamiento* de las sustancias exógenas que ingresan al sistema; este proceso de carácter hidrodinámico se presenta en las ciénagas y ayuda a explicar situaciones observadas durante las campañas de monitoreo como la ocurrencia de menores niveles de OCT en la parte del río (estación aproximadamente 500 m dentro del río, con características propias de agua dulce), que las concentraciones encontradas en el espejo lagunar frente a la desembocadura del mismo.

Cuando los aportes de una sustancia a través de un afluente (en este caso OC introducidos por los ríos), no son continuos y tienen un gran componente aleatorio en términos de concentraciones muy variables, el cuerpo de agua receptor se comporta como un sistema de amortiguación para dicha sustancia; y la magnitud del fenómeno depende en gran medida de la configuración del sistema receptor (forma, volumen, etc.), y de sus propiedades hidrodinámicas.

La amortiguación del sistema depende del tiempo de retención y es responsable de la manera como el sistema, en nuestro caso la CGSM, responde a los cambios de concentración introducidos por el afluente. Es decir, al llegar una carga de contaminante al sistema lagunar las concentraciones comienzan a disminuir por dilución o sedimentación del contaminante, durante un lapso de tiempo que depende del volumen y otras propiedades hidrodinámicas, mientras que en el río es factible que haya cesado su transporte.

### **Sedimentación**

Muchos de los procesos de sedimentación o bio-sedimentación son los responsables de la depuración de las aguas, por lo que los caños cumplen un papel autodepurador de las mismas. Los resultados demuestran concentraciones altas en las intersecciones con el río Magdalena que disminuyen gradualmente al acercarse al espejo lagunar de la Ciénaga. Haciendo uso de la “Escala indicativa para el grado de contaminación” (Marín, 2001), la figura 8 muestra como las aguas al entrar al Caño Clarín presentaron un nivel de riesgo medio (conc. 10-30 ng.L<sup>-1</sup>), y al aproximarse a la CGSM el nivel de riesgo es bajo (conc. <10 ng.L<sup>-1</sup>).

Aunque la figura 8 muestra variabilidad en las concentraciones de OCT a lo largo del Caño, los promedios mostraron disminución al aproximarse el agua a la Ciénaga. Las concentraciones promedio de 24.1 y 10.9 ng.L<sup>-1</sup> para las estaciones Boca Caño Clarín (BCC) y Caño Clarín Km13 (CC-Km13), respectivamente, determinaron un porcentaje de remoción de OCT en la columna de agua de 54.8 %. En Rinconada (RIN) el valor promedio vuelve a aumentar, obedeciendo a la variabilidad que presentan todas las estaciones del espejo lagunar, así como al transporte inducido por las corrientes (Figura 6). Este último factor hace que el sector RIN reciba la influencia de los ríos provenientes de la SNSM.

Lo anterior demuestra claramente que la normalización del flujo de agua dulce en este canal es fundamental para la rehabilitación ecológica del sistema lagunar, tal y como lo han expresado otros autores (Esminger, 1996). Esto sin comprometer la calidad del ecosistema con el arribo de tóxicos orgánicos clorados a la CGSM, ya que los canales se comportan como filtros que retienen contaminantes.

De acuerdo con los conceptos de conservación de la materia, los OC removidos de la columna de agua que no sufren ningún tipo de degradación debido a su persistencia, o que no son absorbidos por los seres vivos, tienen como destino final la acumulación en el fondo lacustre de las ciénagas. Lo anterior significa una ventaja para los organismos acuáticos, pero está asociado a un impacto para los bentónicos.

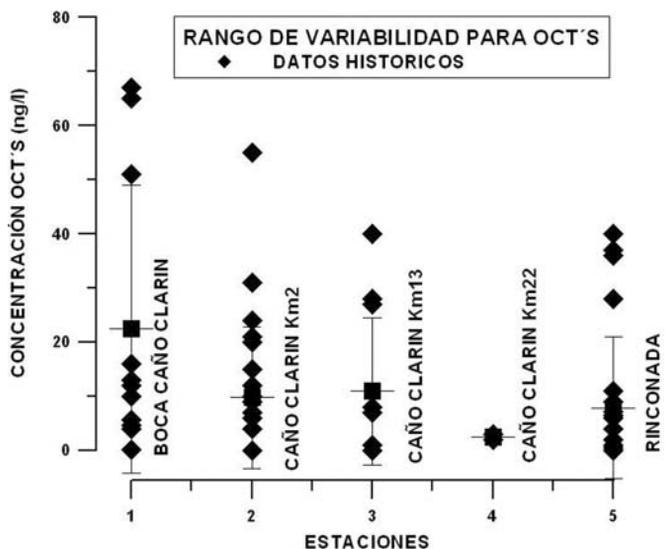
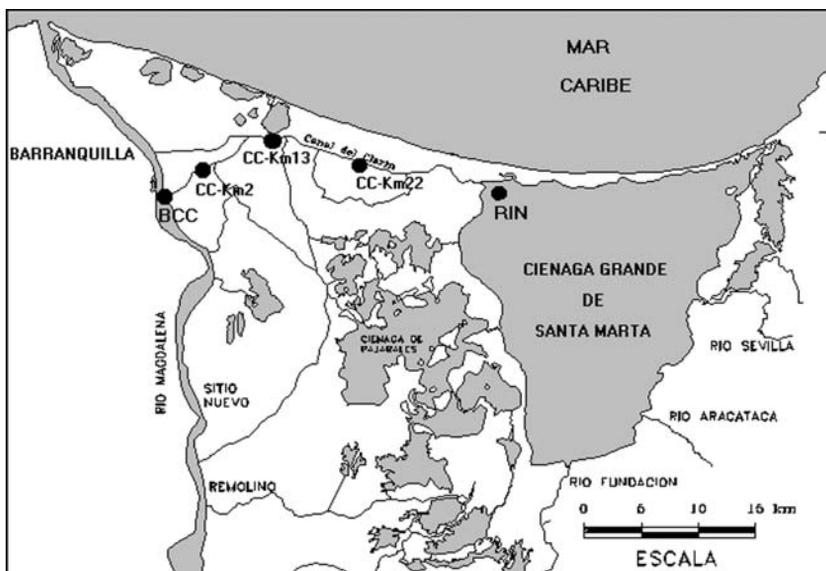


Figura 8. Estaciones sobre el Caño Clarín, y rango de variabilidad para la concentración de OCT en aguas 1995-2002 (ng.L<sup>-1</sup>).

Los análisis realizados en 1995 en sedimentos de las áreas de manglar de la CGSM, antes de la apertura de los caños de comunicación con el Río Magdalena, indicaron las mayores concentraciones para DDT total (13.1 ng.g<sup>-1</sup>) y valores menores para heptacloro (1.4 ng.g<sup>-1</sup>), lindano (0.54) y aldrin (0.46). El mayor contenido de DDT se observó en el extremo occidental de la Isla de

Salamanca, como reflejo de la influencia directa y permanente del Río Magdalena. Los resultados obtenidos tipificaban ambientes sedimentarios con un bajo grado de acumulación de estos contaminantes agroquímicos, sin mayores riesgos de toxicidad sobre los sistemas de manglar (Espinosa *et al.*, 1998). En principio, la acumulación de dichos compuestos en los sedimentos de la CGSM parece mantenerse constante en los últimos años debido probablemente a que ha disminuido su uso y descarga (línea continua, figura 9).

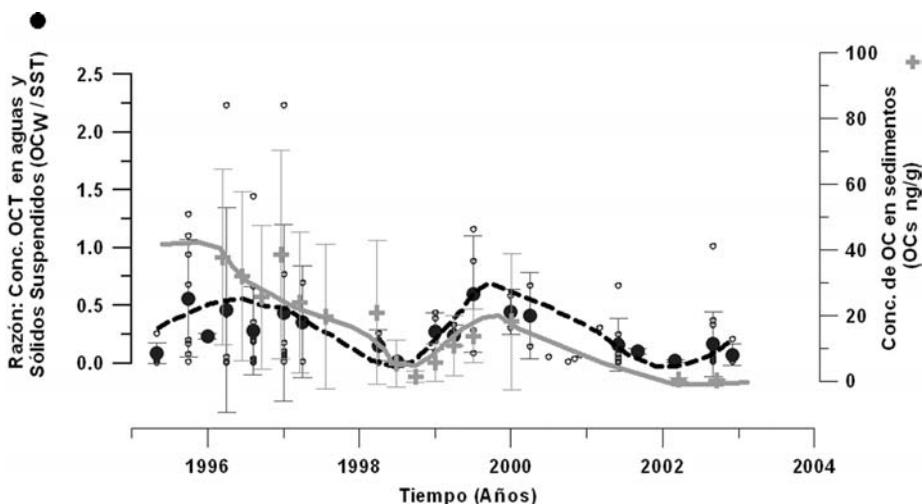


Figura 9. Relación de la concentración de organoclorados en aguas ( $OC_w$ ,  $ng.L^{-1}$ ) y el contenido de sólidos suspendidos ( $SST$ ,  $mg.L^{-1}$ ), línea punteada; con la concentración de OC en sedimentos ( $OC_s$ ,  $ng.g^{-1}$ ), línea continua.

Para establecer la magnitud de la deposición de OC en el sedimento lagunar, conociendo la dependencia y afinidad de estos compuestos por la materia orgánica ( $K_{ow} > 6$ ) (Walker y Livingston, 1992), se relacionó la concentración en aguas ( $OC_w$ ,  $ng.L^{-1}$ ), con la de sólidos suspendidos ( $SST$ ,  $mg.L^{-1}$ ), y la razón de estos dos parámetros ( $OC_w/SST$ ), se cruzó con los valores de OC en sedimentos ( $OC_s$ ,  $ng.g^{-1}$ ). Por su alta hidrofobicidad estos plaguicidas tienden a asociarse a las partículas de sedimento, por lo que el término  $OC_w/SST$  representa la concentración que tendría el sedimento suspendido si todos los OC determinados en agua estuvieran adheridos al mismo (línea punteada, figura 9).

Se encontró que las concentraciones en sedimentos siguen muy bien el valor de esta razón en el tiempo; es decir, que dependen de la concentración de plaguicidas en agua y de los sólidos suspendidos ( $SST$ ), debido a que el transporte de material particulado inerte también causa disminución (dilución)

de la concentración en los sedimentos, pero no de la carga. Si la  $OC_w$  aumenta, y también lo hacen los SST, aunque en mayor proporción (fenómeno que puede ocurrir en periodos de lluvias, crecientes y arrastre de material sedimentario), la razón  $OC_w/SST$  disminuirá y por ende la concentración en los sedimentos lacustres  $OC_s$ .

Estas variaciones temporales generan una deposición de sedimentos que se irán acumulando por capas de distinta concentración ( $OC_s$ ), dependiendo de los valores de organoclorados y sólidos suspendidos en la columna de agua. Como las mediciones en los sedimentos superficiales tienden a indicar una disminución en las concentraciones, esto supone que las capas con concentraciones más altas han quedado sepultadas bajo las capas recientes.

### **Degradación**

Los procesos anteriores corresponden a fenómenos físicos relacionados con los OC (dilución, exportación a otros sitios, sedimentación, etc.), pero la verdadera desaparición de estos compuestos del medio ambiente se logra sólo con la mineralización de ellos, ya sea por medios químicos o biológicos, es aquí donde juega un papel importante la biodegradación y la metabolización por seres vivos.

Una medida de la degradabilidad de los plaguicidas es el tiempo de vida media, que a diferencia de otras propiedades (como la solubilidad), no tienen un valor constante, sino que están afectados por la temperatura, la humedad y la actividad bacteriana del suelo (Levin y Gealt, 1999). Es conocido que en lugares con alta humedad y temperatura se ve favorecida la degradación biológica de estas sustancias. En los ecosistemas estuarinos tropicales, además de tener lugar las dos características anteriores, el fenómeno de autodepuración se favorece gracias a la entrada de sustancias nutritivas que alimentan las bacterias y las estimula para realizar su función degradadora. En estudios realizados por Gómez (2003) se lograron identificar cuatro especies de bacterias nativas (*Bacillus licheniformis*, *Bacillus cereus*, *Bacillus pumilus*, *Enterobacter cloacae*) de la CGSM con capacidad de tolerar y de degradar el organoclorado aldrin en concentraciones relativamente altas en aguas ( $60 \text{ ng.L}^{-1}$ ), determinando *in vitro* porcentajes de degradación cercanas al 20.0% en 30 días.

La biodegradación en campo aún no se ha evaluado, pero los resultados obtenidos a nivel de laboratorio permiten afirmar que existen los microorganismos necesarios para efectuar tal labor y que la magnitud del fenómeno estaría por el orden del 20%, si las bacterias tuvieran las condiciones nutritivas ideales que se aplicaron en los ensayos.

## Bioacumulación

Para comprender los efectos de los OC en organismos superiores, en la tabla 1 se muestran las concentraciones para algunos de estos compuestos en organismos acuáticos. Es importante resaltar que las concentraciones letales son mil veces más altas que las determinadas en aguas de la CGSM y CP (del orden de  $\text{ng.L}^{-1}$ ). Esto permite afirmar que los niveles de concentración encontrados no representan toxicidad letal inmediata. Es así como los eventos de mortandades de peces registradas en la Ciénaga están lejos de ser producidas por estos compuestos, a excepción de la ocurrencia de derrames accidentales de estos tóxicos en las aguas de caños, ciénagas o terrenos aledaños, que provoquen concentraciones inmediatas superiores a los valores de  $\text{CL}_{50}$  reportados. Sustancias como el dieldrin, uno de los organoclorados más tóxicos, exhibe concentraciones letales para peces como la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) o la perca azul (*Micropterus salmoides*) de 10 y 8  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente; mientras que el DDT tiene un efecto tóxico menor requiriendo concentraciones entre 8 - 100  $\text{mg L}^{-1}$  para provocar la muerte de peces en 96 horas (FAO, 2000).

Tabla 1. Rangos máximos detectados para niveles de organoclorados totales en varios eslabones de la red trófica de la CGSM.

Aguas <sup>1</sup> $\text{ng.L}^{-1}$	Sedimentos <sup>2</sup> $\text{ng.L}^{-1}$	Manglar <sup>3</sup> $\text{ng.g}^{-1}$	Seston <sup>4</sup> $\text{ng.L}^{-1}$	Peces detritívoros ( <i>Mugil incilis</i> ) <sup>4</sup> $\text{ng.g}^{-1}$	Peces carnívoros ( <i>Ariopsis bonilla</i> ) <sup>4</sup> $\text{ng.g}^{-1}$
0.0-87.0	0.8-47.1	0.0-15.5	14.74-455.71	7.98-223.05	10.33-1490.3
Río Sevilla	Río Aracataca				

1. INVEMAR (2002), 2. Espinosa y Ramírez (1995), 3. Espinosa *et al.*, (1998), 4. Plata *et al.*, (1993).

En la CGSM las mortalidades de peces parecen ser producto de las variaciones abruptas de oxígeno disuelto (OD) y pH en el ciclo diario y de fenómenos de anoxia en las ciénagas, pero no debidas a un impacto tóxico de tipo químico. Por medio de mediciones *in situ* se ha comprobado que en algunos sectores de este complejo costero se presentan descensos drásticos de la concentración de OD en la columna de agua, hasta concentraciones mínimas en las horas nocturnas y durante las primeras horas del día; generando, entre otros desajustes, el denominado “stress amoniacal” y la proliferación de algas tóxicas (Boyd, 1990).

Si bien las concentraciones de OC en la CGSM no son “altas” como para provocar la muerte de organismos, siguen siendo un factor negativo en este ecosistema que necesita ser vigilado, dado que la presencia y recurrencia de estos compuestos, aún a niveles bajos, puede conducir simultáneamente a otros problemas ecológicos a largo plazo, como son los asociados a procesos

de bioacumulación y biomagnificación a través de la cadena trófica tal como se ha observado en esta laguna costera (Tabla 1). En la figura 10 se presenta un esquema que sintetiza los procesos que ocurren en el sistema lagunar de la CGSM con relación a los residuos de plaguicidas organoclorados.

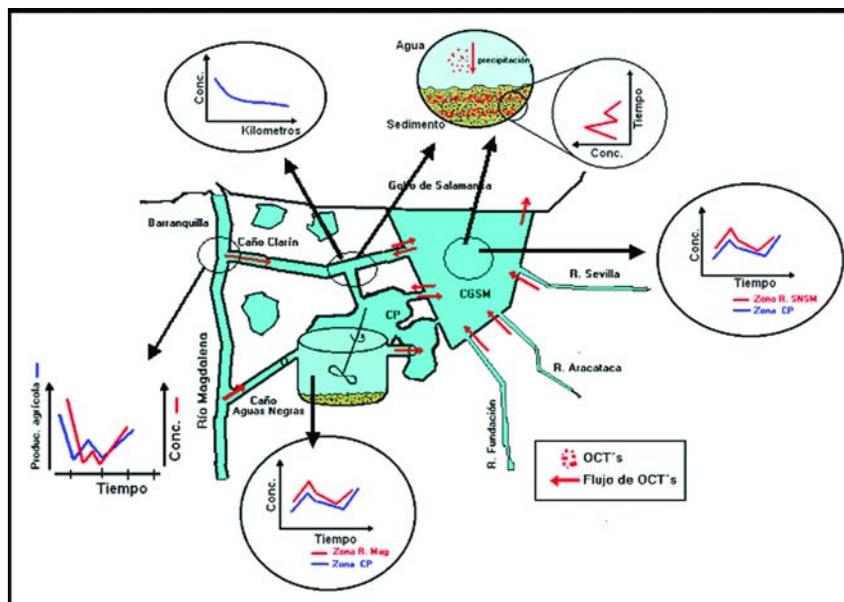


Figura 10. Representación esquemática de los procesos que tienen relación con los residuos de plaguicidas organoclorados en la Ciénega Grande de Santa Marta.

## CONCLUSIONES

La entrada de compuestos OC a la CGSM ha estado asociada a la actividad agrícola y a la demanda de productos agroindustriales usados en esta actividad, tal como se muestra al comparar la información obtenida de los análisis y la producción agrícola nacional. Una vez estos residuos llegan al sistema lagunar, experimentan una serie de procesos físicos, químicos y biológicos. De estos, la sedimentación y dilución son los de mayor ocurrencia o magnitud, siendo responsables de más del 50% de la disminución en concentración de OC en aguas, como se registró en la ciénega Pajalar y el Caño Clarín.

Las obras hidráulicas realizadas en los 90's han incidido en la evolución de los indicadores físicos, químicos, biológicos y sanitarios, produciendo cambios favorables en algunos de ellos, con beneficio para el proceso de rehabilitación de la CGSM con respecto al funcionamiento y estructura de los

recursos vegetales. En lo que respecta a contaminantes organoclorados, no se observa una variación atribuible a las obras. Estas sustancias se han encontrado antes y después de la apertura de los caños con las mismas características de variabilidad. Los mismos canales de comunicación de la CGSM con el río Magdalena parecen estar cumpliendo una función depuradora; las aguas dulces al entrar en contacto con las aguas saladas inducen un proceso de rápida sedimentación favoreciendo la disminución de las sustancias asociadas a los sólidos suspendidos en la columna de agua.

Las lagunas del complejo Pajara y la misma CGSM se comportan como biorreactores, donde las concentraciones de OCT en aguas disminuyen gracias a procesos de autodepuración (adsorción a partículas, sedimentación, degradación), que se lleva a cabo por fenómenos físicos, químicos y biológicos en los caños y lagunas. Los conceptos de trampa, autodepuración y amortiguamiento que se evidencian, muestran una ventaja para los organismos acuáticos, mas no para los bentónicos, debido a la potencial acumulación de sustancias tóxicas en el sedimento. Para poder hablar de una depuración de todo el sistema (agua y sedimento), es necesario establecer si está ocurriendo la biodegradación de estos compuestos clorados, o si es sólo el enterramiento de los mismos en el fondo.

Es muy importante seguir abordando el conocimiento hidrodinámico de la CGSM para lograr un mejor conocimiento de las variaciones dinámicas que se presentan en cuanto a la contaminación por plaguicidas organoclorados y su relación con otros parámetros de calidad del agua.

## BIBLIOGRAFÍA

- Barbanti, A. 1992. Transport of Nutrients in Rivers: Investigations on the River Po. In: Coastal Eutrophication. Elsevier Science Publishers B. V. Netherlands. 337 p.
- Botero, L. 1990. Massive mangrove mortality on the Caribbean coast of Colombia. *Vida Silvestre Neotropical*, 2 (2): 77-78.
- Boyd, C. 1990. Water Quality in Ponds for Aquaculture. Department of Fisheries and Allied Aquacultures. Alabama Agriculture Experiment Station. Auburn University. Alabama. Cap. IV.
- DANE, 2002. Dirección de Síntesis y Cuentas Nacionales. documento en línea: [www.dane.gov.co](http://www.dane.gov.co).
- Esminger, I. 1996. Cambios hidrológicos en el Caño Clarín y sus implicaciones en la regeneración de manglares afectados por alta salinidad. Tesis de Diploma en Biología. Giessen. 120 p.
- Espinosa, L. F. y G. Ramírez. 1995. Análisis de residuos organoclorados en los sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *An. Ins. Inv. Mar. de Punta Betín* , 24:79-94.

- Espinosa, L. F., G. Ramírez, y N. H. Campos. 1998. Residuos de Plaguicidas Organoclorados en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*, 20(1):45-57.
- FAO. 2000. Evaluación de la contaminación del suelo: Manual de referencia. Roma. 220 p. Documento en línea: [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/DOCREP/005/X2570S16.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/005/X2570S16.htm)
- Gómez, M. L. 2003. Selección de un consorcio bacteriano de la Ciénaga Grande de Santa Marta con capacidad degradadora del plaguicida organoclorado Aldrin. Tesis para optar al título de Maestría en Microbiología . Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 104p.
- INVEMAR. 2002. Informe segundo semestre de 2002. Proyecto: Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: un enfoque de manejo adaptativo. Santa Marta. 264 p.
- Kiely, G. 1999. Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos , tecnologías y sistemas de gestión. Primera edición. Mc. Graw Hill. España. 1331p.
- Levin, M. y M. Gealt. 1999. Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Primera edición. Mc. Graw Hill. España.354p.
- Mancera, J. E. y L. Botero. 1993. Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Delta Exterior del Río Magdalena, 3a. etapa. Informe de avance. Proyecto COLCIENCIAS-INVEMAR, 128 p.
- Marín. B. 2001. Informe Técnico Final Proyecto: "Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia". INVEMAR/COLCIENCIAS. Santa Marta. 285 p.
- Moriarty, F. 1978. Organochlorine insecticides: persistent organic pollutants. Academic Press. Londres. 278p.
- Plata, J., N. Campos y G. Ramírez. 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga de Santa Marta. *Caldasia*, 17 (2): 199-204.
- Ramírez, G. 1988. Residuos de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta: Caribe Colombiano *An. Ins. Inv. Mar. de Punta Betín* , 18:127-136.
- Walker, C. H. y D. R. Livingstone. 1992. Persistent pollutants in marine ecosystems. A Special Publication of SETAC, Pergamon Press. New York. 270p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 12/12/03

FECHA DE ACEPTACIÓN: 08/09/05

#### DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

*Instituto de investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR): A.A. 6713 casillero 36, Santiago de Cali, Colombia. E-mail: jbetancourt@invemar.org.co (J.M.B.P). A.A. 1016 Santa Marta, Colombia. E-mail: gramirez@invemar.org.co (G.R.T)*



## **FECUNDIDAD Y PRIMERAS FASES DEL DESARROLLO LARVAL DE LA ASCIDIA *ECTEINASCIDIA TURBINATA* (ASCIDIACEA: PEROPHORIDAE) EN CUBA**

*Alida García-Cagide, Aida Hernández-Zanuy y Antonio Cárdenas*

### **RESUMEN**

Se presentan los valores de la fecundidad de los zooides (sumatoria de la cantidad de ovocitos, embriones y larvas en zooides en fase de liberación larval), la fecundidad de la colonia (producto de la fecundidad promedio de los zooides por la cantidad de zooides maduros, liberando larvas y en reabsorción, en colonias en fase de liberación larval) y las características y duración de las primeras fases del desarrollo de la larva de la ascidia, *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae). Las colonias de ascidia fueron colectadas en manglares no estuarinos de la región noroccidental de Cuba. En 200 zooides con 17 mm a 31 mm de longitud, provenientes de 20 colonias colectadas en diferentes meses y lugares, se contaron como promedio  $41 \pm 12$  ovocitos, embriones y larvas. Las colonias que tenían como promedio 163 mm de longitud y 252 zooides, produjeron, en promedio por colonia, 10590 larvas durante cada ciclo de generación-degeneración que dura aproximadamente 40 días. Tanto la fecundidad de los zooides como la de las colonias fueron muy variables en zooides y colonias con estadio reproductivo semejante, pero fue alta la correlación ( $r=0.84$ ) entre la fecundidad de la colonia y la cantidad de zooides por colonia. Se realizaron dos experimentos, en septiembre y noviembre de 2000, colocándose colonias en fase de liberación larval en acuarios de 10 l de capacidad. La temperatura del agua en los acuarios varió entre 23 y 30 °C. La mayor liberación de larvas se produjo entre las 10:00 y las 14:00 horas. La larva al salir del zooide progenitor midió, como promedio, 2.7 mm de longitud total (LT). La etapa planctónica de la larva duró de cuatro a ocho horas, alcanzando 3.1 mm LT. El proceso de metamorfosis y fijación de la larva duró de ocho a doce horas. A las 19 horas la larva comienza la alimentación exógena. El zooide juvenil midió entre 1.3 mm y 2.05 mm. Un 9 % de las larvas completaron la metamorfosis.

*PALABRAS CLAVE:* Ascidia, *Ecteinascidia turbinata*, Fecundidad, Desarrollo larval, Cuba.

### **ABSTRACT**

**Fecundity and early larval development of the ascidian *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) in Cuba.** Zooids (the total amount of ovocytes, embryos, and larvae in larval release stage zooids), colonial (zooids mean fecundity per number of mature zooids on resorption or releasing larvae colonies) fecundity and the characteristics and duration

of the early larval stages of the ascidian *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) are given. The ascidian colonies were collected from non-estuarine mangroves in the NW region of Cuba. An average of  $41 \pm 12$  ovocytes, embryos, and larvae were counted in 200 zooids of 17-31 mm length from 20 colonies gathered during different months and sites. Ascidian colonies of 163 mm length and 252 zooids average produced 10590 larvae as average per colony during each generation-degeneration cycle that lasts about 40 days. Zooids and colonial fecundity were very variable in zooids and colonies with similar reproductive stage, but a high correlation ( $r = 0.84$ ) between colonial fecundity and number of zooids per colony was found. Ascidian colonies prior to larvae release stage were placed in 10-liter glass aquaria. The experiments were carried out on September and November, 2000. Water temperature ranged between 23 and 30 °C. The biggest larval release took place between 10:00 and 14:00 h. Average total length (TL) of larvae leaving the parental zooid was 2.7 mm. The larvae planktonic stage lasted 4 to 8 hours, attaining 3.1 mm (TL). Metamorphosis and larvae settlement lasted 8 to 12 hrs, and exogenous feeding began at 19 hrs. The juvenile zooid measured between 1.3 and 2.05 mm, and 9 % of the larvae completed the metamorphosis.

**KEY WORDS:** Ascidian, *Ecteinascidia turbinata*, Fecundity, Larval development, Cuba.

## INTRODUCCIÓN

*Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 es una ascidia colonial, hermafrodita simultánea, ovovivípara, que se reproduce simultáneamente de forma asexual y sexual y tiene una larva lecitotrófica de corta vida y dispersión localizada (Simkins, 1924; Berrill, 1975; Cloney, 1987; Svane y Young, 1989; Bingham y Young, 1991). En Cuba esta especie habita preferentemente asociada a la raíz del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y se reproduce durante todo el año (Hernández- Zanuy *et al.*, 2000), siendo muy abundante en los manglares de cayos, donde se han estimado densidades cercanas a una colonia por metro lineal de manglar (Hernández-Zanuy, 2004; Hernández-Zanuy *et al.*, en prensa).

En la tesis doctoral de Iglesias (2000) se estudian aspectos de la biología y ecología de esta especie. Se describen las características del desarrollo y la conducta de la larva en condiciones controladas de laboratorio, con agua de mar preparada y control de temperatura, y la fecundidad en el medio natural, en aguas del Mediterráneo (Iglesias, 2000). Con anterioridad otros autores habían aportado datos sobre la anatomía y tamaño de los ovocitos, los embriones y las larvas (Simkins, 1924; Berrill, 1935; Van Name, 1945; Cloney, 1990; Hernández-Zanuy *et al.*, 2000), la conducta larvaria (Young, 1986) y el efecto de bajas salinidades sobre la metamorfosis de larva (Vázquez y Young, 2000). Morgan (1977) describió aspectos del ciclo de vida y aportó datos sobre la fecundidad de *E. turbinata* en aguas del Caribe y

Carballo (2000) estimó el potencial reproductivo (larvas/m<sup>2</sup>) de la especie en un área semicerrada en la Isla de Formentera (Mar Mediterráneo), planteando que las poblaciones se autorreclutan, lo cual mantiene altas densidades de poblaciones en los lugares apropiados para el desarrollo de la especie.

El objetivo del trabajo es conocer la duración y características de las primeras fases del desarrollo de la larva con vista a completar un aspecto importante del ciclo de vida de esta especie en Cuba, y calcular la fecundidad de los zooides y las colonias de *E. turbinata* en manglares de cayos de la región noroccidental de Cuba, lo cual proporcionaría información básica para estimar el potencial reproductivo de la especie.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se define como fecundidad de los zooides a la sumatoria del número de ovocitos, embriones y larvas en zooides en estadio de liberación larval (Figura 1), y fecundidad de las colonias al producto de la fecundidad promedio de diez zooides por la cantidad de zooides maduros, liberando larvas y en reabsorción (Figura 2), que se encuentran en las colonias de *E. turbinata* en fase de liberación larval, considerando que son éstos zooides los que producen larvas en un ciclo de generación-degeneración de la colonia (Hernández-Zanuy *et al.*, 2000). Para calcular la fecundidad de los zooides se analizaron 200 zooides procedentes de 20 colonias (diez zooides seleccionados al azar por colonia) recolectadas durante los meses de junio, octubre y noviembre del año 2000 y febrero de 2001, en los manglares de los cayos Inés de Soto, Uvas y Jutías, en la costa NW de Cuba (Figura 3A). A cada colonia, antes de extraerla de su medio natural, se le estimó el porcentaje de cubrimiento sobre la raíz de mangle y se le midió la longitud (todo el tramo de la raíz de mangle con zooides) con una cinta graduada en milímetros (relacionándose estos dos valores para calcular la longitud real de la colonia). Las colonias fueron transportadas en bolsas de polietileno con agua de mar hasta el bote, donde inmediatamente se colocaron en frascos de cristal y se preservaron en formaldehído al 4% preparado con agua de mar y neutralizado con tetraborato de sodio.

En el laboratorio a diez zooides en estadio de liberación larval por colonia se les midió la longitud, desde la unión del pedúnculo y la base de la túnica hasta la escotadura entre los dos sifones, con un microscopio estereoscópico con lente objetivo 1.6 y oculares 10X con escala micrométrica. Para contar los embriones y larvas se utilizó un lente objetivo de 2 y para los ovocitos un lente objetivo de 4, en ambos casos con oculares de 10X.

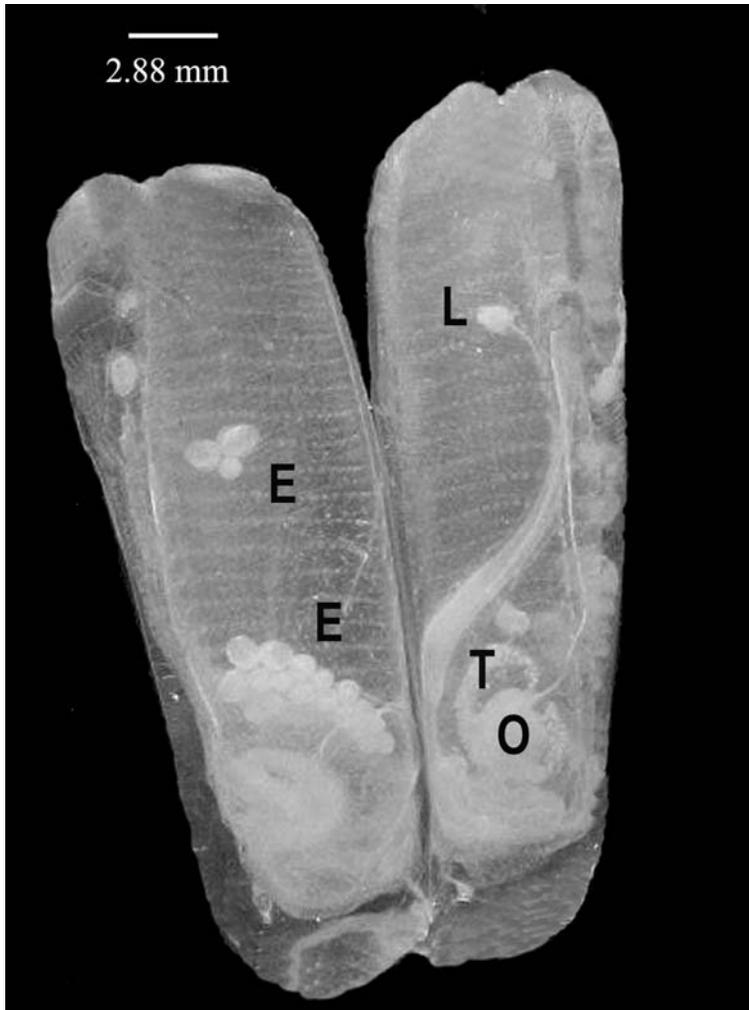


Figura 1. Fotografía de dos zooides en estadio de liberación larval: Lado derecho del cuerpo de un zooides donde se ve un cordón de embriones, y otros sueltos, dentro de la cavidad atrial (E). Lado izquierdo de otro zooides donde se ven: el teste (T) rodeando al ovario (O) y por transparencia se distinguen dos larvas (L) que están en la cavidad atrial.

Para tener una muestra más representativa del tamaño de las colonias, el número de zooides por colonia y la cantidad de embriones y larvas por zooides, se procesaron los datos de 159 colonias en diferentes fases de desarrollo recolectadas mensualmente, de mayo a noviembre de 1998, en dos estaciones al norte de Pinar del Río (Canal del Inglés en el Cayo Inés de Soto y Punta Lavandera en Cayo Uvas), y 147 colonias colectadas en dos puntos del Canal de Ranchería, Cayo Bahía de Cádiz, al norte de Villa Clara (Figura 3B).

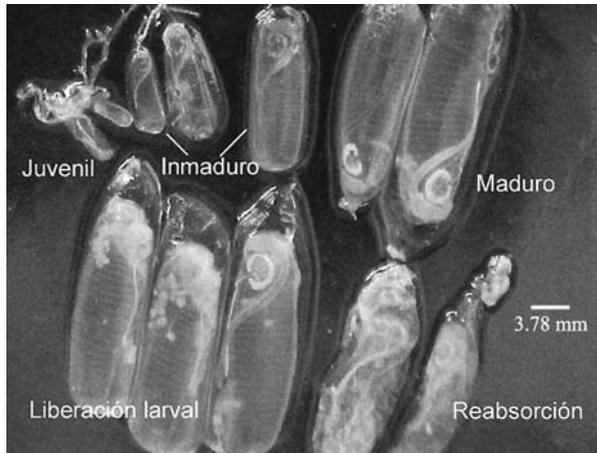


Figura 2. Fotografía de las fases de desarrollo gonadal (de acuerdo a la escala de cinco estadios descrita por Hernández-Zanuy *et al.*, 2000) de los zooides que se encuentran en las colonias de *E. turbinata*.

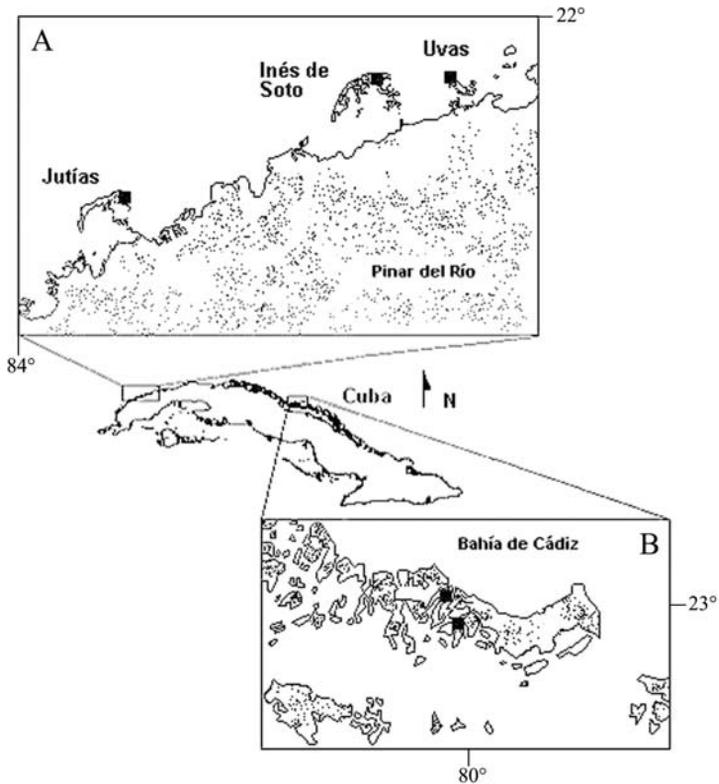


Figura 3. Ubicación de las zonas donde se recolectaron las colonias de *E. turbinata*. Norte de Pinar del Río (A). Norte de Villa Clara (B).

En este caso se seleccionaron al azar 15 zooides por colonias, a los cuales se les midió la longitud con una regla milimetrada y visualmente se les contó el número de embriones y larvas.

Se determinaron las relaciones porcentuales del número de ovocitos, embriones y larvas por zooide, y la cantidad de zooides en diferentes estadios de desarrollo gonadal por colonia. Se estimó el potencial reproductivo de la población (larvas/m de costa de manglar) con base en la densidad promedio de colonias por metro de costa de manglar, por la fecundidad promedio de los zooides y por el promedio de zooides en las colonias reproductoras. Este valor se multiplicó por nueve teniendo en cuenta los ciclos de generación-degeneración de la colonia que se producen en un año.

La normalidad de los datos se verificó con la prueba Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianza con la prueba de Bartlett, aplicándose una transformación de escala ( $\log x$ ) a los datos. Las correlaciones se calcularon mediante el coeficiente de correlación ( $r$ ) por rangos de Spearman para una probabilidad de 0.05. La fecundidad promedio de los zooides procedentes de colonias recolectadas en una o diferentes localidades y fechas se comparó mediante la prueba de Kruskal-Wallis (Sigarroa, 1985). Para el procesamiento de los datos se utilizaron los programas Microsoft Excel 2000 y Statistica versión 6.

Para conocer el desarrollo de la larva se colectaron cuatro colonias de *E. turbinata* en estadio de liberación larval en el área de manglar del cayo Inés de Soto, en septiembre de 2000. Cada colonia, con el pedazo de raíz de mangle al que estaba adherida, se introdujo en una bolsa de polietileno con suficiente agua, y se colocaron en recipientes plásticos para su traslado a un local cercano a la zona de colecta donde se crearon condiciones de laboratorio. Ya en este local, las colonias se depositaron en acuarios de diez litros de capacidad, con agua de mar del lugar donde se colectaron las colonias, sin aireación y con luz artificial constante. La temperatura del agua en los acuarios y del ambiente en el local de trabajo se midió tres veces al día, con un termómetro de laboratorio ( $\pm 1^\circ\text{C}$ ).

Las larvas que estaban nadando en los acuarios se extrajeron con una pipeta y se colocaron en cápsulas de Petri, lo cual facilitó observaciones continuas del desarrollo y la metamorfosis larval bajo un microscopio estereoscópico. Cada 12 horas se limpió el fondo de los acuarios con un sifón para eliminar los desechos fecales de las colonias y se cuantificaron las larvas muertas. Transcurridas 24 horas se cambiaron las dos terceras partes del agua de cada acuario y pasadas 48 horas se sacaron las colonias de los acuarios. De acuerdo con la cantidad de larvas por cápsula de Petri, se extrajo un número de ejemplares cada 30 minutos y se fijaron en etanol al 50% con glicerina.

Este experimento se repitió en el mes de noviembre, realizándose el mismo procedimiento, pero en esta ocasión las colonias se taparon con polietileno negro durante el traslado para el laboratorio y en los acuarios, desde el oscurecer hasta el amanecer, para evitar la penetración de la luz artificial. La colonia progenitora fue traspasada para otro acuario inmediatamente después de que ocurría una liberación de larvas, con el objetivo de garantizar que no se unieran en un mismo recipiente larvas provenientes de diferentes eclosiones.

Para determinar el inicio de la alimentación exógena, teniendo en cuenta que el cuerpo de la larva es transparente y se puede ver el aparato digestivo, a partir de fijadas las larvas en las cápsulas de Petri se añadió a éstas varias gotas de un cultivo de microalga (*Chlorella* sp.), sin cuantificar la concentración de la misma. La descripción y las fotos de las fases de desarrollo larval se hicieron en un microscopio biológico con cámara digital acoplada. Con un micrómetro ocular se midió la longitud total de la larva (desde la base de las papilas hasta la punta de la cola no flexionada), y la longitud del tronco (desde la base de las papilas hasta la escotadura que se forma entre los sifones) y la cola por separado. La longitud de la larva fijada y la del zooide juvenil se midió de la escotadura entre los sifones hasta la base de los órganos ampulares. En zooides preservados en formol al 4% se midió el diámetro de los ovocitos y embriones, colocando la escala del micrómetro ocular al azar, sin tener en cuenta el mayor o menor diámetro de éstos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Fecundidad de los zooides y las colonias

El análisis de 200 zooides en estadio de liberación larval que tenían entre 17 mm y 30.5 mm de longitud (Tabla 1), muestra una fecundidad promedio de  $41 \pm 12$  ovocitos, embriones y larvas por zooide. Los zooides tenían, proporcionalmente, 61 % de ovocitos, 34% de embriones y 5% de larvas, siendo muy baja la correlación ( $r = 0.17$ ,  $p < 0.05$ ) entre la longitud de los zooides y la fecundidad.

Tabla 1. Variables de la fecundidad de los zooides (n= 200).

	Mínimo	Máximo	Media± Desv. Est.	Nº total
Longitud zooides (mm)	17	30.5	$23.6 \pm 2.3$	200
Nº de ovocitos/ zooide	5	52	$25 \pm 10$	5091
Nº de embriones/ zooide	0	31	$14 \pm 5$	2718
Nº de larvas/ zooide	0	9	$2 \pm 2$	335
Fecundidad	15	75	$41 \pm 12$	8144

Teniendo en cuenta sólo el promedio de embriones y larvas (16) por zooide, este valor resultó superior a los registrados por Carballo (2000) e Iglesias (2000) para poblaciones del Mediterráneo, en el mes de mayor promedio de embriones por zooide en esa zona (9.9 y 9 respectivamente). El número máximo de embriones y larvas en un zooide fue 40, mientras que otros autores han registrado, 20, 48, 11 y 36 (Simkins, 1924; Morgan, 1977; Luján, 1995; Iglesias, 2000, respectivamente). No obstante, si incluimos la cantidad de ovocitos en el ovario, la fecundidad máxima del zooide fue de 75 ovocitos, embriones y larvas.

Las diferencias de la fecundidad de los zooides, con igual estadio de desarrollo gonadal, provenientes de siete colonias recolectadas en el Cayo Inés de Soto en octubre del 2000 (Figura 4), fueron significativas ( $H(6, N=70) = 42.83, p<0.01$ ). Igual resultado se obtuvo al analizar la muestra de 200 zooides provenientes de diferentes localidades ( $H(2, N=200) = 41.59, p<0.01$ ) y fechas ( $H(3, N= 200) = 67.70, p<0.01$ ).

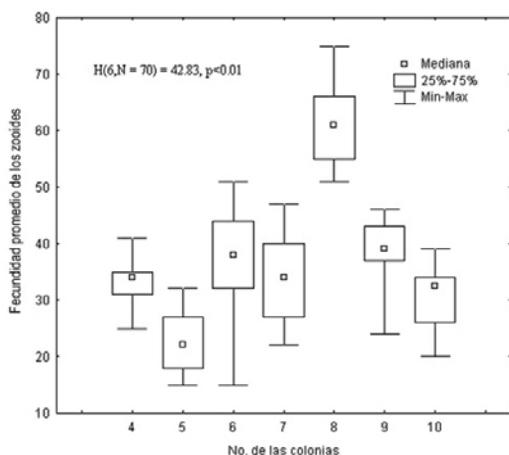


Figura 4. Diferencias entre la fecundidad promedio de los zooides de siete colonias de *E. turbinata* recolectadas en el Cayo Inés de Soto, en octubre del 2000.

Esto parece estar determinado por el desarrollo por porciones de los ovocitos y embriones, y la liberación de un número de larvas cada 24 horas durante los días que los zooides se reproducen sexualmente hasta reabsorberse, lo cual hace que se obtengan valores muy diversos al calcular la fecundidad de una forma puntual. Iglesias (2000) también observó gran variación en la fecundidad de los zooides de talla semejante y estado de desarrollo y no encontró correlación entre el número de embriones y la longitud de los zooides.

Aunque por su aspecto externo la colonia puede clasificarse en avanzada fase de maduración, los zooides que la componen no siempre tienen

igual grado de desarrollo gonadal, observándose diferencias en la composición porcentual de los zooides en diferentes estadios de desarrollo gonadal por colonia (Figura 5). En las 20 colonias en fase de liberación larval, como promedio, el 78% de los zooides estaban maduros, liberando larvas y en reabsorción, mientras que sólo el 22% de los zooides eran juveniles e inmaduros. Al parecer los zooides en la colonia van madurando por grupos, produciéndose la expulsión paulatina de las larvas durante los 15 días en que aproximadamente la colonia se reproduce sexualmente, dentro de cada ciclo asexual (40 días) de generación-degeneración de la colonia (Hernández-Zanuy *et al.*, 2000).

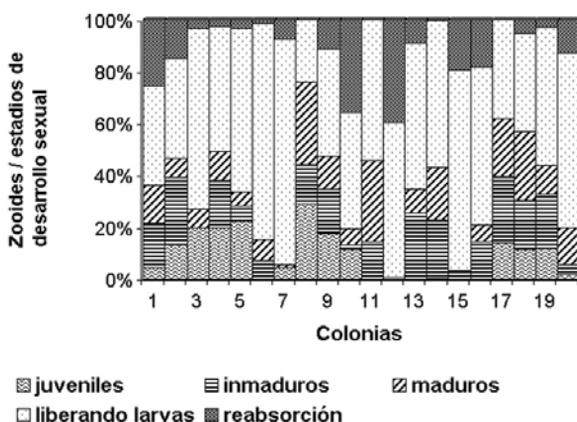


Figura 5. Variaciones en el porcentaje de zooides en diferentes estadios de desarrollo gonadal, en 20 colonias de *E. turbinata* en fase de liberación larval.

Según Carballo (2000), el crecimiento asexual de la colonia a partir de los estolones produce una gran variación en el número de zooides por colonia. La forma muy compacta en que van surgiendo los zooides de los estolones, unido a las nuevas colonias que se forman sobre el mismo sustrato a partir de la fijación de larvas, y las diferencias en la talla de los zooides según su grado de desarrollo y edad de la colonia, influyen en las variaciones individuales que observamos en la longitud de las colonias y la cantidad de zooides en colonias en igual estadio de desarrollo.

La fecundidad promedio de las colonias fue 10590 ovocitos, embriones y larvas (Tabla 2). Este valor varía principalmente de acuerdo a la cantidad de zooides maduros, liberando larvas y en reabsorción (Tabla 3), siendo alta la correlación del número de zooides con la fecundidad ( $r = 0.84$ ,  $p < 0.05$ ) y con el largo de las colonias ( $r = 0.71$ ,  $p < 0.05$ ). También están correlacionadas la fecundidad de la colonia con el largo de la colonia ( $r = 0.61$ ,  $p < 0.05$ ) y con la fecundidad promedio de los zooides ( $r = 0.65$ ,  $p < 0.05$ ).

Tabla 2. Variables de la fecundidad de las colonias en 20 colonias.

	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Media± Desv. Est.</b>	<b>Nº total</b>
Longitud colonias (mm)	80	450	163 ± 87.4	20
Zooides maduros	0	108	41 ± 36.3	820
Zooides lib. larval	67	383	171 ± 84.6	3429
Zooides reabsorción	0	201	40 ± 51.9	798
Fecundidad	2906	30770	10590 ± 6493.5	

Tabla 3. Cantidad de zooides (M: maduros, LL: liberando larvas, R: reabsorción), fecundidad promedio de los zooides y fecundidad de las colonias.

<b>Colonias</b>	<b>∑ zooides (M, LL, R)</b>	<b>Fecundidad promedio zooides</b>	<b>Fecundidad colonias</b>
1	272	28	7670
2	106	31	3265
3	98	32	3165
4	112	34	3752
5	128	23	2906
6	115	38	4324
7	257	34	8687
8	168	61	10298
9	297	39	11435
10	299	30	9030
11	294	52	15288
12	504	36	18245
13	365	40	14746
14	211	53	11162
15	337	34	11290
16	277	51	14127
17	253	44	11006
18	254	51	12878
19	163	48	7759
20	537	57	30770

La tabla 4 presenta el promedio de la longitud de las colonias, la cantidad de zooides por colonias y el número de embriones y larvas por zooide en muestreos realizados en el año 1998 al Norte de Pinar del Río (estas colonias proceden de los mismos cayos y a algunos de los mismos lugares donde se extrajeron las 20 colonias que se utilizaron para calcular la fecundidad), y en el Canal de Ranchería, Bahía de Cádiz. En esta muestra de un número mayor de zooides y colonias, tampoco hubo correlación entre el largo de los zooides y el número de embriones y larvas por zooides ( $r = 0.44$ ,  $p < 0.05$ ,  $N = 399$ ).

Tabla 4. Longitud de las colonias y los zooides, porcentaje de colonias maduras en la muestra y cantidad de zooides por colonias y de embriones y larvas por zooides, en dos zonas de la plataforma norte de Cuba.

Localidad	Longitud de las colonias (mm)				N	% colonias maduras
	Mínimo	Máximo	Promedio	Des.Est.		
Norte de Pinar del Río.	13	629	146	100.44	159	22
Bahía de Cádiz.	20	360	106	60.26	149	66
<b>Zooides /colonia</b>						
Norte de Pinar del Río.	31	810	257	160.62	43104	
Bahía de Cádiz.	18	1001	284	177.62	41841	
<b>Longitud de los zooides (mm)</b>						
Norte de Pinar del Río.	13	34	25	2.51	233	
Bahía de Cádiz.	13	30	23	3.17	166	
<b>Embriones y larvas por zooide</b>						
Norte de Pinar del Río.	1	28	10	5.95	2398	
Bahía de Cádiz.	1	18	7	3.79	1211	

En la Isla de Formentera (Mar Mediterráneo), *E. turbinata* se reproduce sexualmente sólo durante unas pocas semanas en los meses de verano, junio-septiembre (Carballo *et al.*, 1997; Iglesias, 2000) y las colonias tienen 157 zooides como promedio calculándose un potencial reproductivo en dos periodos de asentamiento de las larvas de 616 y 288 larvas/m<sup>2</sup>, respectivamente (Carballo, 2000). En Cuba, donde las densidades promedio en las zonas en que la especie es abundante son de una colonia por metro lineal de manglar y las colonias reproductoras tienen como promedio 302 zooides (Hernández-Zanuy, 2004; Hernández-Zanuy *et al.*, en prensa), reproduciéndose durante todo el año (Hernández-Zanuy *et al.*, 2000), podemos estimar que se liberen alrededor de 111438 larvas anuales por metro de costa de manglar, por lo cual el potencial reproductivo de la especie (larvas/m) parece ser superior al calculado en Formentera.

No se pudo determinar cuántas larvas puede expulsar un zooide cada 24 horas, pero por lo general en un zooide sólo se encontraban dos larvas ya con las colas sueltas, listas para ser expulsadas y, como promedio, 13 embriones en diferente grado de desarrollo. Morgan (1977) observó que el desarrollo larval de *E. turbinata* en Puerto Rico se producía en menos de 24 horas y cada zooide podía liberar entre 30 y 50 larvas. En nuestro caso, con temperatura del agua entre 23.5°C y 30°C, considerando los dos experimentos, el desarrollo de la larva duró entre 16 y 19 horas, y es posible que cada zooide libere más de 50 larvas. En los zooides en fase de reabsorción no había ovocitos en el ovario, lo que reafirma el criterio que cuando el zooide termina

de reproducirse sexualmente, se reabsorbe (Morgan, 1977; Luján, 1995; Carballo *et al.*, 1997; Iglesias, 2000).

### **Desarrollo larval**

En el experimento realizado en septiembre la primera liberación de larvas se produjo a las 13:00 horas, en el momento en que las colonias se colocaron en los recipientes plásticos para trasladarlas al laboratorio. A las 17:00 horas, pocos minutos después de colocar las colonias en los acuarios, se produjo una segunda liberación masiva de larvas y al parecer, debido a la exposición de las colonias a una iluminación constante, los zooides estuvieron expulsando algunas larvas de forma continua durante las 48 horas que duró el experimento, pero alrededor de las 10:00 horas del siguiente día las colonias liberaron un grupo mayor de larvas. Durante este experimento la temperatura del agua en las peceras varió entre 26°C y 30°C y la del ambiente entre 25°C y 31.5°C.

En el mes de noviembre las colonias se colectaron a las 10:00 horas y la expulsión de las larvas, inmediatamente después de la colecta, fue mucho más masiva que la observada en septiembre, aunque en este experimento no se cuantificó la cantidad de larvas liberadas por las colonias. En esta ocasión, al estar las colonias tapadas, no se produjo ninguna liberación de larvas en el traslado para los acuarios, lo cual se hizo cinco horas después de la colecta, ni en las siguientes 16 horas que las colonias permanecieron tapadas. A las 10:00 de la mañana del siguiente día (ya destapados los acuarios) ocurrió un segundo desove masivo de larvas, las cuales se concentraban en las paredes del acuario que estaba más cercana a una ventana por la cual entraban los rayos del sol. Durante este segundo experimento la temperatura del agua en los acuarios varió entre 23.5°C y 26.5 °C y la del ambiente entre 21°C y 29 °C.

Se plantea que la luz y la temperatura son dos factores determinantes en la liberación de las larvas de las ascidias (Van Duyl *et al.*, 1981; Svane y Young, 1989). En particular la liberación de las larvas de *E. turbinata* se produce entre las 9:30 y las 18:00 horas (Vázquez y Young, 1996) lo cual coincidió con lo observado.

La tabla 5 muestra los valores promedio y extremos del tamaño de los ovocitos, embriones y larvas, en diferentes fases de desarrollo, de muestras obtenidas en los dos experimentos. Los ovocitos que ya contenían vitelo, fueron considerados maduros y son opacos; tenían entre 0.45 mm y 0.75 mm de diámetro. Dentro de esta fase se pueden distinguir dos grupos de ovocitos, uno compuesto por alrededor de siete ovocitos de color amarillo-naranja que tienen un diámetro de 0.6 mm a 0.75 mm y otro grupo con igual cantidad pero amarillo más pálido y diámetro entre 0.4 mm y 0.6 mm. Los restantes ovocitos

son transparentes, se consideran inmaduros, son el grupo más numeroso (alrededor de 20) pero debido a sus pequeños diámetros sólo es factible contar los mayores de 0.1 mm.

Tabla 5. Tamaño (mm) de los ovocitos, embriones y larvas de *Ecteinascidia turbinata* en diferentes fases de desarrollo

	<b>Media (mm)</b>	<b>Des.Est.</b>	<b>Límites (mm)</b>	<b>N total</b>
Ovocitos inmaduros (transparentes)	0.3	0.08	0.13 - 0.45	20
Ovocitos maduros (opacos)	0.6	0.09	0.4 - 0.75	40
Embriones 1ra fase	0.7	0.03	0.6 - 0.7	20
Embriones 2da fase	1.1	0.18	0.85 - 1.3	20
<b>Larvas dentro del zooide</b>				
Tronco	0.9	0.06	0.8 - 1.0	22
Cola	1.7	0.20	1.5 - 2.15	14
Longitud total	2.7	0.18	2.4 - 3.0	10
<b>Larvas planctónicas</b>				
Tronco	1.0	0.08	0.9 - 1.15	35
Cola	2.1	0.18	1.8 - 2.25	20
Longitud total	3.1	0.17	2.8 - 3.25	12
Larvas sésiles	1.7	0.24	1.3 - 2.05	10

Los huevos fecundados, en diferentes fases de embriogénesis, se diferenciaron como embriones en dos fases de desarrollo y tenían entre 0.6 mm y 1.3 mm de diámetro. En la primera fase el huevo fecundado sufre las diferentes divisiones de la segmentación, es de color amarillo opaco y tiene igual tamaño (0.6 mm - 0.7 mm) que el ovocito en fase más avanzada de maduración. En la segunda fase ya se ve el embrión formado y el diámetro alcanza más de 0.85 mm.

Iglesias (2000) clasificó los ovocitos en tres estadios de desarrollo, diferenciándoles por su coloración y diámetros en: I - ovocitos blancos (0.26 mm), II - amarillos (0.47 mm) y III - anaranjados (0.57 mm). Esta autora no encontró más de dos o tres ovocitos en estadio III en los ovarios, y plantea que el tamaño de los huevos maduros (entre 0.7 mm y 0.75 mm) registrado por Simkins (1924), Berrill (1935) y Cloney (1990), corresponde con el diámetro de los embriones. En este trabajo, como promedio, se contaron siete ovocitos en la fase más avanzada de maduración (estadio III) y estos tenían un diámetro semejante a los embriones que estaban en la primera fase de desarrollo, lo cual podría aclarar las diferencias en el diámetro de los huevos maduros y los ya fecundados encontradas por los autores antes mencionados.

La larva o renacuajo, llamada así por su morfología, momentos antes de ser expulsada del zooide midió como promedio 2.7 mm de longitud total,

teniendo el tronco entre 0.85 mm y 1 mm de longitud y la cola de 1.5 mm a 2.15 mm. Como ha sido descrita por otros autores (Iglesias, 2000), tiene un color naranja muy llamativo, se distingue bien un punto negro (el ocelo), la cutícula que la cubre y tres papilas adhesivas (Figura 6A). En la parte inferior del lado derecho del cuerpo está situado el corazón y en muchas larvas es posible apreciar un esbozo de lo que será el tracto digestivo hacia la parte inferior del lado izquierdo del cuerpo (Figura 6B).

La fase planctónica de la larva duró de cuatro a ocho horas. Las larvas primero nadaban de forma vigorosa y después con mayor lentitud hasta quedarse inmóviles. Durante esta etapa la longitud total promedio de la larva fue 3.1 mm (Tabla 5). En las primeras dos horas de la etapa planctónica la larva va cambiando la forma del cuerpo (Figura 6C). En ella se distinguen el ocelo, como un punto negro ubicado entre los dos sifones, tres papilas adhesivas debajo de las cuales se ven esbozados cuatro abultamientos epidérmicos, que son los órganos ampulares, los cuales darán origen a los estolones y la cola en donde se observa la musculatura y un cordón notocordal muy visible.

En una segunda etapa de esta fase planctónica ocurre la reabsorción del complejo axial de la cola (Figura 6D), la retracción de las papilas y el alargamiento digitiforme de los órganos ampulares (Figura 6E). Al finalizar esta fase la mayoría de las larvas se fijaron en el fondo de las cápsulas Petri, las cuales estaban colocadas sobre una superficie oscura. El análisis de 127 larvas que tenían seis horas de vida planctónica como máximo, mostró que el 79% estaban en la primera fase de desarrollo, el 16% ya habían alcanzado las etapas finales de la fase planctónica y el 5% estaban en fase de metamorfosis, por lo cual ya se habían fijado.

Las larvas al fijarse sufren una serie de movimientos morfogenéticos y cambios fisiológicos que comienzan con la rotación de los sifones 90° (Satoh, 1994). Al inicio de esta fase la cola ya presentaba gran parte del notocordio reabsorbido y casi siempre estaba doblada. Los cuatro órganos ampulares tenían entre 0.25 mm y 0.75 mm de longitud, siendo por lo general dos más cortos. El proceso de metamorfosis duró aproximadamente de ocho a doce horas.

En esta etapa la larva fue tomando la figura del oozooide (zooide surgido directamente del huevo). El cuerpo se alarga, se forman completamente todas las partes del aparato digestivo y los estigmas del saco branquial. Con gran nitidez se pudo apreciar a través de los órganos ampulares como los latidos del corazón impulsan la sangre en un sentido durante dos minutos y 18 segundos, se detiene dos segundos y comienza un flujo en sentido contrario.

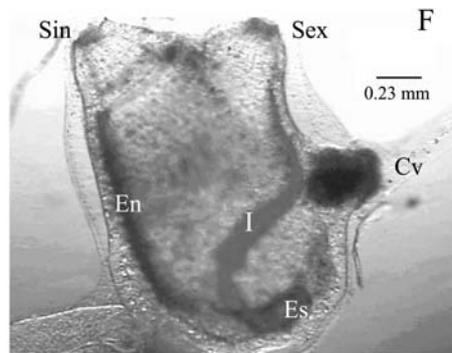
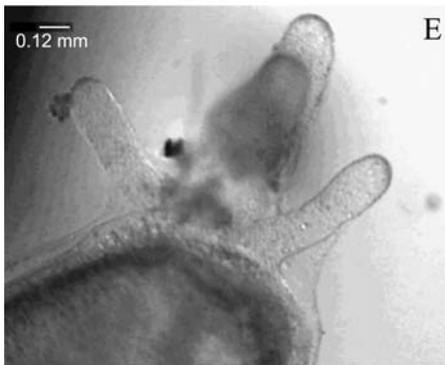
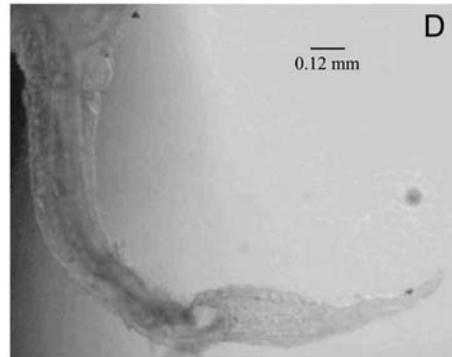
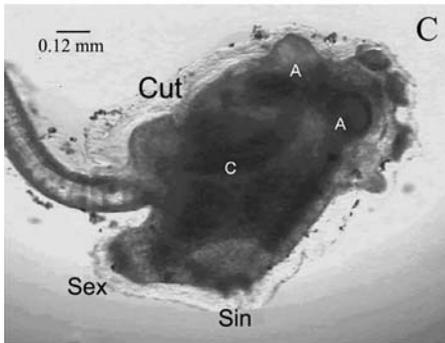
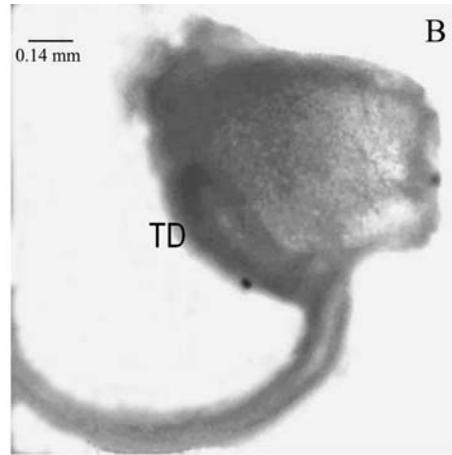
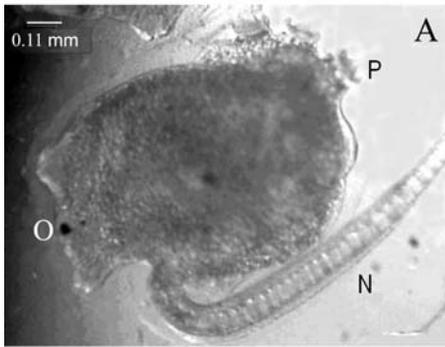


Figura 6. A y B. Larvas de *E. turbinata* antes de ser liberadas del zooide progenitor. P: papilas adhesivas; N: notocordio; O: ocelo; TD: parte del tracto digestivo. C. Larva en etapa nadadora. Cut: cutícula; C: corazón; A: órganos ampulares; Sex: sifón exhalante; Sin: sifón inhalante. D. Reabsorción del complejo axial de la cola de la larva. E. Crecimiento digitiforme de los órganos ampulares. F. Fase final de la metamorfosis de la larva de *E. turbinata*. Es: estómago; En: endostilo; I: intestino; Cv: cola vestigial; Sin: sifón inhalante; Sex: sifón exhalante.

Al final de esta fase se pierde la cutícula externa en la región de los sifones, ya se reabsorbió totalmente el sistema axial de la cola y ésta aparece transparente, pegada a la región ventral del cuerpo por debajo del sifón exhalante (Figura 6F). La metamorfosis se completó en menos de 19 horas, cuando el oozooide comenzó a ingerir alimento. El oozooide juvenil tiene aproximadamente 2.0 mm de longitud y los órganos ampulares miden alrededor de 1.5 mm. Durante los diez días que se mantuvieron vivos los siete oozooides juveniles, a todos se les veía la cola vestigial pequeña y transparente.

Nuestras observaciones sobre el tamaño y las características principales de los ovocitos, embriones y las larvas durante las diferentes etapas de vida planctónica y el proceso de metamorfosis coinciden con los resultados de varios autores (Simkins, 1924; Berrill, 1935; Van Name, 1945; Cloney, 1990; Iglesias, 2000), aunque en particular las medidas del tronco de la larva y del zooide juvenil, pueden tener pequeñas variaciones por la forma en que fueron tomadas. Según Iglesias (2000), la longitud total de las larvas es mayor en el Atlántico Occidental (4.5 mm y 5 mm, Florida y Golfo de México) que en el Mediterráneo (3.4 mm), pero en este caso la longitud de las larvas y del oozooide juvenil fueron semejantes a las registradas para el Mediterráneo. Esta autora determinó que, de acuerdo a la temperatura y el recipiente que se utilice, el tiempo transcurrido desde la liberación de la larva hasta el inicio de la alimentación exógena podría variar entre 9 y 46 horas.

La mortalidad de las larvas en las primeras seis a ocho horas fue entre un 54 y un 80%. Solo 9% de las larvas completaron la metamorfosis y de ellas siete zooides juveniles se mantuvieron vivos diez días. Iglesias (2000) también observó una mortalidad larval elevada en condiciones controladas. En este caso entre 42 y 70% de acuerdo al tipo de recipiente empleado; Carballo (2000) calculó teóricamente que sólo 1.3 % de las larvas producidas forman colonias.

Resultados similares sobre la alta mortalidad de las ascidias durante las primeras fases del desarrollo larval han sido obtenidos para otras especies de ascidias en el medio natural (Van Duyl *et al.*, 1981; Davis, 1988; Svane y Young, 1989) y algunos factores externos como la temperatura, la luz, la turbidez, el pH, las sustancias químicas provenientes de otros organismos, la existencia de una capa bacteriana sobre el sustrato, la cantidad de nutrientes en el agua, la disponibilidad de sustrato, la competencia y la depredación han sido mencionadas como causantes de esta alta mortalidad (Montes y Grimaldi de Jiménez, 1975; Yamaguchi, 1975; Van Duyl *et al.*, 1981; Svane y Young, 1989; Bingham y Young, 1991; Hurlbut, 1992; Lindquist, 1996; Degman y Johnson, 1999).

## CONCLUSIONES

La fecundidad de *E. turbinata* en los manglares del NW de Cuba es alta (como promedio 10.590 larvas por colonia cada 40 días aproximadamente).

La fecundidad de los zooides en semejante estadio de maduración es independiente de la longitud de los mismos, y la fecundidad de la colonia varía principalmente de acuerdo con el número de zooides que están en fase avanzada de maduración en la colonia. Al parecer las variaciones en la fecundidad están determinadas por el desarrollo por porciones de los ovocitos, embriones y larvas, y la maduración por grupos de los zooides en las colonias.

Las larvas de *E. turbinata* completaron su desarrollo antes de 19 horas con temperaturas del agua entre 23°C y 30°C. La etapa planctónica de la larva duró aproximadamente de cuatro a ocho horas y el proceso de metamorfosis entre ocho y doce horas.

La mortalidad de las larvas fue alta (54 - 80%) en las primeras ocho horas de vida, completando la metamorfosis el 9% de las larvas.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las personas de la comunidad de Puerto Esperanza y a Macario Esquivel por la valiosa ayuda en la realización del trabajo de campo. Gracias a María del Carmen Prieto por su colaboración en la presentación final de las ilustraciones.

## BIBLIOGRAFÍA

- Berrill, N.J. 1935. Cell division and differentiation in asexual and sexual development. *J. Morphol.*, 57(2):353-427.
- \_\_\_\_\_. 1975. Chordata: Tunicate. En: A. C. Giese y J. S. Pearle (Eds.). *Reproduction in marine invertebrates*, pp.241-82. Nueva York, Academy Press.
- Bingham, B.L. y C.M. Young. 1991. Influence of sponges on invertebrate recruitment: a field test of allelopaty. *Mar. Biol.*, 109: 19-26.
- Carballo, J.L. 2000. Larval ecology of an ascidian tropical population in a Mediterranean enclosed ecosystem. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 195:159-167.
- Carballo, J.L., S. Naranjo, B. Kukurtzu y A. Hernández 1997. Estudio de la población de *Ecteinascidia turbinata* Herdman 1880 (Ascideacea: Perophoridae) en la isla de Formentera (Mar Mediterráneo, España): distribución, densidad y crecimiento. *Ciencias del Mar, UAS*, 15:7-15.
- Cloney, R.A. 1987. Phylum Urochordata, Class Ascidiacea. En: M.F. Strathmann (Ed.). *Reproduction and Development of Marine Invertebrates of the Northern Pacific Coast*. Univ. of Washington Press. Seattle, pp: 607-639.

- \_\_\_\_\_. 1990. Larval tunic and the function of the test cells in ascidians. *Acta Zool.*, 71(3): 151-159.
- Davis, A.R. 1988. Variation in recruitment of the subtidal colonial ascidian *Podoclavella moluccensis*. *J.Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 106:57-71.
- Degman, B.M. y C.R. Johnson. 1999. Inhibitions of settlement and metamorphosis of the ascidian *Herdmania curvata* by non- geniculate coralline algal. *Biol. Bull.*, 197(3):332-340.
- Hernández-Zanuy, A. 2004. Biología y ecología de *Ecteinascidia turbinata* Herdman 1889 (Asciidiacea) en Cuba. Tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias Biológicas. Universidad de la Habana, 96 p.
- Hernández-Zanuy, A., J.L. Carballo, A. García-Cagide, S. Naranjo y M. Esquivel (en prensa). Distribución y abundancia de *Ecteinascidia turbinata* Herdman (Asciidiacea: Perophoridae) en Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, (53).
- Hernández-Zanuy, A., A. García, M. Esquivel y A. Blanco 2000. Reproducción y desarrollo de *Ecteinascidia turbinata* (Asciidiacea:Perophoridae) en Cuba. *Rev. Biol. Trop.*(48):193- 99.
- Hurlbut, C.J. 1992. Larval release and supply predict temporal variation in settlement of a colonial ascidian. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 80:215-219.
- Iglesias, C. 2000. Biología de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Tunicata, Asciidiacea) en condiciones controladas y en el medio natural. PhD tesis, Univ.Autónoma de Madrid, 367 p.
- Lindquist, N. 1996. Paleatability of invertebrate larval to coral and sea anemones. *Mar. Biol.*, 126(4):745-755.
- Luján, I. 1995. Biología y autoecología de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Tunicata, Asciidiacea) en una zona templado cálida (SE Península Iberica). Tesis de Licenciatura. Universidad de Alicante, 92 p.
- Montes, M.A. y G. Grimaldi de Jiménez. 1975. Embriogénesis de *Ascidia nigra*. *Lagena*, 36:21-30.
- Morgan, T.O. 1977. Grow rate, age at sexual maturity, longevity and seasonality in three West Indian colonial ascidians. M. Sc. Thesis, University of Puerto Rico, Mayagüez, 95 p.
- Satoh, N. 1994. Developmental biology of ascidian. Cambridge University Press, Londres, 234 p.
- Sigarroa, A. 1985. Biometría y Diseño Experimental. Tomos I y II. Editorial Pueblo y Educación, Habana.793 p.
- Simkins, C.S. 1924. Origin in the germ cells in *Ecteinascidia*. *Cont.Bermuda Biol. Sta. Res.*, 144:295-317.
- Svane, I. y C.M. Young. 1989. The ecology and behaviour of ascidian larvae. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 39(2):279-89.
- Van Duyl, F.C., R.M. Bak y J. Sibesma. 1981. The ecology of the tropical compound ascidian *Trididemnum solidum* .I. Reproductive strategy and larval behaviour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 6:35-42.

- Van Name, W.G. 1945. The North and South American ascidians. Bull. Am. Mus. Natl. Hist., 81:1-476.
- Vázquez, E. y C. M. Young 1996. Responses of compound ascidian larvae to haloclines. Mar. Ecol. Prog. Ser., 133:179-190.
- \_\_\_\_\_.2000. Effects of low salinity on metamorphosis in estuarine colonial ascidians. Invert. Biol. 119(4):433-444.
- Yamaguchi, M. 1975. Growth and reproductive cycles in the marine fouling ascidian *Ciona intestinalis*, *Styela plicata*, *Botrylloides violaceus* and *Leptoclinum mitsukurii* at Aburatsubo Moroiso Inlet (Central Japan).Mar. Biol., 29: 253-59.
- Young, C.M. 1986. Direct observations of field swimming behavior in larvae of the colonial ascidians *Ecteinascidia turbinata*. Bull. Mar. Sci., 39(2):279-289.

FECHA DE RECEPCIÓN: 03/12/03

FECHA DE ACEPTACIÓN: 15/09/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Ave. 1era y 186 No.18406, Playa, La Habana, Cuba. E-mail: alidagc2003@yahoo.com (A.G.), aidah@oceano.inf.cu (A. H.). Acuario Nacional de Cuba, Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Ave. 3ra y calle 62, Miramar, La Habana, Cuba. E-mail: pedroc@acuaronacional.cu (A. C.).*



## **CAMBIO TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD CORALINA DEL ÁREA DE SANTA MARTA - PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (CARIBE COLOMBIANO)**

*Silvia Martínez, Alberto Acosta*

### **RESUMEN**

En la última década varias predicciones han sido planteadas, acerca de la magnitud y dirección de los cambios temporales en la estructura coralina, pero pocos estudios los han demostrado cuantitativamente. Con el fin de evidenciar tales cambios, se cuantificó la estructura de la comunidad coralina en cuatro arrecifes del Caribe colombiano, dos del área de Santa Marta: Punta Betín (PB) e isla Morro Grande (MO) y dos en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT): ensenada de Granate (GR) y bahía Gayraca (GA). La composición y cobertura coralina fueron cuantificadas durante el 2002 y comparadas con estudios de línea base llevados a cabo en 1989 (PB, MO y GR) y 1992 (GA). Estas variables se cuantificaron mediante transectos lineales con cadena de 20 m, entre 1.5 m y 29 m de profundidad. Después de una década, todos los arrecifes perdieron, en promedio, 13.8 % de la cobertura coralina absoluta (respecto al total del fondo) y 42 % de la relativa (respecto al total de coral). La composición coralina cambió en el tiempo en los 4 arrecifes estudiados, disminuyendo el número de géneros y aumentando el número de especies. El número de géneros cambió entre 8 y 18 % y el número de especies entre 27 y 68 %, debido a la presencia/ausencia de especies en los muestreos. Sin embargo, ni la riqueza ni la diversidad mostraron diferencias significativas en cada uno de los arrecifes. *Montastrea cavernosa* y *M. annularis* siguen siendo las especies dominantes con coberturas relativas superiores al 20 %. La riqueza y la cobertura absoluta de coral vivo cuantificadas en el 2002 siguieron el gradiente de deterioro registrado en el pasado, siendo menores en los arrecifes del área de Santa Marta y mayores en los del PNNT. Sin embargo, el porcentaje absoluto de pérdida de coral siguió un patrón inverso en el cual el arrecife de PB fue el menos afectado (6 %), seguido por MO (12.6 %), GR (14.6 %) y GA el más afectado (22 %). El coral muerto en PB y MO fue reemplazado por esponjas cuya cobertura aumentó en el tiempo, mientras que en GR y GA el coral muerto no ha sido colonizado por otros grupos. La pérdida de cobertura de los corales escleractíneos sugiere un cambio temporal significativo en la estructura de la comunidad hacia un estado de mayor deterioro, que puede estar alterando la función del arrecife.

**PALABRAS CLAVE:** Arrecifes coralinos, Cambio temporal, Caribe colombiano, Degradación, Estructura de la comunidad coralina.

## ABSTRACT

**Temporal change in the coral community structure in the Santa Marta area - Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean).** Several predictions have been made, about magnitude and direction of temporal changes in the coral community structure, during the last decade. However, few studies have demonstrated it quantitatively. In order to document such changes, the coral community structure was studied in four continental reefs in the Colombian Caribbean, two in the Santa Marta region: Punta Betín (PB) and Morro Grande Island (MO), and two in the Tayrona National Natural Park (PNNT): Granate cove (GR) and Gayraca bay (GA). Coral composition and cover were quantified in 2002 and compared to base line studies from 1989 (PB, MO & GR) and from 1992 (GA). These variables were quantified by 20 m linear transects between 1.5 m and 29 m depth. After a decade, all reefs lost in average 13.8 % absolute coral cover (with respect to the total of the bottom) and 42 % relative coral cover (with respect to the total of coral bottom). Composition changed through time in the four sampled reefs by decreasing the number of genera and increasing the number of species. The change in genera ranged between 8 and 18% and in species between 27 and 68 % due to the presence/absence of species in samples. Nevertheless, neither the richness nor the diversity showed significant differences for any of the reefs. *Montastrea cavernosa* y *M. annularis* are still the dominant species in the community with relative coral cover higher than 20 %. Quantified richness and absolute coral cover during 2002 followed the degradation gradient documented in the past, being the values smaller in the Santa Marta's reefs and higher in the Tayrona's. However, absolute percentage coral cover lost showed an inverse pattern, being PB (6 %) the least affected, followed by MO (12.6 %), GR (14.6 %) and being GA (22 %) the most affected. Dead coral in PB and MO was replaced by sponges which cover increased significantly over time; meanwhile in GR and GA, dead coral doesn't seem to have been replaced by other groups. The scleractinian coral cover lost suggests a significant temporal change in the community structure toward a grater degradation state, which might be shifting reef's function.

**KEY WORDS:** Colombian Caribbean, Coral community structure, Coral reefs, Degradation, Temporal change.

## INTRODUCCIÓN

Debido a la presencia y al desarrollo de los arrecifes coralinos cerca a las zonas costeras, se ha observado un rápido proceso de degradación de estos ecosistemas por factores, principalmente de origen antropogénico, tales como la sobrepesca, el aumento en la sedimentación, la entrada de nutrientes, la extracción de corales y arena, y la destrucción de colonias coralinas por actividades como el buceo recreativo (Ramírez *et al.*, 1986; Díaz *et al.*, 1995; Connell, 1997; GCRMN, 2000). Tal deterioro ha sido evidenciado a nivel global con aumento en la mortalidad coralina (alcanzando valores mayores al 90 % en algunos arrecifes), cambio en la composición de especies, reducción en la tasa de calcificación, presencia de enfermedades (Porter *et al.*, 2001) e incluso un reemplazo de

comunidades dominadas por corales hacia otras dominadas por algas u otros organismos bentónicos no constructores de arrecifes (Hallock *et al.*, 1996).

Las comunidades coralinas fósiles, cuando han sido estudiadas en una amplia escala temporal (miles de años), muestran una estructura determinada y dinámica persistente y predecible (Pandolfi, 1999; 2002), dado su elevado grado de orden en distribución de especies. Sin embargo, al ser estudiadas a escalas temporales reducidas (décadas), muestran un alto grado de variabilidad en la estructura, donde las frecuentes perturbaciones y fluctuaciones ambientales evitan que exista un equilibrio temporal (Connell, 1978; Pandolfi, 2002). Actualmente la mayoría de investigaciones concluyen que aunque las modificaciones ambientales a gran escala (cambio climático global) han deteriorado de forma importante la estructura y la función de las comunidades coralinas, perturbaciones inducidas por el hombre a menor escala durante las últimas décadas, han tenido efectos tan rápidos que no han permitido la adaptación de los corales (Ginsburg, 1994; Pandolfi, 2002).

Los arrecifes coralinos de la región de Santa Marta - PNNT son de tipo franjeante simple a sotavento (al oriente de las bahías), por lo general poco amplios, que se profundizan hasta los 25-30 m, presentando una estructura de bajo desarrollo y han sido descritos en diferentes estudios desde hace más de cuatro décadas por Antonius (1972), Erhardt y Werding (1975), Solano (1987), Acosta (1989), Werding y Sánchez (1989), Zea y Duque-Tobón (1989), Garzón-Ferreira y Cano (1991) y Garzón-Ferreira (2001), entre otros. Algunos de estos autores han planteado que el bajo crecimiento coralino y desarrollo de los arrecifes está limitado por condiciones subóptimas, como aguas de surgencia y la descarga continental de aguas dulces cargadas de sedimentos y nutrientes provenientes principalmente de la Ciénaga Grande de Santa Marta (que recibe aportes del río Magdalena) y de forma secundaria de los ríos Gaira, Manzanares y las descargas de aguas residuales del Boquerón (Antonius, 1972; Werding y Sánchez, 1988; 1989; Zea, 1993). Estas aguas generan un gradiente de perturbación que se mueve hacia el noreste afectando las formaciones coralinas del área de Santa Marta y del PNNT, disminuyendo la salinidad y aumentando la turbidez, la sedimentación, la temperatura y los niveles de nutrientes y de ciertos contaminantes en el mar (Erhardt y Werding, 1975; Acosta, 1989). Este gradiente, junto con otros factores como la pesca con dinamita, el turismo intensivo y las enfermedades han degradado paulatinamente los arrecifes del área durante las últimas décadas (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Por lo anterior, es urgente monitorear estas comunidades coralinas con el fin de establecer la magnitud del cambio y la influencia de los diferentes agentes de perturbación en el área.

En el área de Santa Marta - PNNT, únicamente en bahía Chengue se ha llevado a cabo un programa de monitoreo durante varios años por parte del CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity) y el SIMAC (Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia), en un arrecife en buen estado de conservación con respecto a otros del área (ello, presumiblemente debido a su aislamiento y mayor distancia a las fuentes de perturbación). Los resultados de tal estudio no han indicado grandes cambios en la cobertura coralina durante los últimos años (Garzón-Ferreira, 2001). Sin embargo, los datos de un arrecife no necesariamente son representativos de los cambios que se pueden estar presentando en todos los arrecifes del área, ya que el deterioro coralino ha sido observado de forma cualitativa por varios investigadores en las últimas décadas. A pesar de ello, hasta ahora no existen monitoreos en otros arrecifes del área, expuestos a diferentes niveles de perturbación, que permitan demostrar cuantitativamente los cambios sufridos por las comunidades coralinas en el tiempo.

Acosta (1989) evaluó la estructura de las comunidades coralinas de tres arrecifes (Punta Betín, Isla Morro Grande y Ensenada de Granate) y de uno en 1992 (Bahía Gayraca), todos representativos del área de Santa Marta - PNNT. El autor encontró que el grado de desarrollo arrecifal y el estado de salud de la comunidad de corales estaban relacionados con su estructura y que ésta, a su vez, reflejaba un gradiente que coincidía con la calidad del agua. De esta forma, la estructura coralina resultó ser menos compleja en los arrecifes más cercanos a la Bahía de Santa Marta y más compleja en aquellos pertenecientes al PNNT (alejados de la fuente de perturbación). El objetivo del presente estudio fue evaluar las comunidades coralinas en estos mismos cuatro arrecifes después de una década, con el fin de establecer si su estructura presenta cambios en el tiempo, así como la magnitud y dirección de estos cambios.

## ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica al noreste de Colombia, en el departamento del Magdalena, sobre la costa Caribe y comprende el área de Santa Marta y PNNT entre las coordenadas 11°15' - 11°22' N y 73°57' - 74°12' W (Figura 1). El sector de Santa Marta incluye las bahías de Gaira, Santa Marta y Taganga (Díaz *et al.*, 2000), en tanto que el del PNNT está entre Punta Minas y la desembocadura del río Piedras. El litoral costero es de carácter rocoso y se caracteriza por bahías y ensenadas alternadas con playas arenosas y cabos e islotes rocosos, que abarcan 85 km de costa, estando expuesto a fuertes vientos y corrientes (Brattström, 1980; Díaz *et al.*, 2000; Brüggemann *et al.*, 2002).

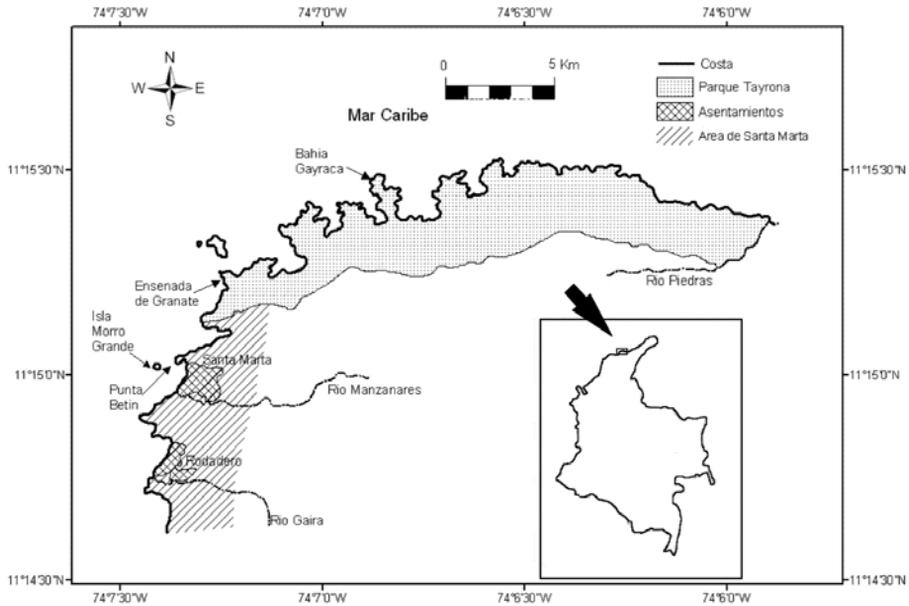


Figura 1. Ubicación del área de Santa Marta - Parque Nacional Natural Tayrona en el Caribe colombiano y localización de los puntos de muestreo en los arrecifes de Punta Betín, Isla Morro Grande, Ensenada de Granate y Bahía Gayraca.

El clima es tropical, con una temperatura que oscila entre 25 °C y 30°C y una precipitación promedio anual de 500 mm; la temperatura del agua oscila entre 21°C y 29°C y la salinidad entre 24.8 y 37 (Acosta, 1989; De Jongh, 1990). A lo largo del año se pueden distinguir cuatro estaciones; una seca principal, una lluviosa menor, una seca menor y una lluviosa mayor. Durante la época seca mayor (diciembre a febrero), la corriente principal se dirige hacia el suroeste debido a los vientos alisios del noreste, los cuales adicionalmente causan surgencia que disminuye la temperatura del agua hasta 21°C y aumenta la salinidad hasta 37. Por el contrario, durante la época lluviosa mayor (septiembre a noviembre), los vientos del suroeste causan una contracorriente en dirección al noreste, que transporta aguas continentales de efluentes como el río Magdalena, la Ciénaga Grande de Santa Marta y ríos de menor caudal (Gaira y Manzanares), causando en el área de estudio los máximos valores de temperatura del agua (31°C) y de turbidez (10 cm de visibilidad de disco sechi), y los mínimos de salinidad (24.8; Prahl y Erhardt, 1985; Acosta, 1989; De Jongh, 1990).

### Estaciones de muestreo

El área de estudio comprende dos formaciones arrecifales pertenecientes al sector de la bahía de Santa Marta (Punta Betín y Morro

Grande), y dos pertenecientes al sector del Parque Nacional Tayrona (Granate y Gayraca; Figura 1).

Punta Betín es una península rocosa de pendientes escarpadas, ubicada al norte de la bahía de Santa Marta, por lo que se ve directamente afectada por la descarga de aguas dulces (río Manzanares y emisario submarino) y el puerto (granos y polvillo de carbón). El arrecife es, de los estudiados, el que presenta la menor cobertura coralina, siendo dominado por *Montastrea cavernosa* que se distribuye ampliamente desde 8 m hasta 23 m de profundidad, y otras especies como *Agaricia agaricites*, *Stephanocoenia intercepta*, *Madracis decactis* y *Millepora alcicornis*. Los transectos cuantificados se localizaron al sur de la península, en la parte protegida (Acosta, 1989).

La isla Morro Grande se encuentra ubicada aproximadamente a 1.5 km de la costa, al oeste de Punta Betín, por lo que presenta mayor influencia de aguas oceánicas con respecto a los otros tres arrecifes estudiados. El arrecife se divide en una terraza arrecifal hasta los 20 m con grandes colonias de coral y un talud hasta los 30 m con corales foliáceos; es dominado por *Diploria strigosa* y *M. cavernosa* (Zea, 1993). Los transectos fueron localizados al suroeste de la isla, donde se encuentran las mejores formaciones coralinas (Acosta, 1989).

La ensenada de Granate es una bahía ubicada entre Cabo de la Aguja y Punta Granate, a 6.5 km al noreste de Santa Marta. Está relativamente bien protegida de los vientos alisios y del oleaje. El arrecife posee un desarrollo coralino desde los 5 hasta los 24 m de profundidad y se caracteriza por una extensa llanura arrecifal de poca pendiente, siendo *M. cavernosa*, *M. annularis* y *C. natans* las especies dominantes (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Los transectos se ubicaron al noreste de la bahía sobre un fondo poco pendiente (Acosta, 1989).

La Bahía de Gayraca se ubica entre las bahías de Chengue y Neguange. La mayor parte de la bahía se encuentra protegida de los vientos alisios. El arrecife posee un talud de fuerte pendiente con corales escleractíneos hasta 25 m de profundidad, donde se destacan las especies *M. annularis*, *M. cavernosa* y *C. natans* (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Los transectos se ubicaron en la parte protegida de la bahía cerca al extremo noreste (Acosta y Zea, 1997).

## MATERIALES Y MÉTODOS

La fase de campo se llevó a cabo durante la época seca menor (finales de junio y principios de julio) en el 2002. La estructura de la comunidad coralina se cuantificó por medio de transectos lineales con cadena, siguiendo a

Loya (1972), por ser la misma metodología utilizada por Acosta (1989) en Punta de Betín, Isla Morro Grande, Ensenada de Granate y por Acosta y Zea (1997) para el muestreo de 1992 en Bahía Gayraca. El número de transectos por arrecife y las profundidades de los mismos fueron iguales a los realizados en el pasado y dependieron de las discontinuidades en la estructura, de la composición de la comunidad coralina y del fondo arenoso como límite vertical para la formación coralina. A su vez, los transectos se ubicaron en los mismos sitios en cada arrecife, para lo cual se contó con perfiles batimétricos y cuerdas guía dejadas en el primer estudio de línea base (Acosta, 1989). Así, se cuantificaron un total de 11 transectos en Punta Betín (1.5, 4, 9.5, 8, 10.5, 14.5, 16.5, 18, 19.5, 21 y 22.5 m), 11 en Isla Morro Grande (4.5, 9, 10.5, 12, 14, 15, 15.5, 19.5, 22, 24 y 29 m), 16 en Ensenada de Granate (5, 6, 7.5, 8, 9, 11, 12, 14, 15, 18, 18.5, 19, 19.5, 20.5, 22 y 24 m) y 10 en Bahía Gayraca (6, 8, 10, 13, 15, 16, 18, 21, 23, 25 m), para un total de 48 transectos en cada período de tiempo.

Cada transecto se realizó tendiendo una cadena de 20 m, siguiendo el contorno del fondo, en posición paralela a la costa y perpendicular a una línea guía tendida sobre el sustrato desde la orilla hasta la parte profunda. El número y la longitud de los transectos constituyen una muestra significativa del número de especies que posee la comunidad en estos arrecifes, basándose en curvas de colector realizadas previamente por Solano (1987) y Acosta (1989). Para corroborar la suficiencia del muestreo en el presente se utilizó la prueba de la curva T-S propuesta por Ugland *et al.* (2003), la cual indicó que el número de transectos por arrecife fueron suficientes para muestrear, en el 2002, el 96, 95, 93 y 96 % de la riqueza de especies en los arrecifes de Punta Betín, Morro Grande, Granate y Gayraca respectivamente. En cada transecto se contó el número de eslabones ocupados por cada colonia de las diferentes especies de corales hermatípicos (identificados *in situ* y a la misma resolución taxonómica del pasado) y de otras categorías como esponjas, macroalgas, octocorales, arena, coral muerto y roca. Esta técnica es similar a la estandarizada actualmente por SIMAC y CARICOMP, lo que permite que la información sea comparada con otros arrecifes del Caribe.

Para el análisis temporal de los datos de estructura de la comunidad se compararon las matrices obtenidas en este estudio con las suministradas por Acosta (1989) para Punta Betín, Morro y Granate, y en 1992 para Gayraca.

### **Composición**

Para analizar el cambio en la composición de especies en el tiempo, se compararon tanto las especies como los géneros presentes/ausentes para cada

uno de los arrecifes entre los dos tiempos (pasado vs. presente). El porcentaje de cambio tuvo en cuenta el número de especies y géneros que se mantuvieron en cada arrecife en el tiempo vs. número de especies y géneros que entraron y salieron en una década. El análisis a nivel de género se llevó a cabo con el fin de obtener mayor confiabilidad en la determinación del cambio en la composición coralina y para evitar posibles problemas taxonómicos en la identificación de especies (ej. *Agaricia* spp., *Madracis* spp. y *Scolymia* spp.).

### **Cobertura**

El porcentaje de cobertura absoluta (con respecto al total del fondo) de cada categoría (coral vivo, esponjas, bases de octocorales, macroalgas, coral muerto y roca, arena) se comparó entre años para cada uno de los arrecifes. Dentro de la categoría de coral muerto se incluye todo el sustrato duro no colonizado por otras categorías ya mencionadas, aunque en su mayoría se refiere a coral muerto colonizado por cualquier tipo de algas diferentes a macroalgas (i.e. algas costrosas y céspedes algales). La comparación de la cobertura de coral en el tiempo se llevó a cabo tanto para el arrecife como un todo, como entre intervalos de profundidad (somero: <9 m, medio: 9-18 m y profundo: >18 m). Así mismo se determinó cuáles especies de corales hermatípicos presentaron cambios significativos de cobertura en el tiempo (pasado vs. presente), para lo cual se tomaron los promedios de cobertura de cada especie en cada arrecife. Para estos análisis se realizaron pruebas *T-student* pareadas entre los valores de cobertura entre los dos años estudiados, siendo la cobertura por transecto la unidad de muestra y normalizando la variable por medio de la transformación arcoseno raíz de  $p$  (siendo  $p$  la proporción de la categoría).

### **Riqueza**

De igual forma, se tomó el número de especies encontradas por transecto en cada arrecife, comparándolas en el tiempo por medio de una prueba *T-student*.

### **Diversidad**

Los valores de diversidad de cada uno de los arrecifes se calcularon utilizando cuatro índices diferentes y complementarios: Fisher Alpha, Dominancia de Simpson, diversidad y equitatividad de Shannon-Wiener. Para observar si las diferencias en el tiempo fueron estadísticamente significativas en cada arrecife, se aplicó la prueba *T* para varianzas al índice de diversidad de Shannon (Magurran, 1998). Adicionalmente, para comparar la estructura de los

arrecifes en el pasado y en el presente, y simultáneamente los ocho arrecifes (4 en el pasado y 4 en el presente), se realizó un análisis exploratorio de clasificación normal mediante un cluster de similaridad de Bray-Curtis, utilizando la técnica de ligamiento de promedio de grupos.

## **RESULTADOS**

### **Composición**

La composición de la comunidad coralina cambió a nivel de cada arrecife (de 31 % a 46 % de especies y de 17 % a 22 % de géneros) y para toda el área de estudio (10 % para géneros y 34 % para especies, al agrupar los cuatro arrecifes, Tabla 1). En los cuatro arrecifes aumentó el número de especies pero disminuyó el de géneros (Tabla 1).

La comunidad de Punta Betín fue la que más cambió en el tiempo a nivel de especies (46 %) pero la que menos cambió a nivel de género (17 %); mientras que la comunidad de Granate fue la que menos cambió a nivel de especie (31 %) y más a nivel de género (22 %, Tabla 1).

### **Cobertura**

La cobertura relativa de coral disminuyó entre 30 y 45 % en la última década (10 años para el arrecife de Gayraca y 13 años para los otros tres arrecifes, Tabla 2). Por su parte, la pérdida de cobertura coralina en términos absolutos (respecto al total del fondo) fue de 13.8 % en promedio para los cuatro arrecifes (Tabla 2). En términos absolutos, Gayraca fue el arrecife en el que se redujo más la cobertura coralina (22 %) y Punta Betín fue el arrecife con menos disminución (6 %). En términos relativos la cobertura coralina se redujo más en Morro Grande (45.1 %) y Gayraca (44.9 %), y en menor porcentaje en el arrecife de Punta Betín (29.7 %, Tabla 2).

Sin embargo, en la actualidad la cobertura total de coral vivo sigue siendo mayor en Gayraca, seguida por Granate, luego por Morro Grande y por último Punta Betín, tal y como se encontró en el pasado (Tabla 2).

### **Punta Betín**

Aunque en Punta Betín se redujo la cobertura total de coral vivo en un 6 % entre 1989 y 2002 (Figura 2A), esta diferencia no fue estadísticamente significativa en el tiempo ( $N=11$ ,  $P=0.098$ ). Por el contrario, la cobertura de esponjas aumentó más del doble de manera significativa ( $N=11$ ,  $P < 0.001$ ). La cobertura de las categorías de coral muerto y roca, arena y octocorales no cambiaron en el tiempo de forma significativa ( $N=11$ ,  $P > 0.05$ , Figura 2A).

Tabla 1. Comparación y cambio de la composición tanto de géneros como de especies para los cuatro arrecifes entre los diferentes años de estudio. Las filas \* y \*\* indican, respectivamente, el número de especies y géneros presentes en el pasado (columna 1989 y 1992) y ausentes en 2002 (columna 2002) y viceversa.

	Punta Betín		Morro Grande		Granate		Gayraca		Total	
	1989	2002	1989	2002	1989	2002	1992	2002	Pasado	Actual
Total especies	18	22	16	19	22	26	23	26	26	32
Total géneros	15	14	14	13	17	15	17	14	20	18
Especies no comunes entre años*	4	8	3	6	3	6	5	8	3	9
Géneros no comunes entre años **	2	1	2	1	3	1	3	0	2	0
% de cambio de especies	46%		41%		31%		42%		34%	
% de cambio de géneros	17%		19%		22%		18%		10%	

Tabla 2. Comparación del porcentaje de cobertura total de coral vivo entre el pasado (1989 para PB, MO, GR y 1992 para GA) y la actualidad (2002) para cada arrecife y para el total del área de estudio (promedio y desviación estándar). La pérdida de cobertura se presenta tanto en términos absolutos (% total de coral respecto a otras categorías), como en términos relativos (tomando los valores de cobertura de coral vivo en el pasado como el 100%).

Arrecife	Año	% cobertura de coral vivo en el pasado (respecto al total del fondo)	% de cobertura de coral vivo en 2002 (respecto al total del fondo)	Pérdida absoluta en % de cobertura de coral entre pasado-presente	Pérdida relativa en % de cobertura de coral vivo entre pasado - presente
Punta Betín	1989	20.4	14.3	-6	-29.7
Morro Grande	1989	27.8	15.3	-12.6	-45.1
E. Granate	1989	34.8	20.2	-14.6	-42.0
B. Gayraca	1992	48.9	27.0	-22.0	-44.9
Promedio		33±12.1	19.2±5.8	-13.8±6.6	-41.8±7.3

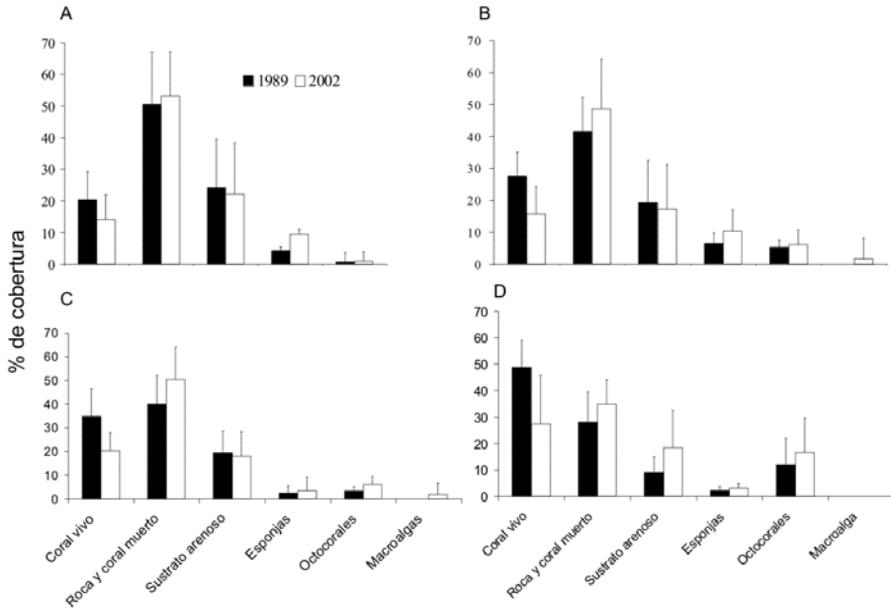


Figura 2. Comparación temporal del porcentaje de cobertura para las diferentes categorías muestreadas en: Punta Betín (A), Isla Morro Grande (B), Ensenada de Granate (C), Bahía Gayraca (D), durante los años 1989 y 2002 (1992 y 2002 en Gayraca). Nótese la ausencia de macroalgas en Punta Betín y Bahía Gayraca.

Al comparar el promedio de cobertura de coral vivo por intervalos de profundidad entre 1989 y 2002, se observó que solamente la disminución en la parte media del arrecife resultó significativa y fue de casi un 14 % ( $N=5$ ,  $P=0.033$ ). El porcentaje de cobertura de coral vivo se redujo en 8 de 11 transectos, mientras que en los transectos someros de 1.5 m y 4 m la cobertura coralina aumentó (Figura 3A y B). En 1989 la cobertura de coral vivo fue menor en los transectos someros (1.5 m y 4 m) y profundos (21 m y 22.5 m) (Figura 3 A), mientras que en 2002 la mayor cobertura se observó a 14.5 m y la menor en los transectos profundos (Figura 3 B). A 9.5, 10.5 y 16.5 m de profundidad la reducción en la cobertura de coral vivo fue mayor al 20 %. Los datos anteriores indican que el patrón de cobertura de coral con respecto a la profundidad cambió en el tiempo, ya que en 1989 se observaba una mayor cobertura en la zona media del arrecife (9.5 a 18 m), mientras que en 2002 no se presentó un patrón claro entre la cobertura de coral vivo y la profundidad.

La cobertura de esponjas aumentó en 10 de 11 transectos entre 1989 y 2002, siendo el transecto ubicado a 9.5 m, el único en el que se observó disminución para esta categoría (Figura 3 A y B). Los octocorales no presentaron cambios entre años, ni un patrón claro entre su cobertura y la profundidad.

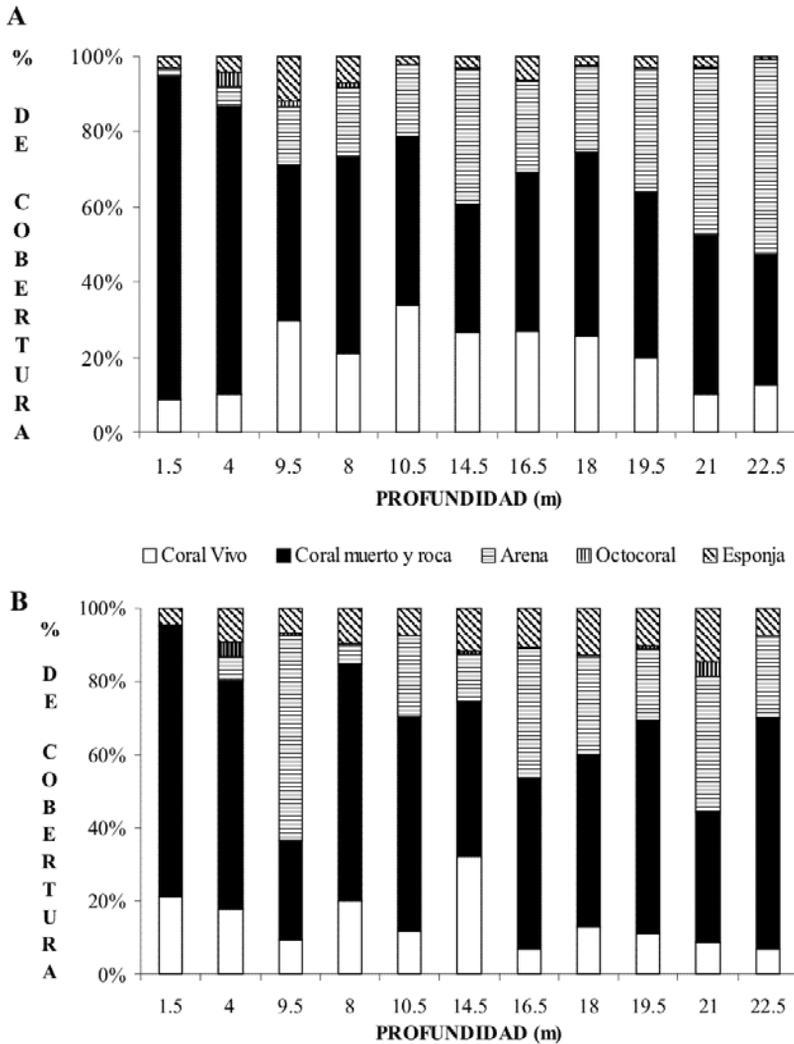


Figura 3. Comparación temporal del porcentaje de cobertura para las diferentes categorías muestreadas en cada profundidad en Punta Betín para 1989 (A) y 2002 (B).

En Punta Betín solamente *Siderastrea radians* presentó una disminución de cobertura relativa (2.1%) estadísticamente significativa en trece años (N=11, P=0.044). De las otras 22 especies, solamente 4 (*M. cavernosa*, *D. strigosa*, *P. astreoides* y *Millepora complanata*) disminuyeron su cobertura relativa en el 2002 (Figura 4A), aunque tal cambio no fue estadísticamente significativo (P>0.05). *M. cavernosa*, si bien sigue siendo la especie dominante, perdió importancia relativa con respecto a las otras especies (Figura 4A).

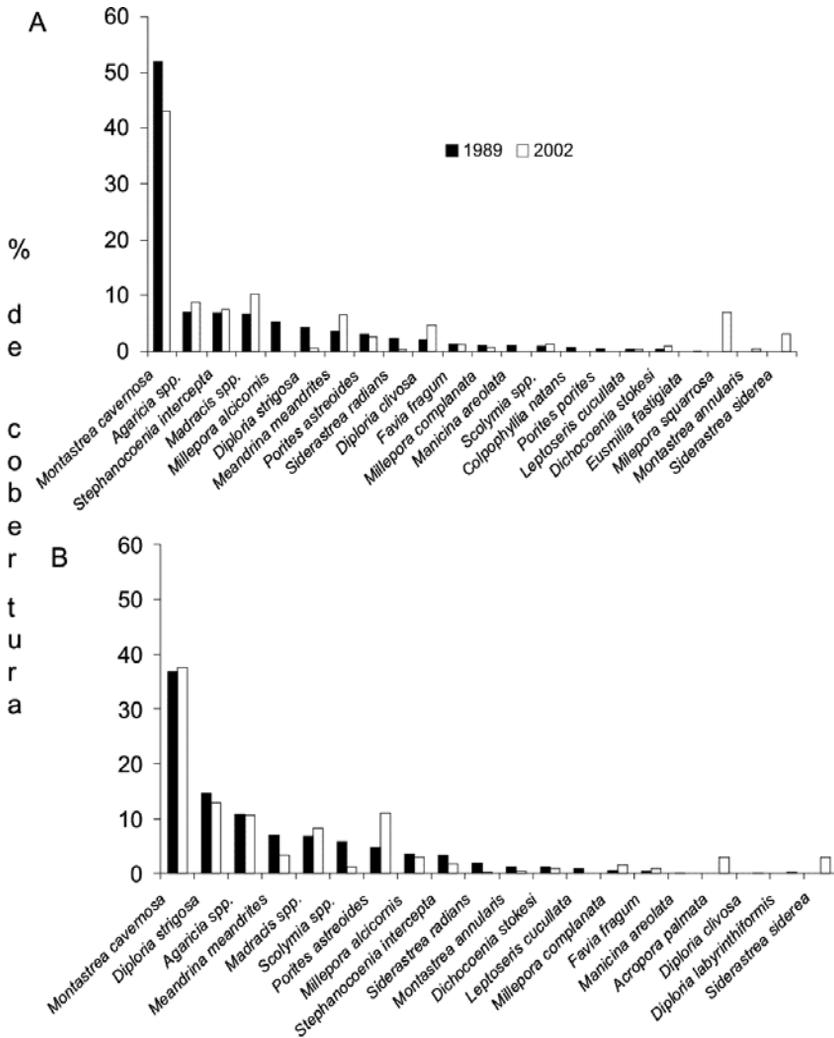


Figura 4. Comparación temporal de la cobertura relativa de cada una de las especies coralinas encontradas en Punta Betín (A) e Isla Morro Grande (B).

### Isla Morro Grande

En el arrecife de Morro, la cobertura absoluta de coral vivo disminuyó de forma significativa en un 16 % entre 1989 y 2002 (n=11, P=0.002; Figura 2B), mientras que la de esponjas aumentó significativamente (n=11, P=0.027). Las categorías de coral muerto y roca, sustrato arenoso y octocorales no cambiaron significativamente en el tiempo (n=11, P>0.05). Las macroalgas, aunque con poco porcentaje (1.7 %), aparecen por primera vez en el arrecife en 2002, a 12 m de profundidad (Figura 2B).

La cobertura promedio de coral vivo se redujo de forma significativa con la profundidad, tanto en la parte media (casi 20 %, N=5, P=0.012) como en la profunda (2 %, N=3, P=0.032). La cobertura de coral vivo se redujo en los 11 transectos cuantificados, siendo mayor la pérdida a 10.5 m y 15 m, alcanzando valores superiores al 20 %, y menor a 14 m de profundidad (0.9%; Figura 5 A y B). En 1989 se observó una mayor cobertura en los transectos de profundidades intermedias, patrón que no se observó en 2002 (Figura 5 A y B).

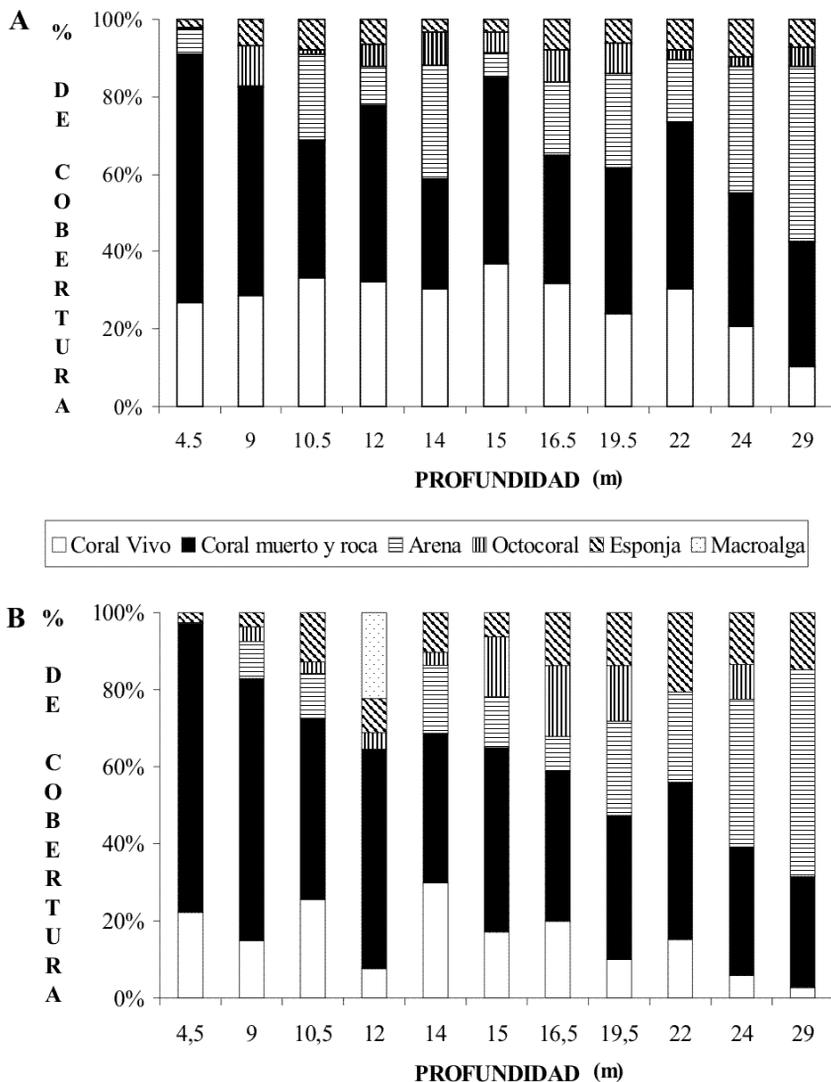


Figura 5. Comparación temporal del porcentaje de cobertura para las diferentes categorías muestreadas para cada profundidad en Isla Morro Grande en 1989 (A) y 2002 (B).

En el caso de las esponjas, la cobertura aumentó en 10 de 11 transectos entre 1989 y 2002, al igual que en Punta Betín; siendo 9 m la única profundidad en que esta categoría disminuyó su cobertura (Figura 5 A y B). La cobertura de octocorales, arena y coral muerto y roca tampoco presentó cambios en el tiempo, relacionados con la profundidad.

*Siderastrea radians* fue el único coral cuya cobertura presentó diferencias significativas en el tiempo, reduciéndose en 1.7 % (n=11, P=0.020). Por otra parte, siete corales escleractíneos disminuyeron su cobertura relativa (*D. strigosa*, *M. meandrites*, *Scolymia* spp., *Millepora alcicornis*, *Stephanocoenia intercepta*, *M. annularis*, *D. stokesi*) y 5 la aumentaron (*M. cavernosa*, *Madracis* spp., *P. astreoides*, *M. complanata*, *F. fragum*, Figura 4B), aunque de forma no significativa (P>0.05).

### Ensenada de Granate

Entre 1989 y 2002, la cobertura de coral vivo se redujo significativamente en un 14.6 % (n=16, P<0.001, Figura 2C), mientras que la de coral muerto y roca aumentó (n=16, P=0.045). El resto de categorías no presentaron diferencias significativas (Figura 2C). Las macroalgas aparecieron en el arrecife en el 2002 con una cobertura de 1.9 %.

La cobertura absoluta de coral vivo, al ser analizada por intervalos de profundidad dentro del arrecife, mostró una reducción de 12 %, 15 % y 16 % en las zonas somera, media y profunda respectivamente, siendo la zona media la única en la que tal reducción fue significativa (n=6, P=0.002). La cobertura absoluta de coral vivo se redujo en 13 de los 16 transectos cuantificados, y en siete de ellos la reducción fue mayor a un 20 % (Figura 6 A y B). La mayor reducción se presentó a 12 y 20.5 m. Por el contrario, a 6, 8 y 19.5 m la cobertura de coral vivo aumentó ligeramente (<2%), entre 1989 y 2002. En 1989 la mayor cobertura coralina se encontraba a profundidades intermedias (Figura 6 A), patrón que cambió en el 2002 (Figura 6 B).

La cobertura de coral muerto y roca aumentó en doce de los 16 transectos cuantificados entre 1989 y el 2002; tanto octocorales como esponjas incrementaron su cobertura en 9 y 10 transectos respectivamente (Figura 6 A y B).

De las 22 especies coralinas cuantificadas, tres redujeron su cobertura relativa en el tiempo de forma significativa: *M. cavernosa* (n=16, P<0.001), *M. alcicornis* (n=16, P=0.026) y *S. intercepta* (n=16, P=0.004). Adicionalmente, 10 especies aumentaron su cobertura relativa en 2002, y siete más la disminuyeron, aunque tal cambio no fue significativo estadísticamente. Las especies dominantes en el pasado, *M. annularis* y *M. cavernosa*, fueron las que

exhibieron mayor reducción en su cobertura relativa, especialmente la segunda. Por su parte, el género *Agaricia* dobó su porcentaje de cobertura relativa en el tiempo (Figura 7A).

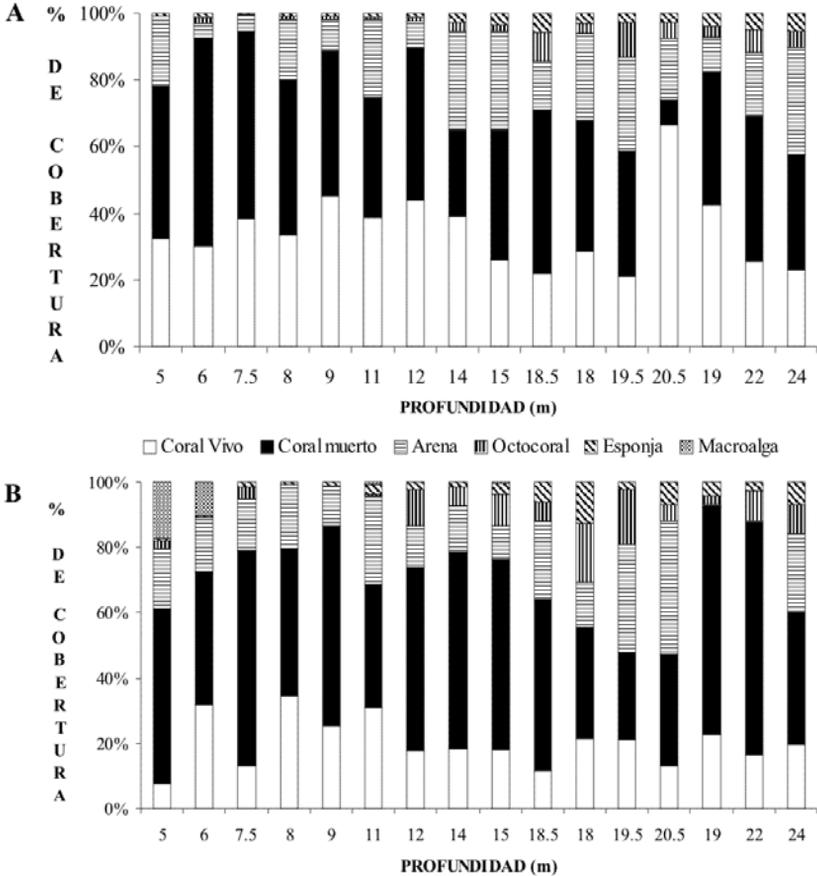


Figura 6. Comparación temporal del porcentaje de cobertura para las diferentes categorías muestreadas para cada profundidad en Ensenada de Granate en 1989 (A) y 2002 (B).

**Bahía Gayraca**

La cobertura absoluta de coral vivo se redujo casi a la mitad después de una década (Figura 2D), siendo de todas las categorías cuantificadas, la única que cambió de forma significativa (n=10, P=0.004). Esta pérdida en cobertura de coral vivo se compensó con un aumento en el porcentaje de las otras categorías como coral muerto y roca, sustrato arenoso y octocorales, y en menor proporción de esponjas (Figura 2D), aunque los aumentos para estos cuatro grupos no fueron estadísticamente significativos en el tiempo (n=10, P>0.05).

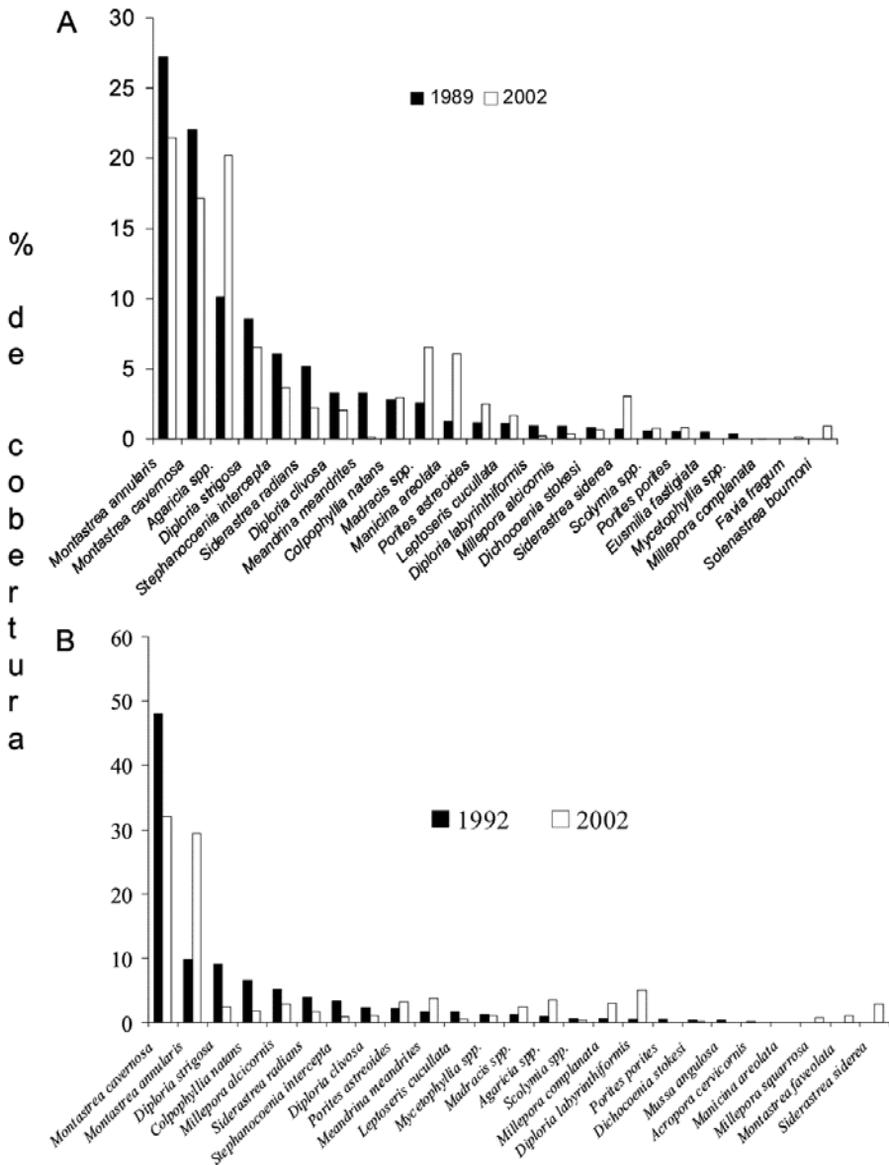


Figura 7. Comparación temporal de la cobertura relativa de cada una de las especies coralinas encontradas en la Ensenada de Granate entre 1989 y 2002 (A) y Bahía Gayraca (B) entre 1992 y 2002.

La cobertura absoluta de coral vivo se redujo en casi un 35 % en la parte profunda del arrecife, mientras que en las partes somera y media fue de 21 % y 15 % respectivamente (Figura 8 A y B). Sin embargo, tal reducción sólo fue significativa en las partes somera y profunda (somera:  $n=3$ ,  $P=0.036$ ; profunda:  $n=3$ ,  $P=0.001$ ). Una reducción en la cobertura de coral vivo se notó

en los diez transectos cuantificados, siendo mayor al 30 % a 21, 23 y 25 m de profundidad. A diferencia de los otros arrecifes, el patrón de mayor cobertura coralina a profundidades intermedias se mantuvo en el tiempo, a pesar de la pérdida de cobertura en 2002.

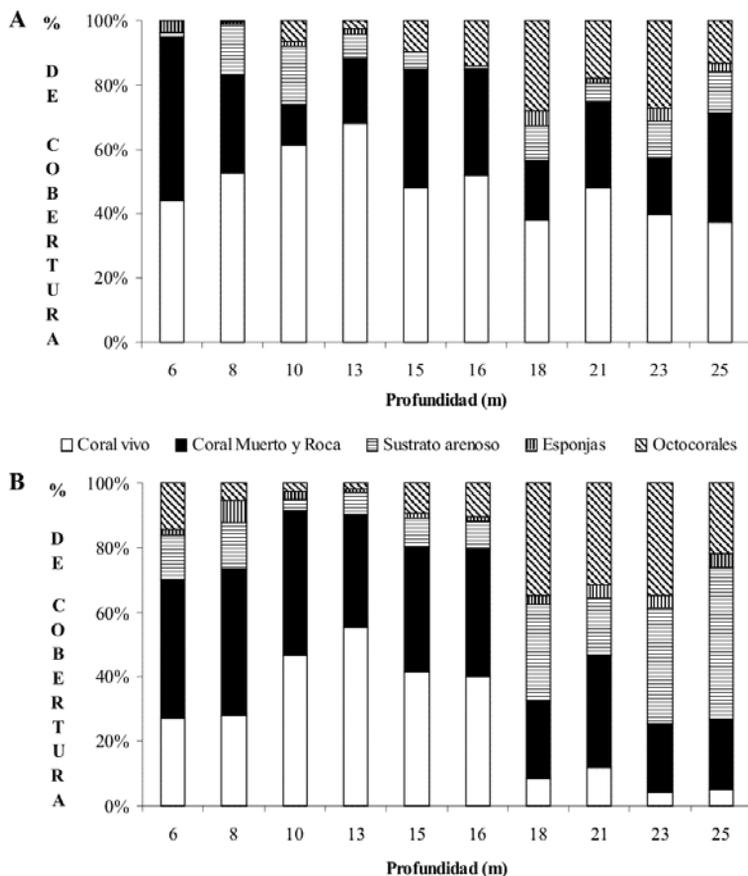


Figura 8. Comparación temporal del porcentaje de cobertura para las diferentes categorías muestreadas para cada profundidad en Bahía Gayraca en 1989 (A) y 2002 (B).

La cobertura de arena aumentó en siete de los diez transectos cuantificados, y disminuyó tan solo en los transectos profundos. Los octocorales aumentaron su cobertura en 6 transectos, pertenecientes a las zonas someras y profundas del arrecife (Figura 8 A y B).

La reducción de cobertura fue estadísticamente significativa en el tiempo para *M. cavernosa* (n=10, P<0.001), *Colpophyllia natans* (n=10, P=0.049), *D. strigosa* (n=10, P=0.026) y *Leptoseris cucullata* (n=10, P=0.040, Figura 7B). De las especies dominantes, *M. cavernosa* disminuyó su cobertura

relativa en casi un 20 %, mientras que *M. annularis* la aumentó casi en la misma proporción (Figura 7B).

### Riqueza y diversidad

Ningún arrecife presentó cambios en el tiempo al comparar los valores de riqueza, diversidad y dominancia (Tabla 3). La riqueza y la diversidad de Shannon no presentaron diferencias significativas al ser comparadas en el tiempo para ninguno de los arrecifes ( $P > 0.05$ ). Sin embargo, los arrecifes de Granate y Gayraca evidencian una mayor equitatividad en la actualidad, debido a la alta reducción en la cobertura relativa de especies dominantes. El índice de diversidad de Alpha indicó que Morro Grande presentó el mayor cambio relativo en el tiempo (aumento en diversidad), seguido por Granate y Gayraca (disminución de diversidad), y Punta Betín permaneciendo constante.

Tabla 3. Comparación del número de especies, índices de diversidad y equitatividad de Shannon, dominancia de Simpson y diversidad de Fisher-alpha para los cuatro arrecifes en los dos tiempos de muestreo. Note que los valores de riqueza presentados en esta tabla no coinciden con los de la Tabla 1, ya que para la comparación de riqueza en este análisis varias especies se trabajaron a nivel de género (i.e. *Agaricia*) con el fin de no sobreestimar esta variable debido a una mejor resolución taxonómica en la actualidad.

Índice	P. Betín		Morro		Granate		Gayraca	
	1989	2002	1989	2002	1989	2002	1992	2002
No. de especies (S)	18	18	16	18	22	21	22	21
Shannon H' (Ln)	1.9	2.0	2.1	2.1	2.3	2.3	2.0	2.1
Equitatividad (H')	0.7	0.7	0.8	0.7	0.7	0.8	0.6	0.7
Simpson (D)	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2
Simpson (1-D)	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.8	0.8
Alpha	6.4	6.4	5.4	6.4	8.7	8.1	8.7	8.1

### Clasificación

Al comparar la similaridad en estructura coralina de cada arrecife en el tiempo y con los otros arrecifes después de una década (Figura 9), se observó que aunque en general la estructura de las comunidades para todos y cada uno de los arrecifes mantuvo una similaridad superior al 50 %, éstas cambiaron en el tiempo en un alto porcentaje (disimilaridad  $> 20$  %). Según este análisis, la estructura de la comunidad coralina en el arrecife de Morro Grande fue la que menos cambió en el tiempo, seguida por las comunidades de Punta Betín y Granate, siendo en todos los casos la estructura de la comunidad más similar dentro de cada arrecife en el tiempo que entre arrecifes (Figura 9). Por el contrario, la estructura de la comunidad coralina en Gayraca fue la que presentó un mayor cambio en el

tiempo (>35 %), ya que no se agruparon los arrecifes de 1992 y 2002 entre sí, sino que la estructura de la comunidad coralina de Gayraca en 1992 resultó más similar a Punta Betín y Morro; y en el 2002 a Granate (Figura 9).

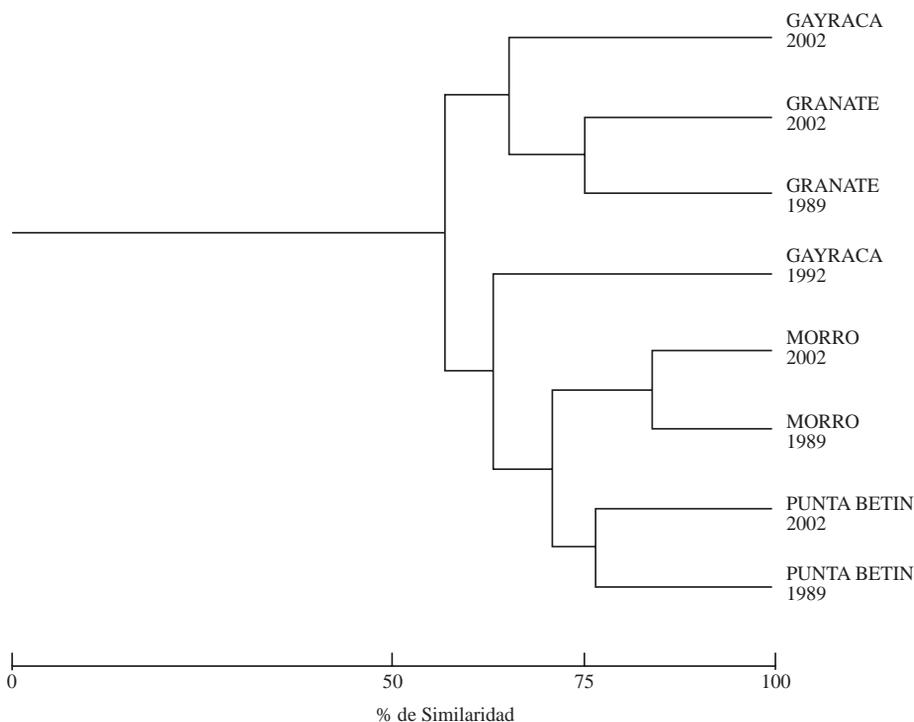


Figura 9. Análisis de clasificación normal utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis y el método de ligamiento de promedio de grupos, para comparar simultáneamente la similaridad de estructura de cada uno de los arrecifes en el tiempo y con los otros arrecifes.

## DISCUSIÓN

Es evidente que la comunidad arrecifal de la región de Santa Marta - PNNT se ha deteriorado en la última década. Este deterioro se evidenció en el cambio en la estructura de la comunidad, expresado principalmente en las variables de composición y cobertura coralina, las cuales mostraron diferencias significativas en el tiempo. Esto comprueba lo propuesto por Pandolfi (1999; 2002) y Pandolfi y Jackson (1997), quienes argumentan gran variabilidad de las comunidades a pequeñas escalas temporales (décadas, como es el caso de este estudio).

El cambio en el tiempo de la cobertura coralina en un arrecife se considera especialmente importante, ya que de acuerdo con Hughes y Tanner

(2000) la cobertura es el atributo más usado para describir el estado de un arrecife, por lo que su pérdida es considerada como crítica en el mantenimiento y función de la comunidad coralina y del arrecife como un todo. La reducción en cobertura de coral vivo ha sido uno de los principales indicadores del deterioro coralino en el mundo (Ginsburg, 1994). En general, para los cuatro arrecifes muestreados en este estudio, se registra una reducción relativa en la cobertura coralina del 42 % durante la última década (equivalente a una pérdida anual de 2.3 % en PB, 3.5 % en MO, 3.2 % en GR y 4.5 % en GA), cifras similares a las encontradas en las últimas décadas en otros arrecifes del Caribe. Algunos ejemplos son los registrados por Hughes (1994), quien documentó la pérdida de tejido coralino vivo de un 70 % a valores menores al 10 % en un periodo aproximado de una década en arrecifes de Jamaica; Hughes y Tanner (2000) indicaron una reducción en la cobertura coralina en 16 años de 52 % a 3 % en la Florida, y Porter y Porter (2002) para los cayos de la Florida cuantificaron una reducción del 38 % de cobertura coralina entre 1996 y 1999, con una tasa promedio de pérdida de cobertura de 13 % al año. Por su parte, Caro-Zambrano (2003) cuantificó en la parte media de Punta Betín una reducción en la cobertura coralina de 2.1 % entre 1998 y 2002, pero una cobertura constante en la parte media de Morro durante los mismos años. Sin embargo, Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira (2003) monitorearon la comunidad coralina de Bahía Chengue durante un período de 7 años, cuantificando una cobertura coralina inicial de 34.5 %, la cual permaneció constante entre 1993 y 1999. Este valor no solamente es mayor a los cuatro arrecifes de la zona, sino también a los otros arrecifes monitoreados en el Caribe (Caro-Zambrano, 2003). Según los autores, el arrecife en Bahía Chengue se encuentra en un mejor estado de conservación con respecto a otros arrecifes de la zona. No obstante, este monitoreo (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003) solamente cubrió una longitud de 50 m lineales y un intervalo de profundidad de 9 m a 12 m, a lo que se podría atribuir la estabilidad de los datos, ya que para detectar cambios en poco tiempo se requeriría un tamaño muestral mayor al utilizado por CARICOMP (Green y Smith, 1997), como el adoptado en este estudio (mínimo de 200 m en cada arrecife, en un intervalo de profundidad entre 1.5 m y 29 m y una mayor escala de tiempo).

Al analizar el cambio en la cobertura coralina por especies en cada arrecife, resulta extraño que pocas especies hayan presentado diferencias estadísticamente significativas al comparar sus coberturas en el tiempo, ya que muchas especies exhiben valores diferentes entre pasado y presente, tanto en términos absolutos como relativos. Esto se puede deber a que cada una de las

especies pierde muy poca cobertura en cada transecto, y por lo tanto el cambio no es detectado estadísticamente en cada una de las especies, o simplemente el análisis utilizado no es el más apropiado para detectar las diferencias en los datos.

*S. radians* fue la única especie que redujo su cobertura en el tiempo de forma significativa, tanto en Punta Betín como en Morro, lo cual resulta extraño, ya que esta especie es considerada una de las más tolerantes al estrés en el Caribe, al ser encontrada en lugares con alto grado de perturbación. Según Lirman *et al.* (2002) no sólo resiste baja salinidad y altas tasas de sedimentación, sino que es altamente resiliente, debido a que las colonias, luego de perder una gran cantidad de tejido, lo recuperan rápidamente. Por su parte, *Montastrea cavernosa* presentó alta reducción de cobertura relativa en el 2002 respecto al pasado, concordando con lo encontrado por Caro-Zambrano (2003), quien la registró como la especie con mayor pérdida de cobertura en la Bahía de Santa Marta entre 1998 y 2002. Sin embargo, *M. cavernosa* sigue siendo la especie dominante junto con *M. annularis* (con coberturas mayores al 20 %) con respecto a la mayoría de especies que se consideran intermedias y raras en el arrecife por sus menores coberturas. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por varios autores tales como Solano (1987), quien para bahía Chengue encontró que los escleractíneos más abundantes de cada estación contribuían con más del 70 % de la cobertura total de la misma, y alrededor del 60 % de las especies no superaban el 1 % de cobertura viva, aunque representaban aproximadamente el 30 % del número total de especies. *M. annularis*, por ejemplo, ha sido registrada como dominante en la Florida (Jaap *et al.*, 1989) y en las Islas Vírgenes (Edmunds, 2002), con coberturas hasta de 40 %.

La marcada dominancia de unas pocas especies, tanto en el pasado como en el presente, se refleja en los valores de diversidad, dominancia y equitatividad, los cuales, a diferencia de los de composición y cobertura, no cambiaron de manera significativa después de una década en ninguno de los arrecifes. Lo anterior indica que aunque la reducción en cobertura ha sido significativa, la pérdida de cobertura ha mantenido las proporciones entre las especies y por lo tanto la uniformidad en los índices. Así se podría decir que los índices de riqueza y diversidad, ampliamente usados en estudios ecológicos, no siempre son buenos indicadores de cambio en las comunidades en el tiempo, por lo menos en arrecifes coralinos, ya que, por ejemplo la riqueza, se puede mantener constante aunque haya cambios en composición, debido a que nuevas especies reemplazan aquellas que se extinguen localmente (McClanahan *et al.*, 2002).

Sin embargo, la mayor reducción de cobertura en las especies dominantes se reflejó, de forma leve y no significativa, con el incremento en los valores de diversidad y equitatividad en el tiempo en algunos arrecifes y a la reducción de la dominancia. De esta forma, se incrementa matemáticamente la cobertura relativa de especies intermedias y raras. Lo anterior puede estar apoyando la hipótesis de disturbio intermedio (Connell, 1978), ya que pareciera que las perturbaciones en la última década han afectado principalmente a las especies dominantes. No obstante, el hecho de una mayor equitatividad no se puede interpretar como “positivo” para el arrecife, ya que la pérdida real de cobertura coralina, sin importar la especie, hace a la comunidad menos estructurada aunque se mantenga el número de especies.

La composición coralina cambió en la última década, siendo mayor el porcentaje de cambio dentro de cada arrecife que para toda el área de estudio (total de los cuatro arrecifes), y mayor para especies que para géneros. Los cambios en cada arrecife podrían explicarse a partir de la hipótesis de partición de nichos planteada por Knowlton y Jackson (1994), según la cual muchas especies coralinas tienen alta especificidad de hábitat y nichos, lo cual limita su ámbito de distribución espacial, por lo que su dinámica poblacional, basada en densidad o cobertura, podría responder a pequeños cambios ambientales locales como calidad de agua, haciendo que algunas especies disminuyan su cobertura y otras se extingan localmente. Sin embargo, en este punto hay que tener en cuenta que la ausencia o presencia de varias especies en el muestreo actual con respecto al pasado, podría indicar una reducción en sus coberturas o densidades en el arrecife y no necesariamente su extinción o aparición en el mismo.

El cambio en la estructura coralina, en este caso en términos de cobertura y composición, podría representar, por ende, un cambio en la función como lo han registrado varios autores. Por ejemplo, se ha demostrado que la pérdida de biodiversidad, en términos de número de especies, afecta la estabilidad o persistencia de la comunidad en el tiempo (Stiling, 1999). Adicionalmente, se considera que existe relación directa entre el número de especies y la eficiencia en el uso de nutrientes, productividad (Naeem *et al.*, 1994) y resistencia a perturbaciones por parte del sistema (Tilman *et al.*, 1996). Los arrecifes coralinos se han considerado ecosistemas muy persistentes, pero poco resilientes a las constantes y fuertes fluctuaciones ambientales (McClanahan *et al.*, 2002). Por lo tanto, perturbaciones antropogénicas (directas o indirectas) que causan presiones en grupos funcionales (cambio en composición y abundancia) y en la organización ecológica (como la profundidad máxima de distribución coralina), posiblemente disminuyen la habilidad de la comunidad coralina, de recuperarse y mantenerse en el tiempo

(Connell, 1978; McClanahan *et al.*, 2002). Aunque algunas comunidades coralinas aparentemente se hayan recuperado luego de estar sometidas a perturbación y evidencien altas tasas de recolonización, se sabe que es muy difícil que vuelvan a su estado original, ya que pocas veces hay reclutamiento y reemplazamiento de colonias muertas por las mismas especies (evidenciado en Punta de Betín, Santa Marta; J. Rodríguez com. per.), presentándose también cambios en los patrones de zonación, como ocurrió en las Islas del Rosario en Colombia (Cendales *et al.*, 2002). Las poblaciones también manifiestan efectos colaterales, como una menor densidad, disminuyendo las interacciones en el sistema, como ocurrió en los arrecifes de Kaneohe Bay en Hawaii (Castro y Huber, 2000; McClanahan *et al.*, 2002).

Evidentemente, la comunidad coralina del área de Santa Marta - PNNT ha estado sometida a fuerte perturbación, determinada por factores de estrés bióticos, abióticos y antropogénicos (Díaz *et al.*, 2000). El incremento en las últimas décadas de la tasa de sedimentación-resuspensión y de la nutrificación de las aguas por variaciones en el régimen hidrológico del río Magdalena a través de la Ciénaga Grande de Santa Marta, más el aporte de aguas negras en la bahía de Santa Marta, han sido considerados los principales factores de degradación de los arrecifes a partir de los años setenta (Werding y Sánchez, 1988; 1989; Acosta, 1989; Garzón-Ferreira y Cano, 1991).

La alta tasa de mortalidad coralina en el PNN Tayrona, debido a la sedimentación, ha sido evidenciada por Acosta (1989), quien determinó que en invierno la influencia de la sedimentación (con valores de hasta 30.8 mg/cm<sup>2</sup>/día) superaba la tolerancia de los corales causando en respuesta blanqueamiento localizado. A su vez, dicho autor registró a Punta Betín como el arrecife con menor estructura y mayor deterioro con respecto a los otros arrecifes del área por estar ubicado más cerca de la fuente de perturbación (promedio anual de 3.74 mg/cm<sup>2</sup>/día en la tasa de resuspensión - sedimentación). Garzón-Ferreira y Cano (1991) propusieron la sedimentación como causante de deterioro, ya que en áreas expuestas y medianamente expuestas al oleaje, los arrecifes en general se han mantenido en buena condición (ej. Bahía Cinto). En otras regiones del Caribe colombiano la pérdida coralina a partir de la década de los ochenta también se ha atribuido principalmente al aumento en la sedimentación local por efectos antropogénicos (Ramírez *et al.*, 1986; 1994; Garzón-Ferreira y Kielman, 1993).

Por su parte, la nutrificación también parece estar influyendo de manera importante en las comunidades coralinas, especialmente en los arrecifes de Punta Betín y Morro Grande, que por ser los más cercanos al emisario submarino del Boquerón, el cual vierte al mar las aguas negras de Santa Marta

y el Rodadero, están sometidos al aporte de M.O.P y M.O.D al sistema. Esta influencia de materia orgánica se evidencia con el aumento significativo en la cobertura de esponjas en ambos arrecifes, lo cual seguramente se atribuye a su alta capacidad de utilizar M.O.P y M.O.D como fuente de alimento y a sobrevivir en ambientes con bajos niveles de luz por alta turbidez (Ruppert y Barnes, 1995). Adicionalmente, según Zea (1994), en el área de Santa Marta los arrecifes están cambiando de arrecifes coralinos a arrecifes de esponjas. La aparición de macroalgas en el muestreo de los arrecifes de Morro y Granate podría considerarse otra evidencia del aporte de nutrientes al sistema (McClanahan *et al.*, 2002). Sin embargo, en este punto es importante tener en cuenta la época del año en la que se muestreó (seca menor, caracterizada por una baja temperatura del agua) ya que de acuerdo con Bula-Meyer (1990) las algas en el parque Tayrona son fuertemente estacionales y su abundancia puede deberse a fluctuaciones naturales o a otros factores como la ausencia de herbívoros y no necesariamente a nutrificación del agua (Hughes *et al.*, 1999). Por otra parte, aunque las algas aparecieron en el muestreo en el 2002 después de no haber sido cuantificadas durante 1989 y 1992, su abundancia sigue siendo muy baja con respecto a otros arrecifes del Caribe donde llegan a ser dominantes en los arrecifes (McClanahan *et al.*, 1999; Lirman y Biber, 2000; Chiappone *et al.*, 2001), lo que se puede deber, como se explicó anteriormente, a las bajas temperaturas del agua por fenómenos de surgencia durante épocas secas (Bula-Meyer, 1990; Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002).

Aunque los valores actuales de cobertura coralina (menor cobertura en Punta Betín y mayor en Gayraca) siguen relacionándose con el gradiente de sedimentación y nutrificación registrado en el pasado (Acosta, 1989), la pérdida absoluta de coral vivo durante la última década siguió un patrón inverso (menor en Punta Betín y mayor en Gayraca) para el 2002. Si se tiene en cuenta que Gayraca es, de los cuatro arrecifes estudiados, el más alejado de las fuentes de contaminación ambiental y por lo tanto el que se ha desarrollado bajo unas condiciones de calidad de agua aparentemente mejores, es difícil explicar los factores que han determinado su alta reducción de cobertura coralina. Sin embargo, existen varias posibles explicaciones para este patrón tanto en Gayraca como en los otros tres arrecifes:

1. La menor pérdida de cobertura coralina en los arrecifes del área de Santa Marta se podría atribuir a selección natural, donde las diversas presiones de selección posiblemente han eliminado, en la última década, las especies o genotipos vulnerables y han mantenido aquellas más resistentes a las perturbaciones (i.e. *M. cavernosa*, *Siderastrea siderea*; J. Rodríguez com. per.). Contrariamente, en los arrecifes más lejanos a la fuente de perturbación (los del

PNNT), hasta ahora se estaría generando presión de selección a los diferentes genotipos, lo que se reflejó en este estudio, en una mayor pérdida relativa de cobertura para las especies menos resistentes, ya que la intensidad de las perturbaciones se ha incrementado en el tiempo (J.M. Díaz com. per.).

2. Parte de la pérdida de cobertura coralina, en la última década, se podría explicar por buceo intensivo, especialmente en el arrecife de Granate, el cual sufrió comparativamente los mayores cambios en la estructura con respecto a lo registrado por Acosta (1989). El buceo es una práctica frecuente en Granate (siendo Santa Marta y el Parque, visitados anualmente por unos 100.000 turistas; Díaz *et al.*, 2000) y ha aumentado considerablemente en la última década, debido a una concesión otorgada por la unidad de Parques Nacionales Naturales para que los operadores de buceo locales concentren sus actividades casi exclusivamente en este arrecife (J.M. Díaz com. per.). Aunque no se ha cuantificado el impacto del buceo sobre los arrecifes en el área de estudio, se sabe que causan disminución en la cobertura coralina en otros arrecifes, como lo calcularon Hawkins y Roberts (1997). Estos autores proponen un umbral de 4000-6000 buzos anuales en un arrecife, donde superada esta cifra, pequeños aumentos en la intensidad de buceo causan un aumento exponencial (de hasta 20 %) en el porcentaje de pérdida de cobertura de coral vivo.

3. La pesca con dinamita es una práctica que se usa desde 1979 de forma extensiva en todas las bahías, aunque al parecer en la última década ha sido un poco controlada. El efecto de la dinamita se ejerce directa y negativamente sobre la cobertura coralina, principalmente de grandes colonias, más propensas a sufrir mortalidad y daño mecánico, como se pudo observar en Granate, donde había colonias fragmentadas de los géneros *Montastrea* y *Colpophyllia*. La bahía de Gayraca también presenta una fuerte influencia pesquera, y Garzón-Ferreira y Cano (1991) detectaron la presencia, casi constante de pescadores con dinamita. Además la bahía posee, desde hace algunos años, carretera de acceso, lo cual puede haber aumentado tanto la pesca como el turismo.

4. El efecto de enfermedades coralinas y la bioerosión al parecer también está disminuyendo la cobertura de las diferentes poblaciones coralinas. Las enfermedades fueron cuantificadas para el Caribe colombiano por Barrios (2000), quien encontró un total de siete que afectan los corales y, aunque éstas son de las condiciones de deterioro las menos frecuentes, son las que presentan mayor mortalidad asociada. Adicionalmente, la autora reportó al PNNT como la región de todo el Caribe colombiano más afectada por mortalidad coralina actual asociada con enfermedades. La bioerosión, por su

parte, reduce la cobertura coralina, como por ejemplo *M. cavernosa*, que fue registrada por Kielman y Hofman (1988) como una de las especies más afectadas por esponjas excavadoras, especialmente las del género *Aka*, en el arrecife de Morro.

5. Otra opción podría ser el efecto de huracanes (i.e. Mitch 1998 y Lenny 1999). Posiblemente estos contribuyeron a un mayor deterioro en unos arrecifes con respecto a otros, ya que su efecto podría depender de forma directa de la abundancia o cobertura coralina o del grado de exposición de la bahía (S. Zea, com. per.).

El efecto sinérgico de todos los factores de deterioro, tanto naturales (interacciones) como antropogénicos, son los que posiblemente han determinado el estado de las comunidades coralinas en el área de Santa Marta-PNNT, aunque sin seguimiento y experimentación es muy difícil determinar cuáles causas han influido con mayor intensidad y en qué momento. Nuevos estudios deben enfocarse en la posibilidad de recuperación de este ecosistema de forma natural a través del reclutamiento coralino, y nuevas medidas de manejo deben tomarse en el área con el fin de mitigar los factores de perturbación ya conocidos, ya que el deterioro de las comunidades coralinas en estructura y posiblemente en función implica pérdida de bienes y servicios para las comunidades costeras.

Como conclusión, podemos indicar que las comunidades coralinas de los arrecifes de Punta Betín, Morro Grande, Granate y Gayraca en la región de Santa Marta-PNNT han cambiado significativamente en la última década hacia un estado de mayor deterioro. Este cambio se evidencia, principalmente, en la composición de especies y en la pérdida de cobertura coralina que han sufrido todos los arrecifes. Los datos obtenidos en este estudio así como los registros de otros arrecifes en el Caribe, confirman la dirección y la magnitud de cambio, indicando que estas tasas de deterioro son altas e insostenibles en escalas ecológicas. Por lo tanto, de continuar esta tasa de pérdida coralina, en pocas décadas o siglos hablaremos no sólo de extinción local de especies, sino de arrecifes. Por lo tanto, las fuentes de perturbación identificadas en los diferentes estudios deben mitigarse (hasta donde sea posible) a través de planes de manejo a corto, mediano y largo plazo; y de esta forma permitir a los arrecifes recuperarse y mantenerse en el tiempo.

## AGRADECIMIENTOS

Al INVEMAR por el apoyo económico y logístico prestado para realizar este proyecto.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A. 1989. Composición y estructura de la comunidad de corales hermatípicos en tres zonas representativas de la región de Santa Marta (mar Caribe colombiano). Tesis de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 242p.
- Acosta, A. y S. Zea. 1997. Sexual reproduction of the coral *Montastrea cavernosa* (Scleractinia, Faviidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. *Marine Biology*, 128:141-147.
- Antonius, A. 1972. Occurrence and distribution of stony corals (Anthozoa and Hydrozoa) in the vicinity of Santa Marta, Colombia. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, 6:89-103.
- Barrios, L.M. 2000. Evaluación de enfermedades en corales pétreos del Caribe colombiano. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 155p.
- Brattström, H. 1980. Rocky-shore zonation in the Santa Marta area, Colombia. *Sarcia*, 65:163-226.
- Brüggemann, J., M. Hernández, E. Rodríguez, J. Soler y R. Tapper. 2002. Biodiversity and tourism in the framework on the Convention of Biological Diversity: The case of Tayrona National Park, Colombia. Report of the Workshop at Cañaveral, Tayrona National Park, 25 - 30 November 2001, German Federal Agency for Nature Conservation, 41p.
- Bula-Meyer, G. 1990. Altas temperaturas estacionales del agua como condición disturbadora de las macroalgas del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano: una hipótesis. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín*, 19-20:9-21.
- Caro-Zambrano, C. 2003. Patrones de variación temporal y espacial de los arrecifes coralinos colombianos monitoreados en el período 1998-2001. Tesis de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 182p.
- Castro, P. y M.E. Huber. 2000. *Marine Biology*. 3<sup>rd</sup> Edition. McGraw Hill Higher Education, USA, 444p.
- Cendales, M.H., S. Zea y J.M., Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario y Barú (Mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 26(101):497-510.
- Chiappone, M., K. Sullivan, G. Bustamante y J. Tschirky. 2001. A rapid assessment of coral reef community structure and diversity patterns at naval station Guantánamo Bay, Cuba. *Bull. Mar. Sci.*, 69:373-394.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 119:1302-1310.
- \_\_\_\_\_. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Proceedings of the 8<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium*. Panamá, junio 24-29, 1: 9-22.
- De Jongh, B.O. 1990. A comparison between quantitative taxonomic and physiognomic survey methods of hard substrate communities of the Santa Marta area, NE Colombia. Tesis de Grado, Institute of Taxonomic Zoology University of Amsterdam, 5-30pp.

- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras, Bogotá, 7:1-150.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas Coralinas de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis" INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones especiales No. 5., 17-28, 130-136, 155-167pp.
- Díaz-Pulido, G. y J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar.*, 45:284-292.
- Edmunds, P. 2002. Long-term dynamics of coral reefs in St. John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 21: 357-367.
- Erhardt, H. y B. Werding. 1975. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la Bahía de Santa Marta. *Boletín Museo del Mar*, 7: 3-50.
- Garzón-Ferreira, J. 2001. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: 2000. Serie documentos generales No. 3, Santa Marta, Colombia. 25-36pp.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Manusc. VII Concur. Nal. Ecol. FEN/INVEMAR, Bogotá, Santa Marta. 82p.
- Garzón Ferreira, J. y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. *Proc. Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*. RSMAS, Univ. Miami, Miami, 247-253pp.
- Ginsburg, R. (Com). 1994. *Proc. Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*. RSMAS, Univ. Miami, Miami, 420p.
- Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN). 2000. Status of Coral Reefs of the World: 2000. C. Wilkinson (Ed). Australian Institute of Marine Science, Cape Ferguson, Queensland and Dampier, Western Australia, 363p.
- Green, R.H. y S.R. Smith. 1997. Sample program design and environmental impact assessment on coral reefs. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* Panamá., 2:1459-1464.
- Hallock, P., Müller-Karger, F.E. y J.C. Halas. 1996. *Oceanography. Contemporary readings in Ocean Sciences*. Third Edition, K. Gordon Pirie (Ed). Oxford Univ. Press., 233-249pp.
- Hawkins, J.P. y C.M. Roberts. 1997. Estimating the carrying capacity of coral reefs for SCUBA diving. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* Panamá., 2: 1923-1926.
- Hughes, T. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large scale degradations of a Caribbean coral reef. *Science*, 265:1547-1551.
- Hughes, T.P., A.M. Szmant, R.S. Steneck, R.C. Carpenter y S. Miller. 1999. Algal blooms on coral reefs: what are the causes? *Limnol. Oceanogr.*, 44:1583-1586.
- Hughes, T. y J. Tanner. 2000. Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology*, 81: 2250-2263.

- Jaap, W.C., W.G. Lyons, P.H. Dustan y J.C. Halas. 1989. Stony Coral (Scleractinia and Milleporina) community structure at Bird Key Reef, Ft. National Monument, Dry Tortugas, Florida. Florida Marine Research Publications, No. 46, 1-23 pp.
- Kielman, M. y C. Hofman. 1988. A quantitative study on the excavating sponges of the Santa Marta area, Colombia. Institute of Taxonomic Zoology. Tesis de Grado. University of Amsterdam. Amsterdam, 20-39pp.
- Knowlton, N. y J.B.C. Jackson. 1994. New taxonomy and niche partitioning on coral reefs: jack of all trades or master of some? Trends Ecol. Evol., 9:7-9.
- Lirman, D. y P. Biber. 2000. Seasonal dynamics of macroalgal communities of the northern Florida Reef Tract. Bot. Mar., 43:305-314.
- Lirman, D., D. Manzello y S. Maciá. 2002. Back from the dead: The resilience of *Siderastrea radians* to severe stress. Coral Reefs, 21:291-292.
- Loya, Y. 1972. Community structure and species diversity of hermatipic corals at Elliat, Red Sea. Mar. Biol., 23:100-123.
- McClanahan, T., R.B. Aronson, W.F. Precht y N.A. Muthiga. 1999. Fleishy algae dominate remote coral reefs of Belize. Coral Reefs, 18:61-62.
- McClanahan, T., N. Polunin y T. Done. 2002. Ecological states and resilience of the coral reefs. Conserv. Ecol., 6: 18.
- Magurran, A. 1998. Ecological Diversity and its Measurement. Princenton Univ. Press, Princenton, NJ, USA, 179 pp.
- Naeem, S., L.J. Thompson, S.P. Lawler, J.H. Lowton y R.M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature, 368:734-737.
- Pandolfi, J.M. 1999. Response of Pleistocene coral reefs to environmental change over long temporal scales. Amer. Zool., 39:113-130.
- \_\_\_\_\_. 2002. Coral community dynamics at multiple scales. Coral Reefs, 21:13-23.
- Pandolfi, J.M. y J.B.C. Jackson. 1997. The maintenance of diversity on coral reefs: Examples from the fossil record. Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp. Panamá, 1:397-404.
- Porter, J.W. y K.G. Porter. 2002. Detection of coral reef change by the Florida Keys coral reef monitoring project. The Everglades, Florida Bay and coral reefs of the Florida Keys. An ecosystems sourcebook. CRC Press, Miami, 755-769 pp.
- Porter, J.W., P.H. Dustan, W.C. Jaap, K.L. Patterson, V. Kosmynin, O.W. Meier, M.E. Patterson y M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. Hydrobiologia, 460: 1-24.
- Prahl, H. y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. Fondo para la protección del medio ambiente "José Celestino Mutis" - FEN- Bogotá, Colombia, 231-245 pp.
- Ramírez, A., I. De Ramírez y J. Correal. 1986. Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional Submarino Los Corales del Rosario (Mar Caribe), Colombia. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia, 11-23 pp.

- Ramírez, A., D. Miranda y G. Viña. 1994. Estructura arrecifal del archipiélago de San Bernardo (Mar Caribe, Colombia). Estudio de línea base. *Trianea*, 5:189-219.
- 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. INVEMAR, Serie de Publicaciones especiales No. 8, Santa Marta, 170pp.
- Ruppert, E.E. y R.D. Barnes. 1995. Zoología de los invertebrados. 6a Edición. McGraw Hill, Interamericana, Mexico, 1114 pp.
- Solano, O.D. 1987. Estructura y diversidad de la comunidad de corales hermatípicos en la Bahía de Chengue. Tesis de grado. Universidad Nacional. Bogotá, 111pp.
- Stiling, P.D. 1999. Ecology. Theories and Applications. 3<sup>rd</sup> Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. USA. 638pp.
- Tilman, D., D. Wedin y J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379:718-720.
- Ugland, K.I., J.S. Gray y K.E. Ellingsen. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. *J. Animal Ecology*, 72: 888-897.
- Werding, B. y H. Sánchez. 1988. Deterioro observado en las formaciones coralinas de la Bahía de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 18: 9-16.
- Werding, B. y H. Sánchez. 1989. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. *Medio Ambiente*, 10(2):61-68.
- Zea, S. y F. Duque-Tobón. 1989. Bleaching of reef organisms in the Santa Marta Region, Colombia: 1989 Caribbean-wide event. *Trianea*, 3:37-51.
- Zea, S. 1993. Cover of sponges and other sessile organisms in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean Sea. *Carib. J. Science*, 29:75-88.
- \_\_\_\_\_. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. En: *Sponges in time and space: Biology, Chemistry, Paleontology*. R.W.M. van Soest, T.M.G. van Kempen y J.-C. Braekman (eds.), Balkema, Rotterdam, 257-264pp.

FECHA DE RECEPCIÓN:18/03/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:16/09/05

**DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:**

*Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Cra. 7 No. 43 - 82. Edificio 53, oficina 112. Bogotá, Colombia. Correo-e: s1512145@student.rug.nl (S.M.), laacosta@javeriana.edu.co (A.A.)*



## **TASA DE PRODUCCIÓN DE FECAS Y COPROFAGÍA EN *EUCALANUS SUBTENUIS* (COPEPODA, CALANOIDEA), BAJO CONDICIONES CONTROLADAS DE LABORATORIO**

*John Gabriel Ramírez, Andrés Franco-Herrera, Daniel Rincón y Leonardo Castro*

### **RESUMEN**

Con el fin de determinar la morfometría, el volumen, la tasa de producción de fecas y el índice de coprofagia, así como detectar algunas estrategias alimenticias del copépodo herbívoro *Eucalanus subtenius*, se realizaron 12 experimentos en laboratorio evaluando su egestión en períodos cortos de tiempo. Se aplicaron dos tratamientos de alimentación a los copépodos con dos clases de talla de fitoplancton a diferentes concentraciones, medidas como niveles de clorofila *a*: 0-25  $\mu\text{m}$  (pico y nanofitoplancton) y 25-85  $\mu\text{m}$  (microfitoplancton). La fuente de alimento fue obtenido de las capas superficiales del agua durante los meses de febrero a mayo de 2001 en la región costera del Caribe central de Colombia. Para copépodos de longitud promedio de 1855.45  $\pm$  20.50  $\mu\text{m}$ , se encontró que la longitud de las fecas fluctuaron entre 66.66 y 315  $\mu\text{m}$ , siendo más largas en copépodos alimentados con tallas menores de fitoplancton. El diámetro promedio varió entre 12.5 y 58.3  $\mu\text{m}$  y el volumen entre  $1.3 \times 10^4$  y  $6.3 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ . El número de fecas egestadas por copépodo fluctuó entre 0 y 1.52 fecas  $\text{cop}^{-1}$  y entre 0 y 2.10 fecas  $\text{cop}^{-1}$ , para los tratamientos con tallas de 0-25  $\mu\text{m}$  y 25-85  $\mu\text{m}$ , respectivamente, sin depender de la concentración fitoplanctónica con que se estaban alimentando. La tasa de producción de fecas fue de 1.65 fecas  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  para tratamientos con fitoplancton de tallas menores y de 2.04 fecas  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  con fitoplancton de tallas mayores, sin presentarse diferencias significativas entre tratamientos, es decir que esta tasa de producción no depende de la concentración ni de la talla del alimento. Los copépodos alimentados con menores tallas presentaron un índice promedio de coprofagia tolerado de 20.02%, mientras que para alimentados con tallas superiores, el valor fue en promedio de 36.41%, en respuesta a una búsqueda del alimento más activa que incrementa la probabilidad de encuentro de las fecas en la botella de egestión. Globalmente, *E. subtenius* es una especie herbívora y de acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, al parecer presenta hábitos detritívoros producto de la coprofagia, además de una adecuada adaptabilidad para la selección y aprovechamiento del alimento.

**PALABRAS CLAVE:** Fecas, Copépodos, Fitoplancton, Surgencia, Caribe colombiano.

## ABSTRACT

**Faeces production rate and coprophagy in *Eucalanus subtennis* (Copepoda: Calanoidea), under laboratory controlled conditions.** Twelve laboratory experiments to evaluate the egestion in short time periods at the herbivorous copepod *Eucalanus subtennis*, were carried out with the aim to obtain data about the morphometry, volume, faeces production rate and coprophagy index, as well as to detect some feeding strategy. Two feeding treatments with different phytoplankton size classes (measured as chlorophyll *a* concentration) were applied to the copepod: 0-25  $\mu\text{m}$  (pico and nanophytoplankton) and 25-85  $\mu\text{m}$  (microphytoplankton). The food source was obtained from the surface water in the Caribbean central coast region, between February and May 2001. At copepods with mean total size of 1855.45  $\pm$  20.50  $\mu\text{m}$ , faeces length fluctuated between 66.66 and 315  $\mu\text{m}$ , being longer when copepods fed with smaller phytoplankton size. The faeces diameter ranged from 12.5 to 58.3  $\mu\text{m}$  and the volume from  $1.3 \times 10^4$  and  $6.3 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ . The egested faeces fluctuated between 0 and 1.52 faeces  $\text{cop}^{-1}$  and 0 and 2.10 faeces  $\text{cop}^{-1}$ , for the two size feeding treatments (0-25  $\mu\text{m}$  and 25-85  $\mu\text{m}$ ), respectively, without dependence of the phytoplankton concentration. At treatments with smaller size phytoplankton, the faeces production rate was 1.65 faeces  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  and 2.04 faeces  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  for longer size phytoplankton, without significant differences between treatments, that is, the faeces rate production doesn't depend on food concentration and size. Copepods fed with smaller size phytoplankton had a mean tolerated coprophagy index of 20.02%, while those fed with longer phytoplankton was of 36.41%, responding to a more food active search that increase the finding probability in the egestion bottle. Globally, *E. subtennis* is a herbivorous species, but considering the results, could be a detritivorous copepod product of the coprophagy and a great adaptability to select and use the food.

**KEY WORDS:** Faeces, Copepod, Phytoplankton, Upwelling, Colombian Caribbean.

## INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas pelágicos costeros, el fitoplancton es considerado como el principal productor primario de materia y energía a través de los procesos fotosintéticos. El flujo de este alimento hacia niveles tróficos superiores es canalizado especialmente a través del zooplancton herbívoro. Sin embargo, parte de este flujo energético es utilizado por esta comunidad para su crecimiento, reproducción así como para la generación de metabolitos. Según Banse (1995), las fecas que generan estos organismos revisten de gran importancia dentro de la red trófica, pues de acuerdo a la cantidad y características, pueden ser objeto de coprofagia, remineralización dentro de la columna de agua (Cowie y Hedges, 1996) o sedimentación en el fondo marino (Landry *et al.*, 1995). Así por ejemplo, en muchos casos una feca puede presentar materia orgánica parcialmente digerida, la cual potencialmente es transformada por acción bacteriana (i.e. loop microbial) quedando nuevamente

disponible para los diferentes tipos de consumidores que de ellas pueden adquirir energía (Cowie y Hedges, 1996; Barnes y Hughes, 1998).

En el mar Caribe colombiano, se desconoce la capacidad de producción de fecas por las comunidades zooplanctónicas. Estudios preliminares para el área, han mostrado al copépodo herbívoro *Eucalanus subtenuis* como una de las especies más representativa en la columna de agua para la época de surgencia (Bernal, 2000), cuya ingestión al parecer está determinada por el tamaño o longitud máxima de la célula y la calidad del alimento, además de tener un impacto de pastoreo relativamente alto que fluctúa entre 0.1 y 0.8% (Franco-Herrera y Castro, en rev), comparable al de otras especies de pequeños copépodos presentes en diferentes sistemas tropicales y subtropicales, inclusive en áreas de fuertes surgencias como Perú y la región centro-sur de Chile (Boyd *et al.*, 1980; Castro *et al.*, 1991). De esta forma, es probable que esta especie tenga la capacidad de generar un importante flujo energético a través de sus fecas y favorecer eventualmente los procesos de remineralización y/o sedimentación de la materia orgánica particulada y/o disuelta allí presente. Basados en esta hipótesis, el objetivo de esta investigación fue cuantificar a nivel experimental la tasa producción de fecas de *Eucalanus subtenuis* bajo condiciones controladas de temperatura y salinidad y teniendo en cuenta la concentración y tamaño del alimento (i.e. fitoplancton). Aunque este estudio pretendió en un principio determinar la cantidad de fecas producidas, los resultados evidenciaron coprofagia, lo cual condujo a más información sobre los procesos tróficos que *E. subtenuis* podría emplear como parte de su estrategia alimenticia.

## METODOLOGÍA

### Trabajo en campo

Se realizaron 12 capturas en campo de mesozooplankton superficial entre los meses de febrero y mayo de 2001, específicamente en el sector noroeste de la Bahía de El Rodadero, Caribe central colombiano (Figura 1), para lo cual se utilizó una red simple con un diámetro de boca de 29 cm, longitud de 58 cm y abertura de poro de 250  $\mu\text{m}$ . Se realizaron arrastres horizontales circulares por 5 min. El contenido del colector fue depositado inmediatamente izada la red en un recipiente de vidrio con capacidad nominal de 5 l, provisto previamente con agua del área de arrastre. Se mantuvo una agitación manual moderada y constante para evitar decantación de los individuos hasta su traslado al laboratorio, donde se realizaron varias fases en cada experimento.

### **Fase de inanición**

La muestra de zooplancton viva fue observada en su totalidad en un estereoscopio ZEISS Stemi DV4, seleccionando para cada experimento un total de 150 individuos adultos de la especie *E. subtenuis*. Estos fueron inmersos en un recipiente de vidrio con 5 l de agua de mar, previamente filtrada a través de filtros GF/C de 1.2  $\mu\text{m}$  (Dam, 1986; Morales *et al.*, 1990), durante 3 h. Dicho recipiente se encontraba dividido con una red con abertura de poro de 350  $\mu\text{m}$  para permitir que las fecas se decantaran, evitando así que los copépodos pudieran eventualmente ingerirlas.

### **Fase de alimentación**

Los copépodos fueron trasladados a un nuevo recipiente de 5 l con agua de mar traída de la zona de los arrastres de zooplancton, es decir, se alimentaron a partir de las concentraciones fitoplanctónicas que se encontraban en las capas superficiales en el medio natural, por lo cual cada experimento tuvo diferente concentración de fitoplancton. La abundancia fitoplanctónica, medida como concentración de clorofila *a* en el agua (i.e. oferta de alimento) fue estimada a partir del método fluorométrico (Parsons *et al.*, 1984), utilizando un equipo Shimadzu RD-50 con una precisión de  $\pm$  0.001 unidades lumínicas de fluorescencia. Se efectuaron dos tratamientos, uno utilizando fitoplancton de tallas (i.e. longitud máxima lineal de la célula) entre 0 - 25  $\mu\text{m}$ , para el cual se adelantaron seis experimentos y otro con tallas entre 25 - 85  $\mu\text{m}$ , donde se hicieron el mismo número de experimentos. Para todos los casos, se mantuvo la temperatura del agua entre 22 y 24°C y en oscuridad, lo cual asegura una mayor ingestión por parte de los copépodos (Arinardi *et al.*, 1990). Para todos los experimentos el tiempo de alimentación fue de 2 h, pretendiendo obtener llenado intestinal y a su vez evitar procesos de defecación (Dam, 1986; Morales *et al.*, 1990).

### **Fase de tasa de producción de fecas**

Una vez finalizada la etapa de alimentación, se procedió a depositar grupos de siete copépodos en 13 botellas de egestión, para evaluar la producción de fecas cada 5 min durante 1 h, según lo propuesto por el método horario de Dagg y Walser (1987). Cada botella de excreción presentaba un volumen de 2 l, con forma acusada, totalmente oscurecida y dispuesta con una malla de 350  $\mu\text{m}$  en la mitad para permitir la decantación de las fecas e imposibilitar que los copépodos descendieran y realizaran coprofagia. Los copépodos fueron narcotizados con agua carbonatada (soda: agua de mar 5:1) cada 5 min para evitar cambios bruscos en el medio que pudieran alterar el

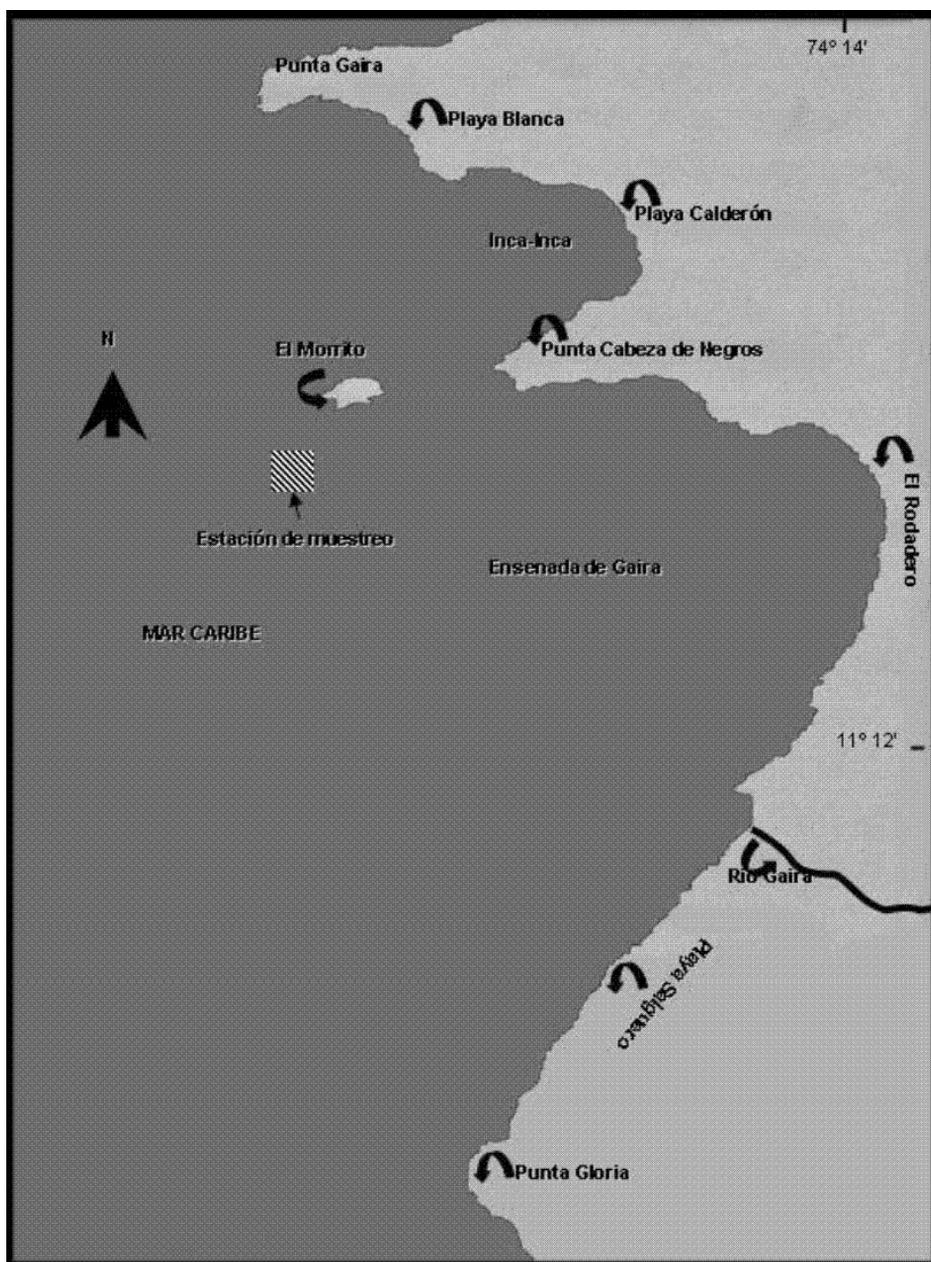


Figura 1. Ubicación geográfica del lugar de recolección del fitoplancton y zooplancton para la realización de los experimentos en laboratorio. La flecha señala el punto específico para la obtención de las muestras en campo (Tomado y modificado de Franco-Herrera, 2005).

contenido intestinal (Morales *et al.*, 1990; Bautista y Harris, 1992). Una vez aplicado dicho procedimiento a la totalidad de las botellas, se desalojó el agua para cada botella sobre un filtro Whatman AH-934 con abertura de poro de 1.5  $\mu\text{m}$ , donde se recolectaron las fecas producidas por los copépodos de cada una de las botellas.

Las fecas fueron cuantificadas en número y volumen asumiendo una forma cilíndrica (Dagg y Walser, 1987), además de diferenciarse entre completas y fraccionadas. La morfometría de las fecas (i.e. longitud, diámetro y volumen) se analizó con base en los valores mínimos, máximos y promedio para cada variable. Paralelamente, para estimar la tasa de producción de fecas en número (completas) y en volumen (completas + fraccionadas) para cada experimento, se construyeron curvas de producción de fecas -vs- tiempo a partir del programa Tables-Curves<sup>®</sup>. Se aplicó una prueba *t*-student pareada, para detectar diferencias significativas entre experimentos. Para detectar algún tipo de relación entre las diferentes concentraciones del alimento ofrecido y el número y volumen de fecas egestadas se aplicó un análisis de correlación de Pearson (Ludwig y Reynolds, 1988), para cada uno de los tratamientos.

Durante los experimentos se detectaron disminuciones tanto en el número como en volumen de fecas en los tiempos finales. Esto supuso, que los copépodos presentaron procesos de coprofagia a partir de los planteamientos de Penry y Frost (1991), quienes atribuyen el encuentro de fracciones o pérdida de fecas a eventos de coprofagia por parte de los copépodos. Con base en lo anterior, propusieron una estimación del Índice de coprofagia (I.C.s.) a partir del número de fracciones de fecas (fr) y fecas completas (f) encontradas a partir de la ecuación:

$$\text{I.C.s.} = \frac{\text{fr}}{\text{fr} + \text{f}} \times 100$$

Sin embargo, este método puede subestimar o sobreestimar la coprofagia, ya que no se sabe si las fracciones son producto de diferentes o de una misma feca, por lo tanto la decisión de cuantas fracciones hay se convierte en un evento subjetivo. Con el fin de realizar una aproximación más detallada a estos eventos, se propuso entonces para esta investigación el Índice de coprofagia tolerado (I.C.t.) el cual evalúa las fracciones de fecas a partir del volumen y no del número, usando la ecuación:

$$\text{I.C.t.} = \frac{((\text{Tev} / \text{fv}) - \text{Ten}) \times 100}{\text{Tev-fv}}$$

donde,  $T_{ev}$  es la tasa de evacuación en volumen,  $T_{en}$  la tasa de evacuación en número  $f_v$  el volumen promedio por feca.

Al evaluar sólo fecas completas en número y fecas completas más fracciones en volumen, permite mostrar una diferencia lógica a favor de la determinación en volumen. Si se asume que las fracciones encontradas son producto de la coprofagia y no por deficiencias de recolección, entonces la diferencia entre el número y volumen de fecas está mostrando la proporción de estas que fue objeto de alimentación y por ende calcular el porcentaje de esta actividad alimenticia que *E. subtenuis* empleó. Para detectar diferencias significativas entre tratamientos en el índice de coprofagia tolerado, se adelantó una prueba *t*-student de comparación de medias.

## RESULTADOS

### Oferta de alimento en los experimentos

La concentración de alimento utilizado (i.e. fitoplancton) varió en cada uno de los tratamientos y experimentos, fluctuando entre 3.23 y 14.09  $\mu\text{g l}^{-1}$  para los tratamientos realizados con tallas de fitoplancton entre 0-25  $\mu\text{m}$  y entre 0.42 y 3.86  $\mu\text{g l}^{-1}$  para la tallas de 25-85  $\mu\text{m}$  (Tabla 1). La concentración fitoplanctónica de tallas menores fue significativamente mayor (*t*-student,  $n=6$ ;  $P<0.05$ ) a la presentada por las tallas mayores.

Tabla 1. Concentración de fitoplancton expresadas en clorofila *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en cada uno de los experimentos realizados para estimar la tasa de producción de fecas *E. subtenuis*, considerando las dos clases de tallas usadas para su alimentación.

Experimento	Tallas de fitoplancton	
	0 - 25 $\mu\text{m}$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	25 - 85 $\mu\text{m}$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
1	14.09	1.03
2	6.91	3.09
3	3.23	3.86
4	5.80	1.29
5	6.34	0.42
6	10.59	0.69

### Morfometría de las fecas

La longitud de las fecas para el tratamiento con alimento entre 0-25  $\mu\text{m}$  presentó un promedio de 161.04  $\pm$  5.04  $\mu\text{m}$  ( $n=198$ ), con valores máximos promedio de 315  $\pm$  30.09  $\mu\text{m}$  ( $n=6$ ) y mínimos promedio de 66.66  $\pm$  4.49 ( $n=6$ ). Para la fracción de alimento entre 25-85  $\mu\text{m}$  el promedio de longitud fue de 151.09  $\pm$  3.07  $\mu\text{m}$  ( $n=217$ ), con un máximo y mínimo

promedio de  $271.66 \pm 25.22 \mu\text{m}$  ( $n=6$ ) y  $73.33 \pm 7.60 \mu\text{m}$  ( $n=6$ ), respectivamente (Figura 2a). Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para las longitudes de las fecas ( $t$ -student,  $n_1=198$ ,  $n_2=217$ ,  $P<0.05$ ), siendo mayores cuando los copépodos se alimentaron con fitoplancton de talla 0-25  $\mu\text{m}$ .

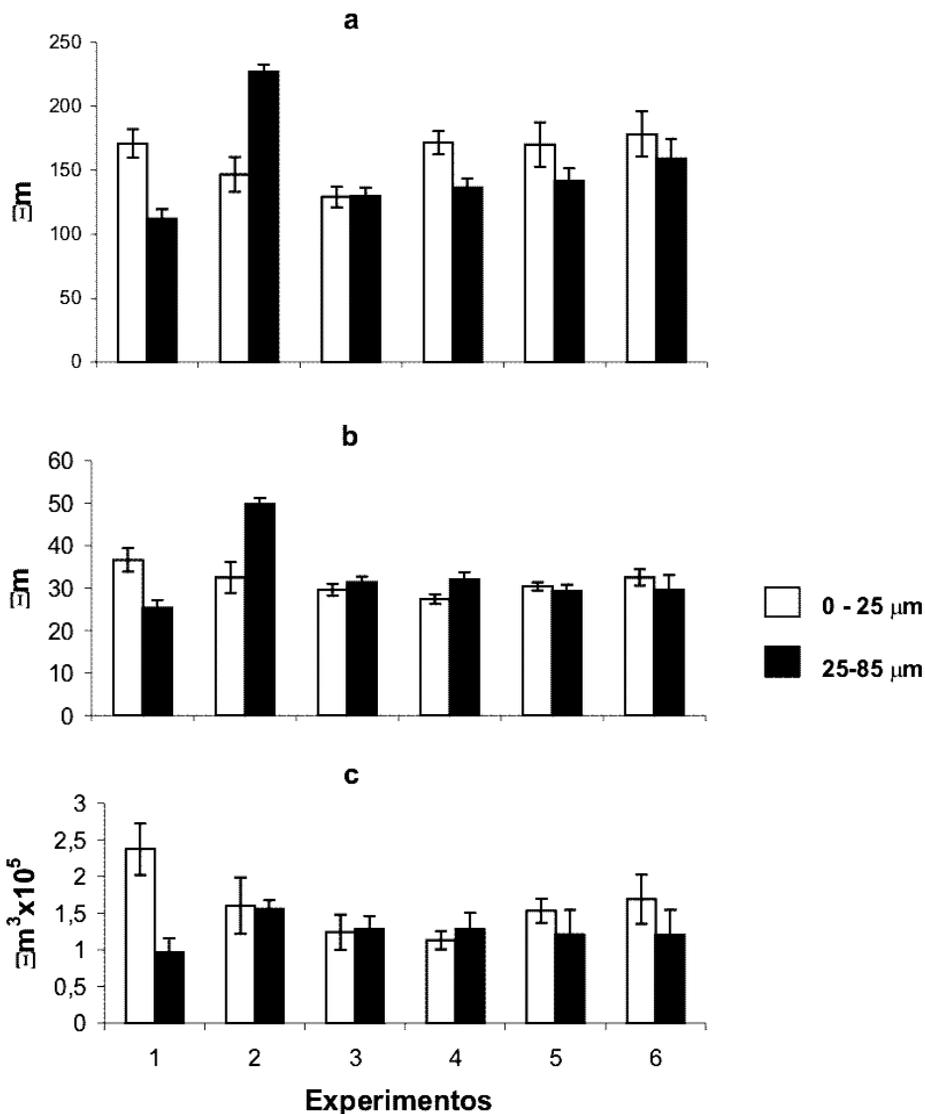


Figura 2. Longitud (a), diámetro (b) y volumen (c) promedio de la fecas egestadas por *Eucalanus subtenuis* durante los experimentos realizados, aplicando dos tratamientos alimenticios: fitoplancton de 0-25  $\mu\text{m}$  y de 25-85 $\mu\text{m}$ . ( $\square$ ): error estándar.

Con respecto al diámetro de las fecas, se encontraron valores promedio de  $31.86 \pm 0.65 \mu\text{m}$  ( $n=198$ ) para el tratamiento de alimento entre  $0-25 \mu\text{m}$  y máximos promedio de  $51.66 \pm 3.07 \mu\text{m}$  ( $n=6$ ) y mínimos promedio de  $12.50 \pm 1.11$  ( $n=6$ ). Para la alimentación con fracción fitoplanctónica de  $25-85 \mu\text{m}$ , el diámetro promedio fue de  $32.91 \pm 0.67 \mu\text{m}$  ( $n=217$ ), con un máximo y mínimo promedio de  $58.33 \pm 1.66 \mu\text{m}$  ( $n=6$ ) y  $15.00 \pm 1.29 \mu\text{m}$  ( $n=6$ ), respectivamente (Figura 2b). En este caso, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para los diámetros de las fecas ( $t$ -student  $n_1=198$ ,  $n_2=217$ ,  $P>0.05$ ), siendo entonces similares, sin importar el tamaño del fitoplancton con que se alimentaron.

Para el caso del volumen por feca, se obtuvo un promedio de  $159166.37 \pm 94.92 \mu\text{m}^3$  ( $n=198$ ) al alimentarlos con fitoplancton de  $0-25 \mu\text{m}$ . Los máximos y mínimos promedios fluctuaron entre  $569284.10 \pm 78711.20 \mu\text{m}^3$  ( $n=6$ ) y  $13090.00 \pm 2207.32 \mu\text{m}^3$  ( $n=6$ ). Para los experimentos con fitoplancton de  $25-85 \mu\text{m}$  el promedio fue de  $124866.88 \pm 8655.43 \mu\text{m}^3$  ( $n=217$ ) con un máximo promedio de  $638137.5 \pm 114877.60 \mu\text{m}^3$  ( $n=6$ ) y un mínimo promedio de  $20453.12 \pm 4482.75 \mu\text{m}^3$  ( $n=6$ ; Figura 2c). Como era de esperarse se presentaron claras diferencias significativas entre experimentos de diferentes clases de talla del fitoplancton, fecas ( $t$ -student  $n_1=198$ ,  $n_2=217$ ,  $P<0.05$ ), siendo mayores los volúmenes cuando se alimentaban los copépodos con fitoplancton entre  $0-25 \mu\text{m}$ . Esto es debido a que si el diámetro de la feca fue similar entre tratamientos, el volumen del cilindro resulta ser una función de la longitud, la cual sí fue significativamente diferente.

### Fecas

Para los experimentos con talla de alimento fitoplanctónico de  $0-25 \mu\text{m}$ , el número y volumen de fecas egestadas fluctuó entre 0 y  $1.52 \text{ fecas cop}^{-1}$  y entre 0 y  $3 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{ cop}^{-1}$ , respectivamente. Fueron evidentes marcadas fluctuaciones durante el transcurso de cada uno de los experimentos sin describirse un patrón teórico típico, el cual consiste en un incremento en el número y volumen de fecas al pasar el tiempo (Figuras 3a y 3b). Se presentaron valores bajos de egestión de fecas hacia los tiempos iniciales y finales de los experimentos (e.g.  $< 1 \text{ feca cop}^{-1}$  ó  $< 1 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{ cop}^{-1}$ ). Los mayores números de fecas se encontraron principalmente entre los 20 y 40 min, con valores cercanos a  $1.5 \text{ fecas cop}^{-1}$  ó  $3 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{ cop}^{-1}$ .

Para los experimentos con talla de alimento fitoplanctónico de  $25-85 \mu\text{m}$ , la egestión de fecas fluctuó entre 0 y  $2.10 \text{ fecas cop}^{-1}$  y entre 0 y  $3.2 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{ cop}^{-1}$ , respectivamente. Al igual que en los experimentos anteriores, no se observó ningún patrón definido en el número y volumen de

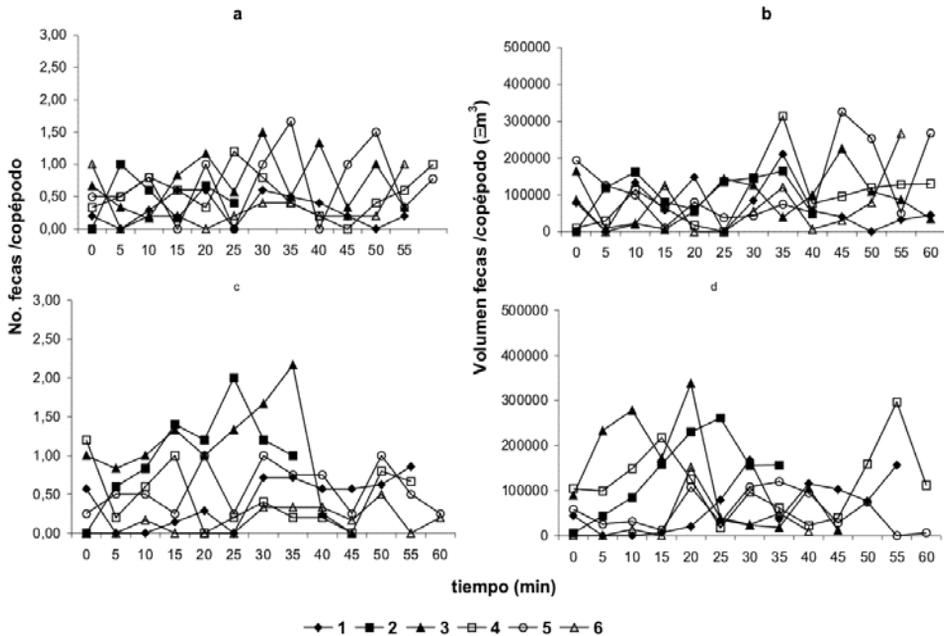


Figura 3. Número y volumen de fecas promedio egestadas por *Eucalanus subtenuis*, a lo largo de los seis experimentos realizados por el método horario, usando dos tratamientos de alimentación: fitoplancton de 0-25  $\mu\text{m}$  (a, b) y de 25-85  $\mu\text{m}$  (c, d). ( $\square$ ): error estándar.

excretas con respecto al tiempo (Figuras 3c y 3d). Los valores más bajos de producción de fecas se encontraron hacia los tiempos finales ( $< 1$  feca  $\text{cop}^{-1}$ ) si se considera esta producción en número, sin embargo, al ver la producción en volumen, los valores más bajos se obtuvieron entre los 30 y 50 min ( $< 1 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{cop}^{-1}$ ). Las mayores concentraciones se encontraron para número entre 25 y 35 min ( $> 1.5$  fecas  $\text{cop}^{-1}$ ) y para volumen a los 20 y 55 min con valores superiores a los  $3 \times 10^5 \mu\text{m}^3 \text{cop}^{-1}$ .

Los análisis de correlación de Pearson mostraron que no existió asociación alguna entre la concentración del alimento y la egestión de fecas en número ( $r^2 = -0.612$ ,  $n = 5$ ,  $P = 0.272$ , para alimentación con tallas de 0-25  $\mu\text{m}$ ;  $r^2 = 0.212$ ,  $n = 6$ ,  $P = 0.686$ , para alimentación con tallas de 25-85  $\mu\text{m}$ ) ni en volumen ( $r^2 = -0.136$ ,  $n = 5$ ,  $P = 0.827$ , para alimentación con tallas de 0-25  $\mu\text{m}$ ;  $r^2 = -0.580$ ,  $n = 6$ ,  $P = 0.226$ , para alimentación con tallas de 25-85  $\mu\text{m}$ ).

### Tasas de producción de fecas

Con el fin de determinar esta tasa de producción para *Eucalanus subtenuis* se procedió a eliminar el ruido generado por procesos de alimentación dentro de las botellas de egestión y para el caso se tomaron los datos que para

cada experimento mostraron un comportamiento ascendente con el tiempo hasta el momento en que se vio alterada la producción de fecas por los comportamientos de coprofagia antes mencionados. Tanto para la identificación de la tasa de producción de fecas en número como en volumen se encontró un comportamiento exponencial definido por la siguiente ecuación:

$$y = a + e_n x^{0.5} \ln x$$

donde,  $y$  es el número o volumen de fecas por copépodo,  $e_n$  es la tasa a la cual se producen las fecas,  $a$  es el corte de la curva en el eje  $y$ , y  $x$  es el tiempo en minutos. Este modelo fue aplicado a todos los experimentos a excepción del número dos tratado con alimento de tallas entre 0-25  $\mu\text{m}$ , ya que no se ajustó. La tasa promedio de producción de fecas fue de 1.65 +/- 0.24  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  ( $r^2=0.998$ ) para aquellos alimentados con tallas entre 0-25  $\mu\text{m}$  y de 2.04 +/- 0.41 fecas  $\text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  ( $r^2=0.998$ ), para los copépodos dispuestos con alimento de tamaño entre 25 y 85  $\mu\text{m}$  (Figura 4a y 4c). La tasa de producción de fecas evaluada en volumen fue de  $2.43 \times 10^5$  +/-  $1.40 \times 10^4 \mu\text{m}^3 \text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  ( $r^2=0.997$ ) y  $2.86 \times 10^5$  +/-  $7.40 \times 10^4 \mu\text{m}^3 \text{cop}^{-1} \text{h}^{-1}$  (Figuras 4b y 4d) para los copépodos alimentados con tallas de fitoplancton pequeñas y grandes, respectivamente. Las tasas de producción de fecas en número como en volumen, considerando las dos clases de talla fitoplanctónica utilizadas, no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos ( $t$ -student,  $n=6$ ,  $P<0.05$ ), lo que supone que esta producción no varía con respecto al tamaño del alimento.

### Índice de coprofagia tolerado

La actividad coprofágica fue evidente en todos los experimentos, sin importar la clase de talla fitoplanctónica que se les ofreciera como fuente de alimento. Para tratamiento con fitoplancton de 0-25  $\mu\text{m}$  se encontró un I.C.t promedio 20.02 +/- 11.34% ( $n=6$ ), y de 36.41 +/- 26.06 ( $n=6$ ) para tallas entre 25-85  $\mu\text{m}$ . Se encontraron claras diferencias significativas en los índices de coprofagia tolerada entre tratamientos ( $t$ -student,  $n=6$ ,  $P<0.05$ ), siendo mayor este evento alimentario en *E. subtenuis*, cuando se alimentaban de fitoplancton de tallas mayores.

## DISCUSIÓN

### Oferta de alimento

Las concentraciones de fitoplancton utilizadas para cada uno de los dos tratamientos -expresadas en concentración de clorofila  $a$ -, fueron diferentes en cada uno de los experimentos, lo cual refleja la alta variabilidad

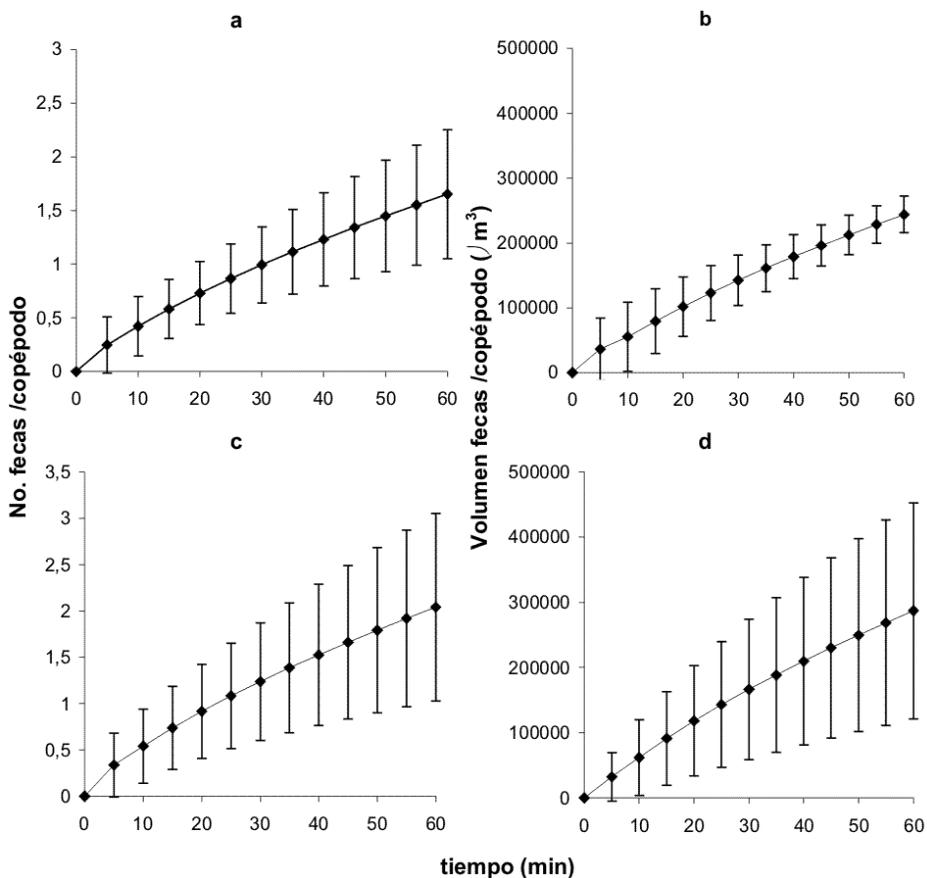


Figura 4. Modelos de crecimiento exponencial en número y volumen de fecas producidas, para estimar la tasa de producción de fecas promedio por *Eucalanus subtenuis*, siguiendo el modelo exponencial:  $y = a + e^{rx} \cdot 0.5/nx$ . Se muestran los dos tratamientos de alimentación aplicado: fitoplancton de 0-25  $\mu\text{m}$  (a,b) y de 25-85  $\mu\text{m}$  (c,d). (□): error estándar.

natural de las comunidades fitoplanctónicas en la región centro del Caribe dentro de una misma estación climática (Tigreros, 2001; Franco-Herrera, 2005). Así mismo, los valores de clorofila *a* fueron bastante altos ( $> 4 \mu\text{g l}^{-1}$ ) en comparación con otras zonas tropicales de la cuenca del Caribe o costas de Colombia cuyos valores no superan los  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  (Rodríguez y Varela 1987; Duarte, 1996; Webber y Roff, 1996). Así mismo, hubo una tendencia hacia las tallas más pequeñas (i.e. 0-25  $\mu\text{m}$ ), que incluyeron nano y picofitoplancton, más que el microfitoplancton. Esta tendencia de tallas, como la concentración de clorofila *a*, reflejan la fertilización que genera la surgencia estacional sobre las aguas superficiales presente durante los meses de muestreo (Blanco *et al.*, 1994), la cual favorece cortos picos fitoplanctónicos, con una predominancia

hacia las tallas menores, especialmente durante las primeras fases del afloramiento (Moloney y Field, 1991).

### Fecas

La cantidad de fecas (número y/o volumen) encontradas, así como sus variaciones a lo largo del tiempo en cada experimento no se pudo atribuir a la cantidad y/o talla del alimento, puesto que el número o volumen de estas no dependió de la concentración de fitoplancton que se les suministró en la etapa de alimentación ni tampoco del tamaño de las células fitoplanctónicas disponibles para alimentarse. Esto genera dos hipótesis: 1) una alimentación dentro de las botellas de egestión, posiblemente de fitoplancton de tamaños inferiores a 1.2  $\mu\text{m}$  y 2) a ingestión de fecas egestadas por los mismos individuos. Durante el montaje de las botellas de egestión, el agua de mar usada, fue filtrada previamente a través de filtros con poro efectivo de 1.2  $\mu\text{m}$ , por lo cual es posible que células fitoplanctónicas de inferior tamaño hayan pasado los filtros y estuvieren dentro de las botellas de egestión. Los copépodos utilizados durante toda la investigación, fluctuaron en tamaño desde 900 a 3800  $\mu\text{m}$ , con un promedio de 1855.45  $\pm$  20.50  $\mu\text{m}$  de longitud total. Ramírez *et al.* (2001) establecieron que para individuos de *E. subtenuis* con tallas promedio de 1870  $\mu\text{m}$  se puede presentar un espacio intersetular promedio de 2.54  $\pm$  0.02  $\mu\text{m}$ , el cual define la talla mínima de captura de los copépodos por procesos de filtración (Price y Paffenhöfer, 1986). Por lo cual, se podría plantear que los copépodos utilizados durante los experimentos, los cuales presentaron una mayor longitud total, no tienen la capacidad potencial de capturar fitoplancton menor a 1.2  $\mu\text{m}$ , a no ser que las células pico y nanofitoplanctónicas se encuentren en forma colonial y aumentan su talla total. Por lo cual las marcadas fluctuaciones en la producción de fecas a lo largo del tiempo en cada experimento se centran más en la hipótesis de coprofagia, la cual ya se ha evidenciado en otros copépodos como *Calanus pacificus* (Penry y Frost, 1981) y que toma mayor importancia, una vez que se encontraron fecas fraccionadas durante todos los experimentos.

Una feca está constituida básicamente por dos partes, la primera es el empaquetamiento denominado membrana peritrófica (Penry y Frost, 1981). El segundo es el contenido interno que en copépodos herbívoros en su mayoría se compone de células fitoplanctónicas parcialmente digeridas. La membrana peritrófica es generada por los copépodos aún sin presencia de alimento dentro del intestino, lo que permite una egestión de fecas que van desde muy compactas hasta vacías (Ramírez *et al.*, 2001). Esto confiere características particulares a los procesos alimenticios, ya que la producción de más fecas no

significa necesariamente que han consumido más alimento. Dentro de este estudio no se hizo diferencia entre el llenado de las fecas y por lo tanto el contenido del material egestado dentro de la membrana peritrofica no se consideró en este estudio. Sin embargo, la evaluación de la longitud de las fecas producidas por los copépodos alimentados con fitoplancton de tallas pequeñas fue significativamente mayor. Como consecuencia de esto, el volumen presentó el mismo comportamiento al comparar los tratamientos. Estos resultados sugieren que la alimentación sobre tamaños de fitoplancton pequeño puede afectar el tamaño de las fecas, así no interfiera con la tasa de producción de las mismas. *Eucalanus subtenuis* consumió de forma menos activa sus fecas al ser alimentado por fitoplancton de 0-25  $\mu\text{m}$ , ya que las tallas pequeñas le impiden hacer una selección física del mismo, lo cual genera en los copépodos un menor desplazamiento (Price y Paffenhöfer, 1986), a pesar de tener una mayor concentración de fitoplancton y fecas más largas en las botellas de egestión. Por el contrario, al estar el copépodo en concentraciones bajas de fitoplancton, pero de mayor talla (i.e. 25-85  $\mu\text{m}$ ) se estimula una alimentación activa (Ramírez *et al.*, 2001), con un desplazamiento importante que a su vez propicia una mayor probabilidad en el encuentro con fecas. De todas formas, en cualquiera de los dos casos, la evidencia de alimentación con fecas en *E. subtenuis* es importante como complemento de una dieta que permite aprovechar el alimento parcialmente digerido que se encuentra ya agregado (Valiela, 1995; Cowie y Hedges, 1996), presentando ventajas para el individuo, dentro de las cuales se cuenta la implementación del oportunismo (Banse, 1995), la digestión más rápida (Johanes y Satomi, 1996; Morales, 1987) ó probablemente una mejor selección bioquímica del alimento (Koehl y Strickler, 1981; Price, 1988).

*E. subtenuis* es una especie que comúnmente es reportada como herbívora (Bernal, 2000), pero por las evidencias encontradas en este estudio, puede llegar a presentar hábitos de detritívoros producto de la coprofagia, lo cual permite concluir que es un organismo con una alta adaptabilidad para la selección y el aprovechamiento del alimento (Price & Paffenhöfer, 1986; Ramírez *et al.*, 2001). En futuros estudios, es necesario evaluar la densidad y composición bioquímica de las fecas, lo cual daría mayor claridad de la selección y/o necesidad de consumo de fecas.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Facultad de Biología Marina, Sede Santa Marta y al Centro de Investigaciones Científicas, Bogotá, de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano por al apoyo financiero, técnico y logístico para la

ejecución de la presente investigación. Así mismo al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Santa Marta. El segundo autor (AF) fue apoyado por el DAAD, Alemania y parcialmente por la Escuela de Graduados de la Universidad de Concepción, Chile.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arinardi, O.H., M.A. Baars y S.S. Oosterhuis. 1990. Grazing in tropical copepods, measured by gut fluorescence, in relation to seasonal upwelling in the Banda Sea (Indonesia). *Neth. J. Sea. Res.* 25(4): 545-560.
- Banase, K. 1995. Zooplankton: Pivotal role in the control of ocean production. *ICES J. Mar. Sci.* 52(3): 265-277.
- Barnes, R.S.K. y R.N. Hughes. 1998. An introduction to marine ecology. 2<sup>nd</sup> edition. Blackwell Science. London. 351 p.
- Bautista, B. y R.P. Harris. 1992. Copepod gut contents, ingestion rates and grazing impact on phytoplankton in relation to size structure of zooplankton and phytoplankton during a spring bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 41-50.
- Bernal, A.R. 2000. Die Struktur der Zooplanktongemeinschaft im neritischen Bereich des kolumbianischen karibischen Meeres. Inaugural-Dissertation zur Erlangung des (Doktorgrades der Naturwissenschaftlichen) Fakultät der Justus-Liebig-Universität Gießen. Gießen. 142 p.
- Blanco, J.A., J.M. Díaz, G. Ramírez y L. Cortés. 1994. El Banco de las Animas: una amplia formación arrecifal desarrollada sobre un antiguo delta del río Magdalena. *Ecotrópica* (27): 10-18.
- Boyd, C.M., L. Smith y T.J. Cowles. 1980. Grazing patterns of copepods in the upwelling system off Perú. *Limnol. Oceanogr.* 25(4): 583-596.
- Castro, L.R., P.A. Bernal y H.E. González. 1991. Vertical distribution of copepods and the utilization of the chlorophyll a- rich layer within Concepcion Bay, Chile. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 32: 243-256.
- Cowie, G.L. y J.I. Hedges. 1996. Digestion and alteration of the biochemical constituents of a diatom *Thalassiosira weissflogii* ingested by an herbivorous zooplankton (*Calanus pacificus*). *Limnol. Oceanogr.* 41 (4): 581-594.
- Dagg, M.J. y W.E. Walser. 1987. Ingestion, gut passage and egestion by the copepod *Neocalanus plumchrus* in the laboratory and in the subarctic Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 32 (1): 178-188.
- Dam, H.G. 1986. Short-term feeding of *Temora longicornis* Müller in the laboratory and the field. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 99: 149-161.
- Duarte, G. 1996. Estructura del fitoplancton al noroeste de la Guajira, durante el crucero Caribe 1-93. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Bogotá.

- Franco-Herrera, A. 2005. Oceanografía de la Ensenada de Gaira. El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Servigraphics Ltda. Bogotá. 58 p.
- Franco-Herrera, A. y L. Castro. (en rev.). Seasonal variations in grazing of the copepod *Eucalanus subtenuis* in the south central Caribbean sea. Submitted to: Revista de la Academia Chilena de Ciencias.
- Koehl, M.A. y J.R. Strickler. 1981. Copepod feeding currents: food capture at low Reynolds number. *Limnol. Oceanogr.* 26 (6): 1062-1073.
- Johanes, R.E. y M. Satomi. 1996. Composition and nutritive value of fecal pellets of a marine crustacean. *Limnol. Oceanogr.* 41 (2): 191-197.
- Landry, M.R., W.K. Peterson y C.J. Lorenzen. 1995. Zooplankton grazing, phytoplankton growth, and export flux: inferences from chlorophyll tracer methods. *ICES J. Mar. Sci.* 52 (3): 337-345.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology. A primer on methods and computing. Wiley - Interscience publication, New York. 337 p.
- Moloney, C.L. y J.G. Field. 1991. Size based dynamics of plankton food webs. I. *J. Plankton Res.* 13(5): 1209-1220.
- Morales, C.E. 1987. Carbon and nitrogen content of copepod faecal pellets: effects of food concentration and feeding behavior. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 36: 107-114.
- Morales, C.E., B. Bautista y R.P. Harris. 1990. Estimates of ingestion in copepods assemblages: gut fluorescence in relation to body size classes. *Trophic Relationships in the Marine Environment. Proc. 24th Europ. Mar. Biol. Symp.*: 565-577.
- Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli. 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Oxford, 172 p.
- Penry, D.L. y B.W. Frost. 1991. Chlorophyll a. degradation by *Calanus pacificus*: dependence on ingestion rate and digestive acclimation to food resources. *Limnol. Oceanogr.* 36 (1): 147-159.
- Price, H.J. 1988. Feeding mechanistic in marine and freshwater zooplankton. *Bull. Mar. Sci.* 43 (3): 327-343.
- Price, H.J. y G.A. Paffenhöfer. 1986. Capture of small cells by the copepod *Eucalanus elongatus*. *Limnol. Oceanogr.* 31 (1): 189-194.
- Ramírez, J., D. Rincón y A. Franco. 2001. Estrategia de captura y formación de pellets fecales en *Eucalanus* spp (Copepoda; Eucalanidae). Memorias IX COLACMAR. San Andrés Isla, Colombia. Archivo electrónico.
- Rodríguez, C. y R. Varela. 1987. Pigmentos clorofilicos e hidrografía en la región noroccidental de Venezuela con énfasis en el Golfo de Venezuela. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín.* (17): 3-14.
- Tigreros, P.C. 2001. Biodiversidad y valoración bioquímica del fitoplancton marino en ambientes costeros mesotróficos y oligotróficos tropicales, Caribe colombiano. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta. 171 p.

Valiela, I. 1995. Marine ecological processes. 2<sup>nd</sup> edition. Springer-Verlag New York. 686 p.

Webber, D.F. y J.C. Roff. 1996. Influence of Kingston Harbor on the phytoplankton community of the nearshore coast, southeast Jamaica. Bull. Mar. Sc. 59(2): 245-258.

FECHA DE RECEPCIÓN:29/07/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:20/09/05

*DIRECCION DE LOS AUTORES*

*Facultad de Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Carrera 2 No. 11-68. Edificio Mundo Marino. Rodadero. Santa Marta. Colombia. P.B.X.: +(57)(5)4229334. Email: andres.franco@utadeo.edu.co(AFH)*



## COMPOSICIÓN Y DENSIDAD DE CORALES JUVENILES EN DOS ARRECIFES PROFUNDOS DE SAN ANDRÉS ISLA, CARIBE COLOMBIANO

*Andrés M. Vidal, Claudia M. Villamil y Alberto Acosta*

### RESUMEN

El reclutamiento de corales en un arrecife determina el mantenimiento, la renovación y la estructura futura de las comunidades coralinas. Con el objetivo de conocer la composición, densidad y el valor de importancia de corales juveniles escleractinios (< 2 o < 4 cm de diámetro; según la especie) se muestrearon dos localidades (Reggae Nest y El Faro) en la terraza profunda de sotavento, a 20 m de profundidad, en la isla de San Andrés. Así mismo, se cuantificó la frecuencia de mortalidad parcial, total, enfermedades y signos de depredación en los juveniles, en 47 cuadrantes de 1m<sup>2</sup>, distribuidos a lo largo de una cuerda guía. Se registró un total de 397 juveniles coralinos pertenecientes a 16 especies. La densidad promedio y riqueza de juveniles no mostraron diferencias significativas entre Reggae Nest y El Faro. La densidad promedio de las localidades fue alta respecto a lo registrado en arrecifes colombianos y baja en relación a otros arrecifes del Caribe. Las especies con valores de importancia mayores, *Agaricia agaricites*, *Scolymia* sp. y *Porites astreoides*, aportaron el 54.9 % de todos los juveniles, lo que concuerda con lo hallado en arrecifes del Caribe. Los géneros de juveniles con mayor densidad, cobertura y frecuencia no concordaron con los adultos dominantes (ej. *Montastrea*, *Colpophyllia*, *Diploria* y *Siderastrea*); ya que *M. annularis* y *Diploria* sp. exhibieron los valores más bajos de importancia como juveniles. Las comunidades coralinas de Reggae Nest y El Faro, deterioradas en las últimas décadas, podría recuperarse naturalmente, teniendo en cuenta la siguiente evidencia: 1) alta densidad de corales juveniles respecto al Caribe colombiano; 2) alta riqueza de juveniles, representados en 16 de las 23 especies de corales adultos registrados para la isla; 3) alto porcentaje de especies comunes entre juveniles y adultos (mantenimiento de cada población); 4) bajos porcentajes de mortalidad parcial (0.7 %; 3 juveniles de 397) y de blanqueamiento encontrados en los juveniles (0.5 %; 2 juveniles de 397). Queda aún por comprobar, la sobrevivencia a largo plazo, si estos juveniles son especies fugitivas o si la comunidad de constructores está siendo reemplazada.

**PALABRAS CLAVE:** Corales escleractinios, Juveniles, Composición, Densidad, San Andrés.

**Composition and density of juvenile corals at two deep reefs in San Andrés Island, Colombian Caribbean.** Coral recruitment determines the maintenance, renovation and future of the coral community. In order to determine the composition, density and importance value of scleractinian juvenile corals (<2 or < 4 cm of diameter; depending of the species) two

localities were sampled (Reggae Nest and El Faro) at the deep leeward terrace site of San Andres Island. Also, in 47 quadrants of 1m<sup>2</sup> distributed throughout a guide line, frequency of partial mortality, total diseases and depredation signs in juvenile corals were quantified. A total of 397 juveniles of 16 species were registered. The average density and richness of juveniles were not significantly different between Reggae Nest and El Faro. The average density of both localities was high compared to other colombian reefs and lower compared to other reefs in the Caribbean. The species with higher importance value, *Agaricia agaricites*, *Scolymia* sp. and *Porites astreoides*, represented 54.9% of all juveniles, similar to other Caribbean reefs. The genera of juveniles with higher importance value index were not the same as the dominant adults (ej. *Montastrea*, *Colpophyllia*, *Diploria* and *Siderastrea*); since *Montastrea annularis* and *Diploria* sp. showed the lowest importance value as juveniles. The coral communities of Reggae Nest and El Faro, deteriorated in the last decades, could recover naturally, considering the following evidence: 1) high juvenile coral density compared to the Colombian Caribbean; 2) high richness of juveniles, 16 from the 23 coral adults species reported for the island; 3) high percentage of common species between juveniles and adults (maintenance of each population); 4) low partial mortality (0.7%; 3 of 397 juveniles) and bleaching found in juvenile corals (0.5%; 2 juveniles of 397). It is still needed to verify if these juveniles are fugitive species, they have long term survival, or the community of builder species maybe being replaced.

**KEY WORDS:** Sleractinian corals, Juveniles, Composition, Density, San Andres Island.

## INTRODUCCIÓN

El reclutamiento de corales dentro de un arrecife es un proceso fundamental ya que determina el mantenimiento, la renovación y la estructura futura de las comunidades coralinas (Bak y Engel, 1979). Los patrones de asentamiento, supervivencia y crecimiento de juveniles de coral pueden llegar a influenciar directamente la estructura y función de las comunidades coralinas y la permanencia de las especies mediante el reemplazamiento de los individuos que mueren. Además, aportan nuevos genotipos al sistema, manteniendo la variabilidad genética y minimizando la posibilidad de extinciones locales (Wittenberg y Hunte, 1991; Caley *et al.*, 1996; Porter y Tougas, 2001).

La permanencia de los corales está asociada con su reproducción sexual, mecanismo que además les permite la dispersión y colonización de nuevos ambientes (Harrison y Wallace, 1990). Dentro de la reproducción sexual se pueden encontrar especies gonocóricas o hermafroditas (Richmond y Hunter, 1990). Así mismo, se pueden distinguir especies de desove masivo (fecundación externa) o especies que incuban plánulas (fecundación interna; Birkeland, 1997).

Las plánulas de coral pueden sobrevivir en la columna de agua entre unos pocos días y hasta tres semanas, tiempo durante el cual se dispersan con

la ayuda de corrientes locales (Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990; Chiappone y Sullivan, 1996). La dispersión larval, por su parte, ayuda a mantener el flujo genético de las poblaciones coralinas entre arrecifes (Porter y Tougas, 2001). Las larvas buscan superficies duras y finalmente logran asentarse (colonizar) para sufrir metamorfosis y transformarse en pólipo. Mediante reproducción asexual los pólipos incrementan su número, la colonia crece, se convierte en juvenil y posteriormente en colonia adulta (Richmond y Hunter, 1990; Porter y Tougas, 2001).

Como sinónimo parcial de juvenil existe el término de recluta. Los juveniles involucran corales recién reclutados (Richmond y Hunter, 1990) y otros que reclutaron un tiempo atrás, pertenecientes a otras cohortes, y que adicionalmente han logrado sobrevivir y crecer. El recluta es un individuo nuevo, que arriba a una población dada, o pólipo solitario más pequeño que ha logrado sobrevivir desde la fijación y metamorfosis (asentamiento) hasta ser observado por un investigador. Dado que el límite superior de talla o edad de un juvenil es arbitrario; en este estudio los juveniles se definieron como el pólipo o las colonias visibles al ojo humano ( $\geq 3$  mm de diámetro) con diámetro inferior a 2 cm o 4 cm según la especie, que por su tamaño no han logrado la madurez sexual (Bak y Engel, 1979; Caley *et al.*, 1996). Por lo tanto, en esta investigación la cantidad de juveniles se tomó como variable para estimar el reclutamiento, y sirve como medida indirecta de la tasa de recambio de cada población.

El reclutamiento, definido como el proceso en donde nuevos miembros que entran a una población por reproducción sexual, se hacen visibles y pueden ser registrados en campo (Connell, 1985), es un componente importante de la historia de vida de los corales y claramente depende de un gran número de factores tales como: 1) profundidad, debido más a la falta de luz que al gradiente de presión física (Birkeland *et al.*, 1981; Huston, 1985); 2) tipo de sustrato (rocoso, coral muerto, artificial), disponibilidad (libre de competidores; Chiappone y Sullivan, 1996) y topografía, ya que la complejidad del sustrato favorece la formación de microhábitats óptimos para el asentamiento larval (Carleton y Sammarco, 1987; Banks y Harriot, 1996); 3) oceanografía local, debido a que la dispersión y asentamiento de larvas depende de las corrientes predominantes, 4) sedimentación, porque los altos niveles de sedimentación causan muerte por ahogamiento de los juveniles, además de originar un sustrato poco favorable para el asentamiento o desarrollo de algas rojas incrustantes, organismos importantes en la detección química del sustrato por parte de las plánulas coralinas (Wittemberg y Hunte, 1991; Torres y Morelock, 2002); 5) perturbaciones, como nutrificación, que

favorece las macroalgas, altamente competitivas por el sustrato (Sammarco, 1991; Torres y Morelock, 2002); 6) pastoreo inadvertido sobre reclutas por parte de herbívoros (Sammarco, 1991).

Varios estudios han tratado de explicar la estructura de la comunidad coralina de adultos en términos de la composición y abundancia de juveniles. Algunos autores sugieren que la composición de juveniles no está relacionada con la composición de adultos (Bak y Engel, 1979; Rylaarsdam, 1983), sin embargo, otros autores han demostrado que la densidad de adultos y juveniles está correlacionada positivamente (Grigg y Maragos, 1974; Chiappone y Sullivan, 1996). Para los arrecifes colombianos, la relación entre la comunidad de corales adultos y la de corales juveniles aún no es clara.

En Colombia, la mayoría de los trabajos realizados sobre corales se han restringido a describir la estructura de la comunidad de las especies coralinas adultas formadoras de arrecifes (Díaz *et al.*, 2000; Reyes, 2000). Según Cendales *et al.* (2002) en el Caribe colombiano, las especies dominantes del pasado (ej. *Acropora*), están siendo reemplazadas por especies generalistas (de alto reclutamiento) que se adaptan rápidamente a ambientes perturbados (ej. *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*). Sólo el estudio de Pizarro (2002), involucra aspectos poblacionales tanto a nivel espacial como temporal de los juveniles de *Diploria labyrinthiformis*, *D. strigosa* y *Colpophyllia natans* en la isla de San Andrés. Pizarro (2002) sugiere que si el deterioro en los arrecifes de la isla continua, es posible que las poblaciones de estos corales pétreos disminuyan o desaparezcan. En general, se desconoce para los arrecifes colombianos, cuales especies reclutan, cuando, cuanto y donde lo están haciendo, tanto a nivel horizontal como vertical, así como en arrecifes considerados deteriorados o en mejor estado de conservación. Debido a la importancia del reclutamiento como proceso, el objetivo de este estudio fue determinar la composición y densidad de corales juveniles, tomando como modelo inicial dos localidades de la terraza profunda de sotavento de la isla de San Andrés, en uno de los arrecifes con mayor cobertura y riqueza coralina del Caribe colombiano.

## ÁREA DE ESTUDIO

La isla de San Andrés está localizada en el Caribe Occidental a 800 km de Colombia (12° 32' N, 81° 43' W; Figura 1). Es una isla oceánica, separada de la plataforma más cercana por profundidades superiores a los 1000 m (Díaz *et al.*, 1995). Tanto la isla (13 km de largo y 3 km de ancho) como la plataforma circundante son de origen fundamentalmente coralino (Díaz *et al.*, 1995).

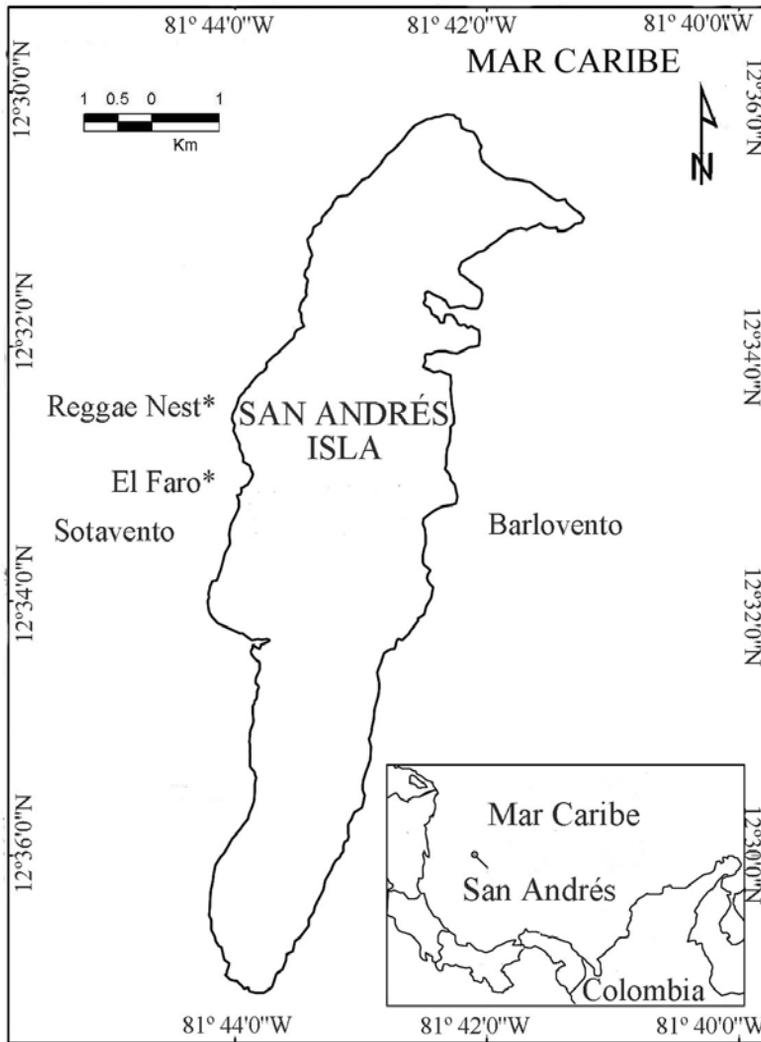


Figura 1. Ubicación de la Isla de San Andrés en el Caribe colombiano y de las dos localidades de muestreo, Reggae Nest y El Faro, en la terraza profunda de sotavento.

La Corriente superficial del Caribe fluye de oriente a occidente y sufre un desvío hacia el suroccidente cuando llega a la elevación de Nicaragua para formar un remolino en sentido contrario a las manecillas del reloj en el Caribe suroccidental (Geister y Díaz, 1997). La corriente enfrenta al archipiélago de San Andrés por el oriente, con velocidades entre 0.5 y 1 m/s (Díaz *et al.* 1996). Las aguas pluviales cargadas de sedimentos provenientes del continente centroamericano no alcanzan a afectar la salinidad ni la transparencia de las aguas oceánicas del archipiélago.

La plataforma submarina occidental de la isla se encuentra dividida en tres terrazas, una emergida y dos sumergidas. La tercera terraza arrecifal, la más profunda, que fue escogida como sitio de muestreo, comienza a los 10-11 m de profundidad y termina súbitamente entre 20 y 25 m de profundidad, donde el talud se precipita en forma casi vertical hasta profundidades de más de 500 m (Díaz *et al.*, 1995; 1996). Según Díaz *et al.*, (1996), en la isla de San Andrés se conocen 51 especies de corales escleractínios, 24 de las cuales se encuentran en la terraza profunda de sotavento entre 18 - 20 m de profundidad, lo cual corresponde a una diversidad bastante alta en esta zona arrecifal considerada en relativo buen estado de conservación (Díaz *et al.*, 1995; Acosta obs. pers.). Las especies dominantes (corales adultos) en dicha terraza son *Montastrea annularis* (*sensu lato*), *M. cavernosa* y *Colpophyllia natans* (Díaz *et al.*, 1996). Se compararon dos terrazas profundas, Reggae Nest (12° 32' 48" N - 81° 43' 51" W), El Faro (12° 33' 09" N - 81° 43' 55" W), las cuales presentan similar cobertura de coral vivo (40% y 35% respectivamente), de macroalgas como *Lobophora* sp. y *Halimeda* spp., al igual que similar composición de especies y alta diversidad de corales, esponjas y octocorales.

## METODOLOGÍA

### Fase de Campo y Colección de Datos

Se cuantificaron los juveniles de coral en 47 cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> en la terraza profunda de sotavento en abril de 2003, en las localidades conocidas como Reggae Nest y El Faro (Figura 1). Tanto las localidades como la profundidad de muestreo (20 m) fueron escogidos a partir de bibliografía, así como después de un reconocimiento en campo de aquellas con mejor desarrollo arrecifal en términos de cobertura y riqueza. Los cuadrantes, separados entre sí por 4 m, fueron colocados a lado y lado de una cuerda guía paralela a la costa.

Dentro de cada cuadrante se identificaron *in situ* todos los juveniles de coral, buscando en lugares crípticos y limpiando el sedimento del fondo cuando fue necesario. Los juveniles fueron definidos como las colonias menores a 4 cm de diámetro según Bak y Engel (1979), Richmond y Hunter (1990) y Harrison y Wallace (1990) para especies de gran talla como los géneros *Montastrea*, *Diploria* y *Siderastrea*, entre otras. Para especies pequeñas como *Porites astreoides* y *Favia fragum*, los corales juveniles fueron definidos como aquellas colonias menores de 2 cm de diámetro. Se midió el diámetro de los juveniles para posteriormente calcular el área de cobertura por especies y para la comunidad. De igual forma, se determinó para los juveniles si estos presentaban

mortalidad tanto parcial como total (evidenciada por los esqueletos), signos de depredación o algún tipo de enfermedad (ej. blanqueamiento).

### Fase Analítica de Datos

Se organizaron matrices con el número de juveniles por especie en cada cuadrante y en la totalidad de cuadrantes por sitio y para las 2 localidades combinadas. Con los datos se calculó: la densidad absoluta ( $\sum$  juveniles por especie / área total muestreada), la densidad relativa ( $\sum$  juveniles por especie /  $\sum$  total de juveniles de todas las especies x 100 %), la frecuencia absoluta ( $\sum$  cuadrantes donde aparece la especie), la frecuencia relativa (Frecuencia absoluta por especie /  $\sum$  total de frecuencias absolutas de las especies x 100%), la cobertura total ocupada por especie (área total de los juveniles), la dominancia relativa (área total de juveniles por especie /  $\sum$  área total ocupada por todas las especies x 100 %) y finalmente se calculó el índice de valor de importancia (IVI; en porcentaje) para las especies de la comunidad sugerido por Lamprecht (1990). La fórmula del IVI es densidad relativa + frecuencia relativa + dominancia o cobertura relativa / 3. El número de especies y la densidad se compararon entre Reggae Nest y El Faro con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

## RESULTADOS

Se encontraron juveniles de 16 especies de corales escleractínios en las dos localidades de muestreo. De 397 juveniles, 195 correspondieron a Reggae Nest y 202 a El Faro. La densidad promedio para las dos localidades fue de  $8.4 \pm 1.9$  juv/m<sup>2</sup>; siendo de  $8.9 \pm 3.5$  juv/m<sup>2</sup> para Reggae Nest y  $8.0 \pm 3.0$  juv/m<sup>2</sup> para El Faro (Tabla 1). La densidad de juveniles no mostró diferencias significativas entre las dos localidades muestreadas ( $p = 0.3$ ;  $n = 47$ ; Kruskal-Wallis). Los juveniles de *Agaricia agaricites*, *Scolymia* sp. y *Porites astreoides*, contribuyeron con el 54.9 % de todos los juveniles cuantificados.

En Reggae Nest se observaron juveniles de 14 especies de corales, donde *Agaricia agaricites*, *Scolymia* sp. y *Porites astreoides* fueron los más abundantes, aportando el 31.8% del total de juveniles del lugar. Las especies con menor número de juveniles fueron *Diploria* sp., *Isophyllia sinuosa*, *Dichocoenia stokesii*, *Montastrea annularis* (sensu lato) y *Siderastrea radians* (Tabla 1). En El Faro se cuantificaron juveniles de 16 especies corales, de las cuales *A. agaricites*, *Scolymia* sp. y *P. astreoides* también fueron las más comunes, aportando el 23.1% del total de juveniles; la menor abundancia de juveniles fue de *Diploria* sp., *Isophyllia sinuosa* y *D. stokesii* (Tabla 1).

Tabla 1. Composición, abundancia y densidad promedio de corales juveniles escleractínios para Reggae Nest y El Faro; isla de San Andrés, Colombia. 0 = especie ausente en el muestreo.

	Especie	# Juveniles		TOTAL
		Reggae Nest	El Faro	
1	<i>Agaricia agaricites</i>	58	34	92
2	<i>Scolymia</i> sp.	40	21	61
3	<i>Porites astreoides</i>	25	34	59
4	<i>Montastrea cavernosa</i>	17	27	44
5	<i>Siderastrea siderea</i>	13	24	37
6	<i>Leptoseris cucullata</i>	5	17	22
7	<i>Mycetophyllia</i> sp.	8	4	12
8	<i>Eusmilia fastigata</i>	5	7	12
9	<i>Montastrea faveolata</i>	3	8	11
10	<i>Colpophyllia natans</i>	9	1	10
11	<i>Meandrina meandrites</i>	4	6	10
12	<i>Siderastrea radians</i>	3	5	8
13	<i>Montastrea annularis</i>	0	6	6
14	<i>Dichocoenia stokesii</i>	3	3	6
15	<i>Isophyllia sinuosa</i>	2	3	5
16	<i>Diploria</i> sp.	0	2	2
	<b>Total juveniles</b>	<b>195</b>	<b>202</b>	<b>397</b>
	<b>Densidades juveniles/m<sup>2</sup></b>	<b>8.9</b>	<b>8.0</b>	<b>8.4</b>
	<b>Desviación estándar</b>	<b>3.5</b>	<b>3.0</b>	<b>1.9</b>

De todas las especies de juveniles, *Agaricia agaricites* exhibió los valores más altos de IVI (presentando mayor densidad, frecuencia y área colonial), seguido por *Scolymia* sp., *Porites astreoides* y *Montastrea cavernosa*. Las especies de juveniles que presentaron los valores más bajos de importancia fueron *Diploria* sp., *M. annularis*, *Isophyllia sinuosa* y *Dichocoenia stokesii* (Tabla 2).

La cobertura de tejido vivo ocupado por juveniles en las dos localidades correspondió a un área total de 2894 cm<sup>2</sup>, representando el 0.6 % del área muestreada. Tan solo el 3.7 % de los juveniles muestreados presentaron signos de deterioro (Tabla 3). El porcentaje de juveniles coralinos con mortalidad total y con mortalidad parcial (depredación por mordeduras de peces) fue inferior al 1.5 % (Tabla 3), siendo *Agaricia agaricites* y *Siderastrea siderea* las más afectadas. Dos juveniles presentaron blanqueamiento. No fue observado contacto directo entre juveniles y macroalgas. El sustrato sobre el que se encontró la mayoría de juveniles fue de tipo coralino (esqueletos de coral). El 75 % de los juveniles cuantificados se encontraron en lugares críticos.

Tabla 2. Densidad, frecuencia, cobertura e índice de valor de importancia (IVI= en porcentaje) para las especies de juveniles de la comunidad de corales de Reggae Nest y El Faro (Isla de San Andrés). IVI = (Densidad relativa + Frecuencia relativa + Dominancia relativa / 3).

Especie	Densidad absoluta # Juv/m <sup>2</sup>	Densidad relativa (%)	Frecuencia absoluta (%)	Frecuencia relativa (%)	Cobertura absoluta (cm <sup>2</sup> )	Cobertura relativa (%)	IVI (%)
<i>Agaricia agaricites</i>	1.9	23.1	82.9	17.4	678.1	23.4	21.4
<i>Scolymia</i> sp.	1.3	15.3	72.3	15.2	431.1	14.9	15.2
<i>Porites astreoides</i>	1.2	14.8	65.9	13.9	386.0	13.3	14.0
<i>Montastrea cavernosa</i>	0.9	11.0	48.9	10.3	341.3	11.7	11.1
<i>Siderastrea siderea</i>	0.7	9.3	36.1	7.6	272.9	9.4	8.8
<i>Leptoseris cucullata</i>	0.4	5.5	27.6	5.8	159.0	5.5	5.6
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0.2	3.0	19.1	4.0	88.9	3.0	3.4
<i>Montastrea faveolata</i>	0.2	2.7	19.1	4.0	46.1	2.8	3.2
<i>Eusmilium fastigata</i>	0.2	3.0	17.0	3.5	84.5	2.9	3.2
<i>Meandrina meandrites</i>	0.2	2.5	19.1	4.0	76.8	2.6	3.1
<i>Colpophyllia natans</i>	0.2	2.5	17.0	3.5	77.2	2.6	2.9
<i>Siderastrea radians</i>	0.1	2.0	14.8	3.1	75.0	2.5	2.6
<i>Dichocoenia stokesii</i>	0.1	1.5	12.7	2.6	44.3	1.5	1.9
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0.1	1.2	10.6	2.2	37.7	1.3	1.6
<i>Montastrea annularis</i>	0.1	1.5	6.3	1.3	82.9	1.5	1.5
<i>Diploria</i> sp.	0.04	0.5	4.2	0.9	11.3	0.3	0.6

Tabla 3. Signos de deterioro de los corales juveniles cuantificados en el área de estudio (Reggae Nest y El Faro), Isla de San Andrés.

	Frecuencia	Porcentaje relativo (%)
<b>Total juveniles de coral</b>	397	100
<b>Juveniles con mortalidad total</b>	6	1.5
<b>Juveniles con mortalidad parcial (causa desconocida)</b>	3	0.7
<b>Juveniles con mortalidad parcial (signos de depredación)</b>	4	1
<b>Juveniles con Blanqueamiento</b>	2	0.5
<b>Total de Juveniles con signos de deterioro o enfermedad</b>	15	3.7
<b>Total de Juveniles sanos</b>	382	96.2

## DISCUSIÓN

En este estudio, *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* fueron las especies de juveniles dominantes, similar a lo encontrado por Chiappone y Sullivan (1996) y Edmunds (2000) en Florida y Curazao respectivamente. De igual manera, *A. agaricites* y *P. astreoides* son dominantes en otros arrecifes del Caribe colombiano (Providencia, Isla Grande e Isla Fuerte; A. Acosta, datos sin publicar). Estas especies son, de acuerdo al IVI, dos de las tres especies más importantes (primera y tercera especie respectivamente) en Reggae Nest y El Faro. No obstante, *A. agaricites* aportó sólo el 22.3 % del total de juveniles cuantificados a 20 m, siendo mucho menor a lo registrado en otros arrecifes del Caribe (84 %), lo cual podría explicarse por el mayor reclutamiento de esta especie en zonas someras e intermedias (< 16 m; Bak, 1979; Hughes, 1985; Vidal, 2005).

El número de especies de corales juveniles encontradas en el presente estudio a 20 m de profundidad es considerado alto comparado con la riqueza registrada en arrecifes del Caribe; por ejemplo, Chiappone y Sullivan (1996) también encontraron 16 especies de corales juveniles en el Florida Reef Tract, pero abarcando una mayor amplitud de profundidad (2-18 m). Adicionalmente, la riqueza de la comunidad de corales juveniles a 20 m de profundidad en San Andrés supera, en términos relativos, a la cuantificada en otros arrecifes continentales (Isla Grande, Isla Fuerte) e insulares (Providencia) de Colombia (A. Acosta, datos sin publicar). Existen 51 especies de corales escleractínios registradas para el complejo arrecifal de San Andrés (Reyes, 2000), pero tan sólo 23 de las 51 especies de coral (45 %) están presentes a 20 m (Vidal, 2005). El que la mayoría de las 23 especies de corales adultos estén reclutando a 20 m (16 especies como juveniles) sugiere que en las dos localidades de Sotavento

de la isla de San Andrés podrían existir las condiciones adecuadas para procesos como asentamiento y reclutamiento coralino.

Por su parte, la densidad promedio de juveniles ( $8.4 \text{ juv/m}^2$ ) fue mayor a lo registrado en Florida ( $1 \text{ a } 2 \text{ juv/m}^2$ ; Chiappone y Sullivan, 1996) pero menor respecto a otros arrecifes del Caribe ( $10 \text{ a } 18 \text{ juv/m}^2$ ; Edmunds y Bruno, 1996). No obstante, resultó más alta comparada con arrecifes colombianos ( $1 \text{ a } 8 \text{ juv/m}^2$ ; Ordóñez, 2005; J. Rodríguez, com. per.; L. Dueñas, com. per.).

Por otro lado, el hecho de que especies incubadoras de plánulas como *Agaricia agaricites*, *Scolymia* sp. y *Porites astreoides* aporten el mayor número de juveniles en los arrecifes estudiados, podría estar corroborando lo expuesto por Knowlton (2001) y Carlon (2002), quienes sugieren que en los últimos años las poblaciones de especies incubadoras están aumentando su número e importancia relativa, mientras que especies liberadoras de gametos y altamente constructoras como *Montastrea* spp., *Acropora* sp. y *Diploria* spp. están disminuyendo sus tasas de reclutamiento en todo el Caribe. Lo anterior nos plantea las siguientes preguntas: ¿será que la composición y dominancia de los arrecifes en el futuro estará a cargo de las especies incubadoras de larvas como lo han sugerido autores como Connell (1997) y Harriot (1999)?, o que ¿el alto nivel de reclutamiento de estas especies está y seguirá relacionado con su alta tasa de mortalidad (ej. 64% de los juveniles de *A. agaricites* no llegan a ser colonias adultas; Hughes, 1985)? Esto explicaría por qué estas especies aún no son dominantes sino fugitivas en la comunidad de corales de adultos.

Al comparar los valores de cobertura de corales juveniles de este estudio con los de corales adultos reportados por Díaz *et al.*, (1995) a la misma profundidad y en la zona sotavento de San Andrés (ej. La Piscinita), se observó que las especies dominantes en términos de cobertura relativa para corales juveniles (*Agaricia agaricites* = 0.6 %, *Scolymia* sp. = 0.4 % y *Porites astreoides* = 0.3 %) no eran las mismas que para corales adultos (*Montastrea annularis sensu lato* = 50 %, *Colpophyllia natans* = 20 % y *Diploria* spp. = 15 %). Wittemberg y Hunte (1991) y Edmunds (2000) demostraron similitud en composición de corales juveniles y adultos dominantes (generalmente especies fugitivas, ej. *Agaricia agaricites*) en arrecifes altamente eutroficados y sedimentados; esta similitud en composición es sugerida por los autores como un indicador del deterioro arrecifal, ya que estaría indicando fuertes presiones de selección, donde solo pocas especies con ciertas estrategias de vida lograrían colonizar, sobrevivir y reproducirse. Similar composición de especies dominantes, tanto de corales juveniles como de adultos, fue recientemente observada en Isla Fuerte, Caribe colombiano (Sepúlveda y Acosta, 2005) expuesto a alta sedimentación (descarga de ríos Sinú y Atrato); mientras que en

arrecifes con menor disturbio por descargas continentales (ej. San Andrés; A. Vidal, datos sin publicar) se ha observado diferencia entre las especies de juveniles que colonizan el sustrato en grandes números y las colonias que llegan a sobrevivir como adultos dominantes (Wittenberg y Hunte, 1991).

Dados el alto número de especies encontradas, la alta densidad de corales juveniles a 20 m en sotavento respecto al Caribe continental colombiano, el alto porcentaje de especies de adultos con éxito reproductivo (70 %, representados en 16 especies de juveniles encontrados) y la baja evidencia de deterioro de los juveniles, se puede decir que la comunidad coralina de Reggae Nest y El Faro a 20 m (sotavento en San Andrés) deteriorada en las últimas décadas (Díaz *et al.*, 1995; Rodríguez-Ramírez, 2004), podría presentar actualmente condiciones adecuadas para que el reclutamiento coralino y la recuperación natural del arrecife se pueda llevar a cabo. No obstante, es importante corroborar esta hipótesis evaluando la sobrevivencia de juveniles de especies constructoras a lo largo de varios años y establecer el potencial que poseen los juveniles de especies fugitivas (grandes colonizadoras, competidoras interespecíficas inferiores; Lincon *et al.*, 1998) para reemplazar a la comunidad de constructores.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la colaboración de los estudiantes del curso de Ecología Marina (I semestre-2003; Katherine Bernal, Ricardo Carrera, Catalina Ramírez, Marcela Rosero, Diana Velásquez y Silvia Velásquez), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias (PUJ), quienes participaron en los muestreos. A CORALINA por el permiso otorgado para la actividad docente, a la tienda de buceo Banda Dive Shop por los servicios prestados y a nuestros padres por su gran apoyo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, A., P.W. Sammarco y F. Duarte. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: the role of exogenous factors. *Bull. Mar. Sci.*, 68: 363-381.
- Bak, R.P. 1979. Aspects of community organization in Caribbean stony corals (Scleractinia). *Bull. Mar. Sci.*, 23: 51-68.
- Banks, S.A. y V.J. Harriot. 1996. Patterns of recruitment at the Gneering Snoals, southeast Queensland, Australia. *Coral Reefs.*, 5: 225-230.
- Bak, R.P y M.S. Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenil hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the Parent Coral Community. *Mar. Biol.*, 54: 341-352.

- Birkeland, C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Proc. 3<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, 1:15-21.
- Birkeland C., Rowley D. y R.H. Randall. 1981. Coral recruitment patterns at Guam. *Proc. 4<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, 2: 339-344.
- Caley, M.J., M.H. Carr, M.A. Hixon, T.P. Hughes, G.P. Jones, y B.A. Menge. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *An. Rev. Ecol. Syst.*, 27: 477-500.
- Carlton, D.B. 2002. Production and supply of larvae as determinants of zonation in a brooding tropical coral. *Jour. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 268: 33-46.
- Carleton, J.H. y P.W. Sammarco. 1987. Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: Quantification by comparative geomorphological techniques. *Bull. Mar. Sci.*, 40: 85-98.
- Cendales, M.H., S. Zea y J.M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo arrecifal de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cien. Exac. Fís. Natu.*, 26 (101): 497-510.
- Chiappone, M. y K.M. Sullivan. 1996. Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida reef tract. *Bull. Mar. Sci.*, 58 (2): 555-569.
- Connell, J.H. 1985. The consequences of variation in initial settlement vs. postsettlement mortality in rock intertidal communities. *Jour. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 93: 11-65.
- \_\_\_\_\_. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, 1: 9-22.
- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira, y S. Zea, 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés: estado actual y perspectiva para su conservación. *Acad. Colomb. Cien. Exac. Fís. Natu.*. Colección Jorge Álvarez Lleras 7. Bogotá. Colombia 1-150.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J.A. Sánchez, y S. Zea, 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Tomo I. Complejos arrecifales oceánicos. Invemar, Santa Marta. Serie Publicaciones Especiales 2: 83p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. Lopez-Victoria, H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzon, B. Vargas-Angel, F. Zapata, y S. Zea. 2000. Areas coralinas de Colombia. Invemar, Santa Marta. Serie Publicaciones Especiales 5: 176 p.
- Dustan, P. 1977. Vitality of reef coral populations off Key Largo, Florida: recruitment and mortality. *Envir. Geol.*, 2: 51-58.
- Edmunds, P.J. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, US Virgin Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 113-124.
- Edmunds, P.J. y J.F. Bruno. 1996. The importance of sampling scale in ecology kilometer-wide variation in coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 143: 165-171.
- Geister, J. y J.M. Díaz. 1997. Field guide to the oceanic barrier reefs and atolls of the southwestern Caribbean (Archipiélago of San Andrés and Providencia, Colombia). *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, 1: 235-262.

- Grigg, R. y J.E. Maragos. 1974 Recolonization of hermatypic corals on submerged larva flows in Hawaii. *Ecology*, 55: 378-395.
- Harriott, V.J. 1999. Coral recruitment at a high latitude pacific site: a comparison with Atlantic reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 65 (3): 881-891.
- Harrison, P.L. y C.C. Wallace 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals: 133-207. En Z. Dubinsky, *Ecosystems of the world. 25: Coral Reefs*. Elsevier, Amsterdam.
- Hughes, T.P. 1985. Life histories and population dynamics of early successional corals. *Proc. 5<sup>th</sup> Int. Coral Reef Congress, Tahiti*. 4:101 – 105.
- Huston, M.A. 1985. Patterns of species diversity on coral reefs. *An. Rev. Ecol. Syst.*, 16: 149-177.
- Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. *Proc. Nat. Acad. Sci. United States America*, 98 (10) 5419-5425.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ), GmbH, Eschborn, Alemania, 335 p.
- Lincon, R., G. Boxshall y P. Clarck. 1998. *A dictionary of ecology, evolution and systematics*. Cambridge University Press. 361 p.
- Ordoñez, M. 2005. Variación en la estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles entre arrecifes continentales (Isla Grande e Isla Fuerte) y oceánicos (San Andrés y Providencia) del Caribe colombiano. Tesis Biol., Univ. Javeriana, Bogotá, Colombia, 150 p.
- Pizarro, V. 2002. Dinámica poblacional de corales cerebro (Scleractinia: Faviidae) en la Isla de San Andrés, Caribe suroccidental: una aproximación. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional, Bogotá, Colombia 65 p.
- Porter, J.W. y J.I. Tougas. 2001. Reef ecosystems: threats to their biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. 5: 73-95.
- Reyes, J. 2000. Lista de los corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1 (2): 164-175.
- Richmond, R.H. y C. Hunter, 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the tropical Pacific and the Red Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 60: 185-203.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Zambrano y J. Garzón-Ferreira. 2004. Status and recent dynamics (1998-2003) of the coral reefs of Colombia. *Abstracts 10<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, 410.
- Rylandsdam, K.W. 1983. Life histories and abundance patterns of colonial corals on Jamaican reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 249-260.
- Sammarco, P.W. 1991. Geographically specific recruitment and postsettlement mortality as influences on coral communities: The cross-continental shelf experiment. *Limnol. Oceanogr.*, 36: 496-514.
- Sepúlveda, M. y A. Acosta. 2005. Distribución vertical, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en el arrecife de Isla Fuerte, Caribe colombiano. *Res. XI Congr. Latinoam. Cien. Mar. Chile*. 365-366.

- Torres, J.L. y J. Morelock. 2002. Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three caribbean massive coral species. *Carib. J. Sci.*, 38 (3,4): 222-229.
- Vidal, A.M. 2005. Distribución vertical, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en San Andrés Isla, Caribe colombiano. Tesis Biol., Univ. Javeriana, Bogotá, Colombia, 102 p.
- Witttemberg, M. y W. Hunte. 1991. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: abundance, mortality and community structure. *Mar. Biol.*, 112: 131-138.

FECHA DE RECEPCIÓN:14/07/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:23/09/05

*DIRECCION DE LOS AUTORES:*

*Pontificia Universidad Javeriana, Carrera 7 # 43 – 82, Edificio 53 Oficina 112. Departamento de Biología, Bogotá, Colombia. E-mail: amvidal@javeriana.edu.co (A.M.V.), c.villamil@javeriana.edu.co (C.M.V.), laacosta@javeriana.edu.co (A.A.).*



## INTERACCIONES ENTRE CORALES Y MACROALGAS: DEPENDENCIA DE LAS ESPECIES INVOLUCRADAS

*Juan Carlos Márquez y Juan Manuel Díaz*

### RESUMEN

La proliferación de las macroalgas en los arrecifes coralinos es un fenómeno reconocido desde hace más de dos décadas y se atribuye, generalmente, a las actividades humanas en las costas. No obstante, el papel de la competencia en este proceso es poco claro y se ha asumido que las algas son competitivamente superiores que los corales, aun cuando se ha demostrado que esto no es cierto para todos los casos. El objetivo del presente estudio fue demostrar que existe una dependencia entre la categoría de interacción y las especies en interacción. Para ello se cuantificó la frecuencia de las diferentes categorías de interacción a lo largo de transectos de 20 m de longitud, dispuestos sobre el fondo en tres localidades representativas en el archipiélago de San Bernardo. Los resultados mostraron una dependencia significativa entre la categoría de interacción y las combinaciones coral-macroalga. En la categoría Recubrimiento (R) se destacó el alga *Halimeda opuntia*, en interacción con los corales *Montastrea annularis*, *Porites astreoides* y *Porites porites*, este último también con el alga *Lobophora variegata*. En las otras categorías *Halimeda discoidea* fue la macroalga con mayor porcentaje de encuentros en las categorías Contacto periférico (CP), Contacto de tejido (CT) y No contacto (NC). En la categoría CP, fueron frecuentes además las interacciones entre *M. annularis* con las algas *H. opuntia* y *Dictyota bartayresiana* y con el grupo de las algas rojas calcáreas. Todo lo anterior nos llevo a la conclusión de que los factores intrínsecos, es decir los factores propios de las especies de coral y las macroalgas involucrados en interacción, tienen el potencial de determinar la categoría de interacción o la manera como se relacionan estos dos componentes bentónicos de los arrecifes coralinos.

**PALABRAS CLAVE:** Corales, Macroalgas, Interacciones, Islas de San Bernardo, Colombia, Caribe

### ABSTRACT

**Coral and macroalgae interactions: dependence between involved species.** Macroalgae proliferation on coral reefs has been a recognized phenomenon for the past two decades and is generally entitled to the human activities on the coasts. Even though, the role of competition in this process is not clear and it has been assumed that algae are competitively superior to corals, even when it has been demonstrated that this is not always the case. It is

probable that the result of coral-macroalgae depends upon the species involved. The goal of this study was to demonstrate that there is a dependence relation between interaction category and interacting species. In order to resolve this, quantifications of interactions per category along 20 m transects were done on three representative localities at the Archipiélago de San Bernardo. The results show a significant dependency between interaction category and coral-macroalgae combinations. The highest percentage of encounters at the R (overgrowth) category was that one between *Halimeda opuntia*, and the coral species *Montastrea annularis*, *Porites astreoides* and *Porites porites*, as well as this last coral with the alga *Lobophora variegata*. *Halimeda discoidea* was the macroalgae with the highest percentage of interactions on the categories CP (peripheral contact), CT (tissue contact) and NC (no contact). At the CP category, it was common to find the interactions between the coral *M. annularis* and the algae *H. opuntia* and *Dictyota bartayresiana* besides the interactions with the red calcareous algae group. All this have led us to conclude that the intrinsic factors, those inherent to the coral and macroalga species involved in interactions, have the potential to determine the category of interaction or the way these two benthic components relate to each other.

**KEY WORDS:** Corals, Macroalgae, Interactions, San Bernardo islands, Colombia, Caribbean

## INTRODUCCIÓN

En las pasadas dos décadas, los arrecifes coralinos en el Caribe han experimentado cambios en la dominancia de sus componentes bentónicos. El más notorio ha sido la disminución de la cobertura coralina acompañada por un aumento de las macroalgas (Littler y Littler, 1985; Hughes, 1994; Szmant, 2002). Esto generalmente se ha asociado a perturbaciones de origen humano, como son eutroficación, altas tasas de sedimentación y sobrepesca, que han generado mortalidad coralina, y una consecuente liberación de espacio, que ha favorecido el crecimiento desmesurado de las algas, lo que a su vez puede desplazar más el coral vivo remanente (Steneck, 1988; Littler *et al.*, 1992; McCook *et al.*, 1997; Te, 1997). En este esquema, sin embargo, el papel de la competencia entre los corales y las macroalgas no es muy claro y se asume que una vez liberadas las algas de sus factores limitantes (disponibilidad de nutrientes y herbivoría por ejemplo), están en plena capacidad de recubrir a los corales. En otras palabras, se asume que las algas son competitivamente superiores a los corales (Birkeland, 1977; Tanner, 1995; Paine, 1984). Empero esto no ha sido demostrado a cabalidad (McCook *et al.*, 2001). En estudios recientes se ha señalado que el resultado neto de la competencia entre corales y macroalgas puede ser muy variable y que estas variaciones pueden depender de los organismos involucrados (McCook *et al.*, 2001).

Así por ejemplo, Nugues *et al.*, (2003) encontraron que el efecto de los filamentos mesentéricos de los corales sobre las algas depende de las

especies de coral y algas involucradas, aún cuando en todos los casos estudiados los filamentos inhibieron el crecimiento de las algas sobre el tejido coralino vivo. Jompa y McCook (2003 a y b), por el contrario, hallaron que sólo algunas especies de macroalgas están en capacidad de recubrir y matar tejido coralino mediante el uso de sustancias químicas o por abrasión. Así, mientras que en unos estudios se ha encontrado que las algas pueden afectar negativamente a los corales (Tanner, 1985; Hughes, 1989; River y Edmunds, 2001, Jompa y McCook 2002), en otros se afirma lo contrario (McCook, 2001; McCook *et al.*, 2001).

Estos resultados muestran la potencial variabilidad, tanto del proceso como el resultado de la competencia entre corales y algas. Según Jompa y McCook (2003b), esta variabilidad puede ser interpretada en términos del limitado número de mecanismos por los cuales los corales y las algas pueden afectarse unos a otros, los cuales dependen en gran proporción de sus propiedades físicas, biológicas y químicas. Siguiendo esta idea el objetivo del presente estudio fue evaluar si el resultado de la competencia entre corales y macroalgas depende del carácter de las especies involucradas, es decir los factores intrínsecos a las interacciones.

## ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo fue adelantado en las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, localizado en la región central de la plataforma continental del Caribe colombiano, frente a las costas del Golfo de Morrosquillo (9° 39' y 9°52' N; 75° 41' y 75° 57' W) (Figura 1). El Archipiélago tiene una extensión aproximada de 255 km<sup>2</sup> e incluye un conjunto de ocho islas, un islote artificial y una serie de bancos y bajos coralinos de poca profundidad (Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria y Díaz, 2000). Desde el año 1996, el archipiélago fue adherido al Parque Nacional Corales del Rosario, mediante la resolución 1425 del Ministerio del Medio Ambiente.

Las formaciones coralinas del archipiélago conforman un complejo arrecifal del que hacen parte estructuras franjeantes y de parche, tapetes coralinos de escaso relieve, domos y bancos coralinos, en las que están representadas distintas comunidades coralinas, dominadas por corales como *Porites porites*, *Agaricia* spp. y *Montastrea* spp., entre otros (Díaz *et al.*, 2000). Cerca del 40 % de la extensión ocupada por las formaciones coralinas distribuidas entre 4 y 20 m de profundidad corresponde a arrecifes franjeantes y de parche dominados por *Montastrea annularis*, *M. favelolata* y *M. franksi* (López-Victoria y Díaz, 2000).

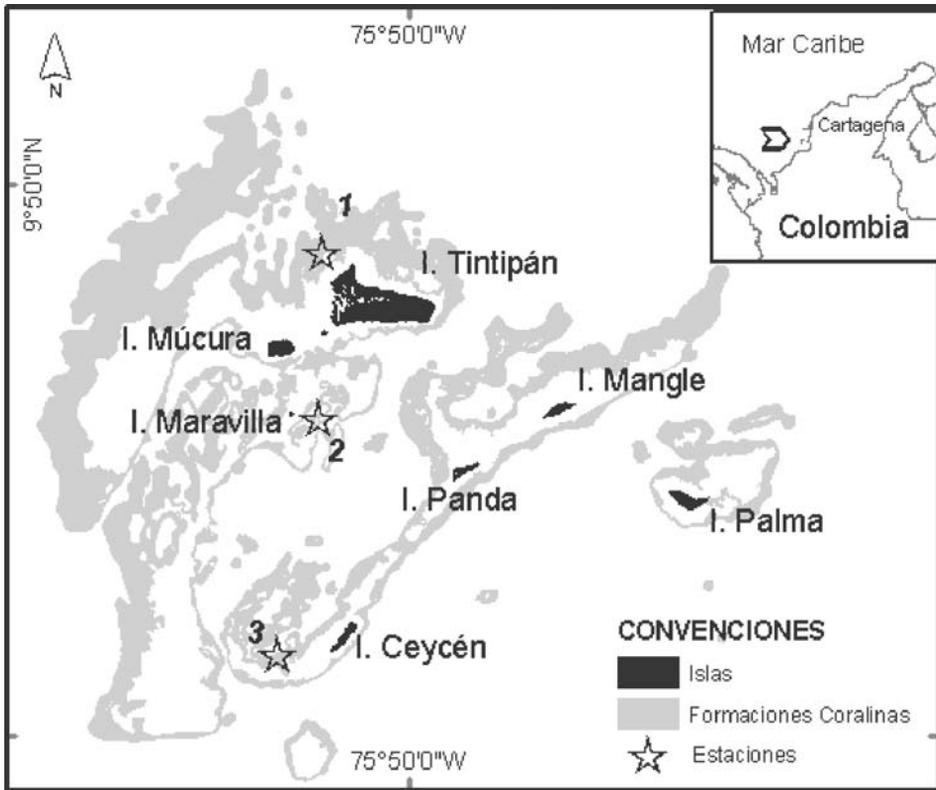


Figura 1. Ubicación del área de estudio y los sitios de muestreo en el Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano.

El régimen climático e hidrográfico es el característico para esta región, con una precipitación promedio anual de alrededor de 1000 mm distribuida en dos épocas climáticas principales, una seca, de diciembre a abril, y otra lluviosa, de mayo a noviembre. La temperatura promedio anual del aire es 26.7°C. Las aguas que bañan las islas son relativamente transparentes, con una temperatura media de 28°C y una salinidad de 34 (Patiño y Flórez, 1993).

**MATERIALES Y MÉTODOS**

Se seleccionaron tres estaciones de muestreo (Figura 1), en la unidad ecológica *Montastrea* spp. y en formaciones arrecifales de tipo tapete coralino, ubicadas entre 4 y 6 m de profundidad (Figura 1). Esto con el fin de lograr la mayor representatividad posible dentro del archipiélago en lo que respecta a las interacciones entre corales y macroalgas, pues esta zona ecológica así como el tipo de formación son las que representan mayor cobertura en el Archipiélago

(López-Victoria y Díaz, 2000). Los muestreos se realizaron durante los meses de febrero a mayo de 2000 durante la época seca.

Se definieron las siguientes categorías de interacción, siguiendo los criterios y categorías propuestos por Aerts (1999) para las interacciones entre corales y esponjas (Figura 2): (R) recubrimiento del coral vivo por macroalgas; (CP) contacto periférico de una macroalga a lo largo y paralelo al coral vivo por más de 3 cm del perímetro; (CT) contacto de tejidos (una macroalga en contacto con el borde de un coral vivo por 3 cm o menos del perímetro) y; (NC) no contacto en donde la macroalga se encuentra a una distancia inferior a 5 cm de distancia del coral, al alcance de los tentáculos barredores, pero no en contacto con tejido vivo de éste.

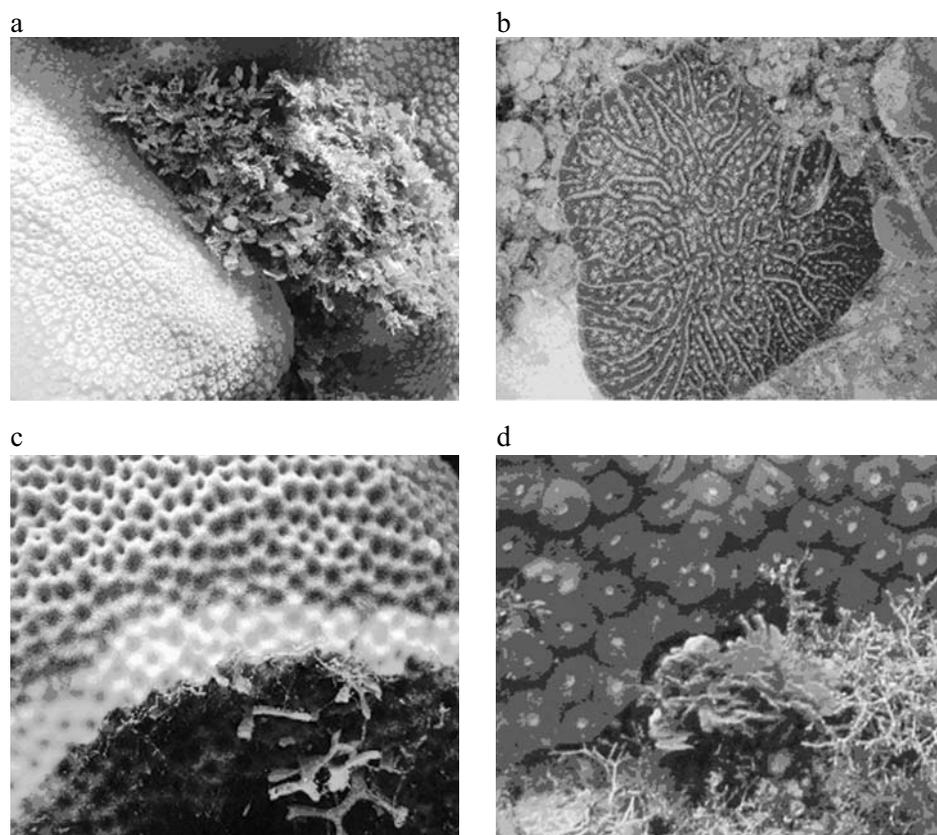


Figura 2. Categorías de interacción: a- Categoría recubrimiento (R), el alga *H. opuntia* sobre el coral *M. annularis*; b- Categoría contacto periférico (CP), interacción entre el alga parda *Dictyota* sp.y el coral *M. annularis*; c- Categoría contacto de tejido (CT), el alga *Dictyota* sp. en interacción con el coral *S. siderea* y; d- Categoría de no contacto (NC), en donde se observa al alga *H. discoidea* en interacción con *M. annularis*.

Con el fin de establecer las frecuencias de interacción, tanto para cada especie de coral y de macroalga, como para cada categoría de interacción se realizaron cuantificaciones empleando transectos de 20 m de longitud tendidos aleatoriamente sobre sustrato predominantemente coralino, con 8 repeticiones por estación. Cada colonia coralina interceptada por el transecto fue revisada minuciosamente en busca de interacciones; en los casos en que una colonia presentaba más de una interacción, cada una se registraba individualmente. Para cada interacción se anotaron las especies de coral y macroalga involucradas (identificación *in situ*, las macroalgas no identificadas en campo se recolectaron para posterior identificación) a excepción de las algas rojas calcáreas, que se tomaron como un grupo funcional. Adicionalmente se realizaron anotaciones sobre las características particulares observadas en los corales y macroalgas en el área de interacción, tales como palidamiento, blanqueamiento, enfermedades etc.

Con el fin de evaluar si las proporciones en que se encontraron las categorías de interacción eran independientes de las estaciones y combinaciones coral-macroalga, se llevaron a cabo análisis de tablas de contingencia. El grado de significancia de la independencia se estableció mediante pruebas de bondad de ajuste Chi cuadrado (Sokal y Rohlf, 1995). Adicionalmente y sólo en las tablas en donde se encontró dependencia, se llevaron a cabo pruebas de partición de grados de libertad (Sokal y Rohlf, 1995) para conocer la identidad de la combinación coral-macroalga que mostró dependencia por las categorías de interacción. Para evitar sesgos ocasionados por las bajas frecuencias de interacción de algunas combinaciones, se tuvieron en cuenta sólo 12 combinaciones, que reunieron aproximadamente el 74 % de las interacciones.

## RESULTADOS

En total se cuantificaron 394 interacciones, las cuales involucraron 19 especies de coral y cinco de macroalga, además del grupo de algas rojas calcáreas (Tabla 1), para un total de 59 combinaciones coral-macroalga (Tabla 2). Las interacciones más frecuentes estuvieron dentro de la categoría CP (43.1%) seguida por las interacciones en las categorías NC (28.7%) y R (21.6%); por último la categoría menos frecuente fue CT con el 6.6% del total de las interacciones registradas. Las proporciones de los diferentes tipos de interacción no variaron significativamente entre estaciones ( $P > 0.05$ ,  $n=394$ ), lo que permitió una evaluación en conjunto de las interacciones combinadas para las tres estaciones.

Tabla 1. Especies de corales y macroalgas registradas en interacción en cada una de las estaciones.

Grupo	Especie	Estación		
		1	2	3
Corales	<i>Acropora cervicornis</i>			X
	<i>Agaricia</i> sp	X	X	X
	<i>Colpophyllia natans</i>	X	X	X
	<i>Dichocoenia stokesi</i>			X
	<i>Diploria labyrinthiformis</i>		X	X
	<i>D. strigosa</i>			X
	<i>Eusmilia fastigiata</i>		X	X
	<i>Favia fragum</i>		X	X
	<i>Montastrea annularis</i>	X	X	X
	<i>Manicina areolata</i>			
	<i>Montastrea cavernosa</i>		X	X
	<i>M. faveolata</i>	X	X	X
	<i>M. franksi</i>	X	X	
	<i>Mycetophyllia</i> sp.			X
	<i>Millepora</i> spp			X
	<i>Porites astreoides</i>	X	X	X
	<i>P. porites</i>	X		X
	<i>Siderastrea siderea</i>	X	X	X
<i>Stephanocoenia</i> sp.				
Macroalgas	Algas rojas calcáreas	X	X	X
	<i>Dictyota bartayresiana</i>	X	X	X
	<i>D. pflaffi</i>	X	X	X
	<i>Halimeda discoidea</i>	X	X	X
	<i>H. opuntia</i>	X	X	X
	<i>Lobophora variegata</i>	X		

Tabla 2. Porcentaje de ocurrencia de cada combinación coral-macroalga por categoría de interacción para las tres estaciones en conjunto. (R) recubrimiento. (CP) contacto periférico. (CT) contacto de tejidos. (NC) no contacto.

Combinación (especie coral x especies macroalga)	Categoría de interacción				No. de interacciones
	R	CP	CT	NC	
<i>M. annularis</i> x <i>H. discoidea</i>	10.8	25.3	8.4	55.4	83
<i>M. annularis</i> x <i>H. opuntia</i>	43.6	32.7	5.5	18.2	55
<i>M. annularis</i> x <i>D. bartayresiana</i>	2.9	82.9	0.0	14.3	35
<i>M. annularis</i> x algas rojas calcáreas	4.2	87.5	0.0	8.3	24
<i>P. astreoides</i> x <i>H. discoidea</i>	6.7	46.7	13.3	33.3	15
<i>P. porites</i> x <i>L. variegata</i>	92.9	0.0	0.0	7.1	14
<i>P. porites</i> x <i>H. opuntia</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	13
<i>S. siderea</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	58.3	8.3	33.3	12

Combinación (especie coral x especies macroalga)	Categoría de interacción				No. de interacciones
	R	CP	CT	NC	
<i>M. annularis</i> x <i>L. variegata</i>	0.0	25.0	25.0	50.0	12
<i>M. faveolata</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	30.0	20.0	50.0	10
<i>M. franksi</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	77.8	11.1	11.1	9
<i>P. astreoides</i> x <i>H. opuntia</i>	66.7	22.2	0.0	11.1	9
<i>P. astreoides</i> x <i>D. bartayresiana</i>	0.0	85.7	0.0	14.3	7
<i>M. annularis</i> x <i>D. pfaffi</i>	0.0	83.3	0.0	16.7	6
<i>M. cavernosa</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	16.7	16.7	66.7	6
<i>M. cavernosa</i> x <i>H. opuntia</i>	50.0	16.7	0.0	33.3	6
<i>M. faveolata</i> x <i>H. opuntia</i>	40.0	40.0	0.0	20.0	5
<i>P. astreoides</i> x <i>D. pfaffi</i>	20.0	80.0	0.0	0.0	5
<i>S. siderea</i> x <i>H. opuntia</i>	40.0	20.0	20.0	20.0	5
<i>M. cavernosa</i> x algas rojas calcáreas	50.0	50.0	0.0	0.0	4
<i>M. franksi</i> x algas rojas calcáreas	0.0	50.0	0.0	50.0	4
<i>Agaricia</i> spp x algas rojas calcáreas	0.0	75.0	0.0	25.0	4
<i>Agaricia</i> spp x <i>H. discoidea</i>	0.0	75.0	0.0	25.0	4
<i>E. fastigiata</i> x <i>H. opuntia</i>	66.7	0.0	0.0	33.3	3
<i>M. faveolata</i> x algas rojas calcáreas	0.0	33.3	33.3	33.3	3
<i>D. labyrinthiformis</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	2
<i>F. fragum</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	2
<i>Millepora</i> spp. x <i>H. opuntia</i>	0.0	50.0	0.0	50.0	2
<i>M. cavernosa</i> x <i>D. bartayresiana</i>	50.0	0.0	50.0	0.0	2
<i>M. franksi</i> x <i>H. opuntia</i>	0.0	50.0	0.0	50.0	2
<i>P. astreoides</i> x algas rojas calcáreas	0.0	50.0	50.0	0.0	2
<i>S. siderea</i> x <i>D. pfaffi</i>	0.0	50.0	0.0	50.0	2
<i>A. cervicornis</i> x <i>H. opuntia</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	1
<i>Agaricia</i> spp. x <i>H. opuntia</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	1
<i>Agaricia</i> spp. x <i>L. variegata</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>A. tenuifolia</i> x <i>D. bartayresiana</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>A. tenuifolia</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>C. natans</i> x algas rojas calcáreas	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>C. natans</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>C. natans</i> x <i>H. opuntia</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	1
<i>C. natans</i> x <i>L. variegata</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>D. labyrinthiformis</i> x algas rojas calcáreas	0.0	0.0	100.0	0.0	1
<i>D. labyrinthiformis</i> x <i>D. bartayresiana</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>D. labyrinthiformis</i> x <i>H. opuntia</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>D. stokesi</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>D. stokesi</i> x <i>D. bartayresiana</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>D. strigosa</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	0.0	100.0	0.0	1
<i>D. strigosa</i> x <i>H. opuntia</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	1
<i>E. fastigiata</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1

Combinación (especie coral x especies macroalga)	Categoría de interacción				No. de interacciones
	R	CP	CT	NC	
<i>M. cavernosa</i> x <i>D. pfaffi</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	1
<i>M. faveolata</i> x <i>D. bartayresiana</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>M. franksi</i> x <i>D. pfaffi</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>Millepora</i> spp. x algas rojas calcáreas	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>M. menadrites</i> x <i>H. discoidea</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	1
<i>Mycetophyllia</i> sp. x algas rojas calcáreas	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>P. astreoides</i> x <i>L. variegata</i>	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>P. porites</i> x algas rojas calcáreas	0.0	100.0	0.0	0.0	1
<i>P. porites</i> x <i>D. bartayresiana</i>	100.0	0.0	0.0	0.0	1
<i>Stephanocoenia</i> spp. x <i>H. discoidea</i>	0.0	0.0	0.0	100.0	1
<b>Totales por categoría</b>	<b>85</b>	<b>170</b>	<b>26</b>	<b>113</b>	<b>394</b>

Contrario a lo anterior, la proporción de las categorías de interacción sí varió con las combinaciones de coral-macroalga más frecuentes ( $X^2= 213.3$ ,  $P=0.000$ ,  $n=291$ ). Los análisis a-posteriori de repetición de grados de libertad no revelaron un patrón generalizado, indicando que prácticamente cada especie de coral o macroalga rara vez interactúa de manera consistente con las especies del otro grupo.

Dependiendo de la categoría y de las especies involucradas se observaron tendencias de asociación. En las interacciones de la categoría R se destacó el alga *Halimeda opuntia*, que recubrió principalmente a los corales *Montastrea annularis* (43.6 %), *Porites astreoides* (66.7 %) y *Porites porites* (100 %). Este último también se vio recubierto casi en todas las interacciones en que se involucró con el alga *Lobophora variegata* (92.9 %), contrario a lo que sucedió en los encuentros entre esta macroalga y *M. annularis*, interacciones que en su mayoría fueron de tipo NC (50 %). Estos encuentros sólo se observaron en la estación uno, para la cual fue exclusiva la presencia de esta especie de macroalga.

No obstante lo anterior, los recubrimientos no fueron las interacciones más frecuentes entre los corales y las macroalgas como se señaló en el primer párrafo, como si lo fueron las otras tres interacciones con un 74 % de las interacciones registradas. En estas categorías también se encontraron algunos patrones destacables como que, por ejemplo, *Halimeda discoidea* fue la macroalga con mayor porcentaje de encuentros en las categorías CP, CT y NC (53.4 %). En la categoría CP fueron frecuentes además las interacciones entre *M. annularis* con las algas *H. opuntia* (32.7 %) y *Dictyota bartayresiana* (82.9 %), sin dejar a un lado el grupo de las algas rojas calcáreas (87.5 %).

Los corales involucrados en interacciones de la categoría de recubrimiento mostraron signos claros de estrés. Las áreas de coral que fueron sobrecrecidas primero, esto es, las zonas cercanas al borde de la colonia, mostraron blanqueamiento total. Las áreas sobrecrecidas más recientemente (más alejadas del borde de la colonia) mostraron por lo general palidecimiento del tejido. En las interacciones de las categorías CP y CT los corales no mostraron ningún signo de afección; la coloración del tejido en contacto con las algas era similar a la del resto de la colonia. Tampoco en las interacciones de categoría NC se evidenciaron signos de estrés en el coral, sin embargo, en los casos en los que el alga se encontraba lo suficientemente cerca, sus frondas hacían contacto con el tejido coralino, evidenciándose un ligero oscurecimiento de éste.

Algunas de las algas en interacción, principalmente del género *Halimeda*, mostraron signos de mortalidad, particularmente en las porciones superiores. En contraste, las especies de *Dictyota* no evidenciaron mortalidad en sus frondas, al igual que *L. variegata*.

## DISCUSIÓN

La monopolización del sustrato coralino por parte de macroalgas, observada en las últimas décadas ha sido tema de amplio estudio (McCook *et al.*, 2001). Este fenómeno se adjudica generalmente a una alta concentración de nutrientes o a la sobrepesca de herbívoros, como también a las altas tasas de sedimentación y al estado de deterioro actual de los arrecifes coralinos, propiciado por las actividades humanas en las costas (Szmant, 2002). Todo lo anterior ha resultado en que la mayoría de estos estudios se haya concentrado en entender el papel de estos factores, extrínsecos a las interacciones, y poco se haya hecho en el contexto de los factores intrínsecos, es decir, los que conciernen a los organismos involucrados en las interacciones (Nugues *et al.*, 2004; McCook *et al.*, 2001). Este estudio revela que los factores intrínsecos juegan también un papel dentro de este fenómeno, considerando la dependencia significativa entre las proporciones de las categorías de interacción con y de las combinaciones corales-macroalgas, indicadas por los análisis de las tablas de contingencia.

Esta tendencia de asociación o dependencia ya se había observado anteriormente (Mejía-Niño y Garzón Ferreira, 2003) y está dada principalmente por la notoria dominancia de las interacciones de tipo contacto periférico (CP), contacto de tejido (CT) y no contacto entre las macroalgas y los corales, dominancia que se ha establecido también en otros estudios (Jompa

y McCook, 2002; Mejía-Niño y Garzón Ferreira, 2003). Por lo anterior, es claro que los corales deben tener una manera de evitar ser recubiertos por las algas que crecen en sus inmediaciones. La respuesta está probablemente en sus mecanismos de competencia. Para los corales se han señalado básicamente dos: filamentos mesentéricos y tentáculos barredores (Lang, 1973; Logan, 1984; Chornesky, 1989; Chadwick, 1991). Nugues *et al.* (2004), encontraron que algunas especies de corales pétreos son capaces de evitar el recubrimiento por las algas *H. opuntia*, *L. variegata* y *Dictyota* sp., gracias a la acción de los filamentos mesentéricos. Las observaciones de estos autores coinciden además con las de este estudio, en cuanto a los efectos de los filamentos sobre las frondas de *H. opuntia*, como el palidecimiento y muerte de las mismas dentro del ámbito de acción de los filamentos mesentéricos. Empero, la mortalidad que fue más evidente aquí, es decir la de las frondas superiores, probablemente sólo se deba a las altas tasas de mortalidad, productividad y crecimiento características de esta alga (Freile y Hillis, 1997), ya que estas porciones están fuera del alcance de los mecanismos de defensa de los corales. La producción de mucus y/o aleloquímicos son otros de los mecanismos defensivos que se ha observado, que pueden causar efectos similares sobre las algas (De Ruyter van Steveninck, 1988; McCook, 2001) y que pueden resultar en los patrones observados, es decir, una mayor proporción de interacciones diferentes al recubrimiento.

Ahora bien, no todas las especies de coral están igualmente capacitadas para evitar el recubrimiento por parte de las algas, lo que depende de sus capacidades competitivas. Así, especies como *P. porites* y *P. astreoides* registraron más del 90 % de sus interacciones en la categoría recubrimiento, principalmente por las algas *H. opuntia* y *L. variegata*, que se explicaría por su pobre capacidad competitiva (Lang, 1973; Logan 1984). Un caso similar está en las interacciones entre *M. annularis* y *H. opuntia*. Aunque en menor grado, este coral fue frecuentemente recubierto por esta alga, el cual es considerado como uno de capacidad competitiva intermedia (Lang, 1973; Logan 1984, Nugues *et al.*, 2004).

No obstante lo anterior, y aunque las capacidades competitivas de los corales pueden explicar a grandes rasgos las tendencias observadas, ciertas características de las macroalgas pueden ofrecer explicaciones más claras en casos particulares de dependencia entre las especies (coral o macroalgas) y las categorías de interacción. La macroalga que con mayor frecuencia se observó recubriendo corales pétreos fue *H. opuntia*, mientras que *H. discoidea* fue registrada en las otras categorías de interacción. Por su parte, *D. bartayresiana* fue observada generalmente en interacciones de contacto periférico. Estas

frecuencias posiblemente se relacionan con la forma de crecimiento y la susceptibilidad a los herbívoros. *H. opuntia* es un alga que crece formando agregaciones, por lo que requiere mayor espacio para la fijación (Hay, 1981); además, posee mecanismos de defensa contra los herbívoros como la calcificación y metabolitos secundarios (Hay, 1997; Littler *et al.*, 1983). Todas estas características favorecen en buena medida el recubrimiento de los corales por parte de esta alga. La formación de agregaciones, además de requerir más espacio, favorece la acumulación de sedimentos en las partes bajas que ahogan a los pólipos adyacentes en caso de interacción, dejando sustrato libre para ocupar. No se puede descartar, sin embargo, que los metabolitos secundarios tengan algún efecto en la competencia con los corales, empero, no se observaron evidencias de lo anterior, como serían cambios en la coloración, blanqueamiento, oscurecimiento o muerte del tejido coralino en interacciones de no contacto con esta macroalga.

Aunque *H. discoidea* posee los mismos mecanismos de defensa contra los herbívoros que *H. opuntia*, su forma de crecimiento es diferente; no forma agregaciones. De manera generalizada, esta macroalga crece como individuos aislados y fijos al sustrato por un sólo apéndice de sujeción del que se desprenden algunas “ramas” (frondas), que usualmente no sobrepasan los 20 cm de altura (Littler y Littler, 2000). Las algas que crecen de esta manera requieren menos espacio (Hay, 1981), lo que disminuye la probabilidad de interacciones de contacto. No obstante la presencia de esta macroalga a corta distancia de los corales puede favorecer el recubrimiento por algas filamentosas, ya que si bien el apéndice de sujeción no está en contacto con el tejido coralino, es usual que sus frondas si lo estén, ejerciendo abrasión sobre el tejido que no le permite a los pólipos salir y alimentarse. Ello conduce a la muerte del pólipo, sobre el cual las algas filamentosas se posan rápidamente, como se ha observado en otros estudios (Coyer *et al.*, 1983; River y Edmunds, 2001).

En lo que se refiere a las especies de *Dictyota*, siendo estas macroalgas oportunistas y muy susceptibles a ser consumidas por organismos herbívoros (Littler *et al.*, 1983), su población no tiene la capacidad de eliminar por competencia a otras especies; sin embargo, su reproducción es vegetativa, por tanto, se encuentran con mayor frecuencia en interacciones de contacto periférico o contacto de tejido, limitadas en su distribución por la cantidad de espacio disponible y los mecanismo defensivos de los corales.

En cuanto a *L. variegata*, esta macroalga sólo se encontró en la estación 1 (costado de barlovento del Archipiélago) y recubriendo a *P. porites*; en muy pocas oportunidades se observó en interacciones con otras especies. Es probable que las colonias de *P. porites*, además de ser pobres competidoras,

como se señaló anteriormente, por su forma y tamaño, no permitan el acceso de erizos, por lo que entonces pueden considerarse refugios contra la herbivoría de erizos, aunque esto no ha sido comprobado.

En resumen, las frecuencias de interacción para cada una de las categorías consideradas dependen de las especies involucradas en interacción y de sus propiedades intrínsecas; en el caso de los corales, se trata principalmente de sus mecanismos de competencia y de la eficacia y momento de acción de éstos. En cuanto a las macroalgas, el tipo y estrategia de crecimiento, la susceptibilidad a los herbívoros y probablemente las sustancias aleloquímicas, son algunas de las propiedades que explicarían los patrones observados en este estudio en cuanto a las frecuencias de interacción por categoría entre los corales y las macroalgas. En consecuencia, podemos decir que estos factores intrínsecos a las especies de coral y las macroalgas involucrados en interacción, tienen el potencial de determinar la categoría de interacción o la manera como se relacionan estos dos componentes bentónicos de los arrecifes coralinos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al INVEMAR por la financiación y apoyo logístico a este trabajo. A Sven Zea por los aportes en los análisis estadísticos y sus oportunas observaciones, a Mateo López-Victoria por la colaboración en las labores de campo y sus sugerencias, a Diana Báez y Pablo Berrío por la asistencia en campo y a Gabriel González, Marta Montero (Tolú Náutica) y Luz Marina (Punta Faro) por su hospitalidad en Isla Múcura. A Germán Bula-Meyer(+) por su generosa ayuda en la identificación de las algas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aerts, L.A.M. 1999. Sponge-coral interactions on Caribbean Reefs. Disertación doctoral, Universidad de Ámsterdam, Holanda, 157 p.
- Birkeland, C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation on early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. Proc. 3<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp., 15-21 pp.
- Chadwick, N.E. 1991. Spatial distribution and the effects of competition on some temperate Scleractinia and Corallimorpharia. Mar. Ecol. Progr. Ser. 70: 39-48.
- Chornesky, E.A. 1989. Repeated reversals during spatial competition between corals. Ecology, 70(4):843-855.
- Coyer J.A. 1993. Interactions between corals and algae in a temperate zone rocky reef: Mediation by sea urchins. J. Exp. Biol. Ecol., 167: 21- 37.

- De Ruyter van Stevenick, E.D. y A.M. Breeman. 1987. Deep Water Populations of *Lobophora variegata* (Phaeophyceae) on the Coral Reef of Curacao: Influence of Grazing and Dispersal on Distribution Patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38:241-250.
- De Ruyter van Stevenick ED, LL Van Mulekon y AM Breeman. 1988. Growth inhibition of *Lobophora variegata* (Lamaroux) Womersly by scleractinian corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 115: 169-178.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas Coralinas de Colombia. INVEMAR, Ser. Publ. Esp. 5, Santa Marta, 175 p.
- Freile, D., y L. Hillis. 1997. Carbonate Productivity by *Halimeda incrustata* in a land proximal lagoon, Pico Feo, San Blas, Panamá. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp., Panamá*, 1: 762-772.
- González, A.M., y J. Rojas. 1995. Estructura y composición de la comunidad macroalgal en el sistema arrecifal coralino del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Tesis profesional, Facultad de Biología Marina, Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Hay, M.E. 1981. The functional morphology of turf-forming seaweeds persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62(3): 743-750.
- \_\_\_\_\_. 1997. The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral reefs* 16 Suppl.: 67-76.
- Hughes, T.P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*, 70: 275-279.
- \_\_\_\_\_. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265: 1547-1551.
- Jompa J. y L.J. McCook. 2002. The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and a brown alga (*Lobophora variegata*). *Limnol. Oceanogr.*, 47:527-534
- \_\_\_\_\_. 2003a. Contrasting effects of turf algae on corals: massive *Porites* spp. Are unaffected by mixed-species turfs, but killed by the red alga *Anotrichium tenue*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 79-86.
- \_\_\_\_\_. 2003b. Coral-algal competition: macroalgae with different properties <have different effects on corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 87-95.
- Lang, J. 1973. Interspecific aggression by scleractinian corals. 2. Why the race is not only to the swift. *Bull. Mar. Sci.*, 23(2): 261-279.
- Littler, M.M. y Littler, D.S. 1985. Factors controlling relative dominance of primary producers on biotic reefs. *Proc. Fifth Inter. Coral Reef Congress, Tahiti* 4:35-40.
- Littler D.S. y M.M. Littler. 2000. Caribbean Reef Plants. Offshore Graphics, Washington.
- Littler, M.M, D.S. Littler y B.E. Lapointe. 1992. Modification of tropical reef community structure due to cultural eutrophication: The southwest coast of Martinique. *Proc. 7<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp., Guam*, Vol. 1: 335-343.

- Littler, M.M., P.R. Taylor y D.S. Littler. 1983. Algal Resistance to Herbivory on a Caribbean Barrier Reef. *Coral Reefs*, 2: 111-118.
- Logan, A. 1984. Interspecific aggression in hermatypic corals from Bermuda. *Coral Reefs*, 3: 131-138.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Col. Cienc. Exact. Fis. Nat.*, 24 (91):219-230.
- McCook, L.J. 2001. Competition between corals and algal turfs along a gradient of terrestrial influence in the nearshore central Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 19:419-425.
- McCook, L.J., I.R. Price y D.W. Klumpp. 1997. Macroalgae on the GBR: Causes and consequences, indicators or models of reef degradation. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, Panama, 2: 1851-1856.
- McCook, L.J., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanism. *Coral Reefs*, 19:400-417.
- Mejía-Niño, N. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Dinámica de las intracciones alga-coral en dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe Colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 32:243-261.
- Morrison, D. 1988. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology* 69(5): 1367-1382.
- Nugues, M.M., L. Delvoyné y R.P.M. Bak. 2004. Coral defence against macroalgae: differential effects of mesenterial filaments on the green alga *Halimeda opuntia*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278: 103- 114.
- Paine, R.T. 1984. Ecological Determinism in the Competition for Space. *Ecology*, 65(5):1339-1348.
- Patiño, F. y F. Flórez. 1993. Estudio Ecológico del Golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia y fondo FEN-Colombia, Bogotá. 295p.
- River, G.F. y P.J. Edmunds. 2001. Mechanims of interaction between macroalgae and scleractineans on coral reef in Jamaica. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 262: 159-172.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3<sup>a</sup> edición. W.H. Freeman and Company. New York. 358p.
- Steneck, R.S. 1988. Herbivory on coral reefs: a synthesis. *Proc. 6<sup>th</sup> Int. Coral Reef Sym.* 1: 37-49.
- Szmant, A. M. 2002. Nutrient enrichment on coral reef: is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries*, 25: 743-766.
- Tanner, J.E. 1995. Competition between scleractinian corals and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 190: 151-168.
- Te, F.T. 1997. Turbidity and its effect on corals: A model using the extinction coefficient (K) of photosynthetic activity radiance (PAR). *Proc 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, Panama, 2: 1899-1904.

FECHA DE RECEPCIÓN: 07/03/02

FECHA DE ACEPTACIÓN: 27/09/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, AA. 1016, Santa Marta, Colombia.*

*E-mail: [jcmarquez@invemar.org.co](mailto:jcmarquez@invemar.org.co) (JCMH) y [jmdiaz@humboldt.org.co](mailto:jmdiaz@humboldt.org.co) (JMD\*).* \*Dirección

*actual: Instituto "Alexander von Humboldt", Kra. 7 No. 35-20, Bogotá, D.C., Colombia*

## MONITOREO DE LOS NIVELES DE TESTOSTERONA Y ESTRADIOL EN EL PLASMA SANGUÍNEO DE HEMBRAS DE PARGO PALMERO *LUTJANUS ANALIS* MANTENIDAS BAJO DOS TERMOPERIODOS DE ACONDICIONAMIENTO DIFERENTES

*Fabio Castaño-Rivera y Julián Botero-Arango*

### RESUMEN

Dos grupos de pargos palmeros *Lutjanus analis* adultos capturados en el medio natural, cada uno compuesto por tres hembras y cuatro machos, fueron sometidos durante ocho meses a condiciones de temperatura y fotoperiodo controladas en el laboratorio para estimular su maduración sexual, que estaba en estado de latencia por efectos del confinamiento. El primer grupo se mantuvo bajo un ciclo artificial con manipulación de la temperatura y el segundo bajo un ciclo control donde este parámetro se dejó en condiciones naturales. Para el análisis de los niveles plasmáticos de testosterona (T) y estradiól ( $E_2$ ) se tomaron muestras bimensuales de sangre a cada una de las hembras, recolectándose biopsias ováricas simultáneamente para registrar el diámetro medio de los oocitos. Al cabo de seis meses se hizo evidente un incremento en el diámetro medio de los oocitos en las tres hembras del ciclo artificial, el cual coincidió y se correlacionó con el aumento de los niveles de T y  $E_2$  ( $r = 0.62$  y  $0.82$ , respectivamente). En las hembras del ciclo control no se observó crecimiento de los oocitos. En los dos ciclos se observó que los niveles de T y  $E_2$  se relacionaron con el fotoperiodo ( $r = 0.84$  y  $r = 0.61$ ), mientras que con la temperatura esta relación fue mucho menor, o incluso no significativa ( $r = 0.40$  y  $r = 0.20$ ). Se presentaron diferencias significativas ( $P < 0.1$ ) entre los factores de condición (K) de los dos grupos, mientras que entre los niveles de T y  $E_2$  no se presentaron diferencias. El presente trabajo constituye el primer reporte sobre el análisis de los niveles de esteroides sexuales durante el proceso de maduración gonadal en peces de la familia Lutjanidae sometidos a un ciclo artificial de acondicionamiento.

**PALABRAS CLAVE:** Pargo palmero, *Lutjanus analis*, Maduración sexual, Ciclo artificial de acondicionamiento.

### ABSTRACT

**Monitoring of testosterone and oestradiol levels in blood plasma of mutton snapper *Lutjanus analis* females maintained under two different thermoperiod conditioning cycles.** Two groups of adult Mutton snapper fish *Lutjanus analis* captured in the wild, each one

of three females and four males, were kept during eight months under controlled temperature and photoperiod conditions in the lab in order to stimulate their sexual maturation which was in a state of latency because of the effects of confinement. The first group was maintained under an artificial cycle with temperature manipulation and the second under a control cycle, in which this parameter was left at natural conditions. Every two months blood samples from all females were taken for the analysis of plasma testosterone (T) and oestradiol ( $E_2$ ) levels, taking ovarian biopsies simultaneously to register the mean diameter of the oocytes. After six months, a significant increase in the mean diameter of the oocytes of the three females of the artificial cycle was observed, with coincidence and statistic relationship with the increase in the T and  $E_2$  ( $r = 0.62$  y  $0.82$  respectively). No oocyte growth was observed in the females under the control cycle. In both, artificial and control cycles, T and  $E_2$  levels showed a close relationship with photoperiod ( $r = 0.84$  y  $r = 0.61$ ) while temperature showed a lower or non significant relationship ( $r = 0.40$  y  $r = 0.20$ ). Statistical differences ( $P < 0.1$ ) were found between the condition factors of the two groups, while the sexual steroids didn't show any differences between them. The present work constitutes the first report on the analysis of sexual steroid levels during the gonadal maturation process in fish of the Family Lutjanidae kept under an artificial conditioning cycle.

**KEY WORDS:** Mutton snapper; *Lutjanus analis*; Sexual maturation, Artificial conditioning cycle.

## INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas que se presenta en la reproducción artificial de peces marinos de aguas tropicales es el de la reabsorción de sus gónadas o estado de latencia reproductiva que se produce por el estrés del cautiverio prolongado en el laboratorio. Este fenómeno, descrito en detalle en los trabajos de Campbell *et al.* (1994), Bromage (1995), Tucker (1998), Cleary y Pankhurst (2000) y Kubokawa *et al.* (1999), prácticamente obliga a obtener los desoves a partir de reproductores silvestres en estado de madurez, inyectados con hormonas inmediatamente después de su captura, antes de que se produzca la reversión gonadal. En circunstancias especiales donde esta estrategia no es posible, como es el caso de los laboratorios de la Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia - CENIACUA, donde por razones de bioseguridad no se pueden introducir reproductores silvestres sin someterlos antes a una prolongada cuarentena para evitar el contagio de los reproductores de camarón con posibles patógenos, se debe diseñar y poner en práctica un sistema o ciclo de acondicionamiento artificial donde se manipule la temperatura y el fotoperiodo en los tanques de los peces para estimular y reactivar su proceso de maduración gonadal. En los trabajos de Lam (1983), Munro (1990) y Sumpter (1990) se explica detalladamente la importancia de estas variables ambientales sobre la maduración, regulación y sincronización de los ciclos reproductivos en los teleósteos.

El comportamiento de los esteroides sexuales durante la gametogénesis y maduración gonadal y su relación con las variables medioambientales ha sido estudiado principalmente en peces de agua dulce, particularmente en salmónidos y ciprínidos (Blythe, *et al.*, 1994). Aunque existen algunas referencias que hacen mención a los esteroides en especies de aguas subtropicales y templadas, como los trabajos de Carragher y Pankhurst (1993), Webb *et al.* (1999) y Björnsson *et al.* (1998) para peces de las familias Sparidae, Ascipenseridae y Pleuronectidae respectivamente, son muy escasos, por no decir inexistentes este tipo de estudios en peces marinos de aguas tropicales. El presente trabajo constituye el primer reporte, hasta donde se tiene noticia, del análisis y seguimiento de los esteroides sexuales durante el proceso de maduración gonadal en peces de la familia Lutjanidae (pargo palmero = *Lutjanus analis*), sometidos a un termoperiodo artificial de acondicionamiento.

Esta investigación se desarrolló con el objetivo de reestablecer el proceso de maduración gonadal de los reproductores cuarentenados, mediante la aplicación de un ciclo de acondicionamiento artificial, capaz de revertir el estado de latencia gonadal manipulando la temperatura y el fotoperiodo. Las actividades de la investigación se desarrollaron entre septiembre de 2001 a mayo de 2002 en los laboratorios de la Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA), ubicados en el corregimiento de Punta Canoa (Bolívar, Caribe colombiano) y estuvieron enmarcadas dentro del Programa de Diversificación de la Corporación, cuyo objetivo es el de desarrollar tecnologías que permitan a mediano plazo la diversificación del sector camaricultor colombiano.

## METODOLOGÍA

### **Captura y mantenimiento de los reproductores:**

El grupo de peces de la investigación estuvo conformado por 14 reproductores cuyo peso y longitud total oscilaba entre 1.953 - 2.737 gr y 45 - 52 cm respectivamente, los cuales fueron capturados en el Bajo de Canceco y en las Islas del Rosario (Caribe colombiano) mediante el uso de líneas de mano con anzuelo y palangre. Con los peces se conformaron dos grupos experimentales, cada uno con tres hembras y cuatro machos, los cuales fueron mantenidos en dos tanques circulares de fibra de vidrio de 10 T c/u bajo techo dentro del laboratorio. Durante el estudio los peces fueron alimentados a saciedad, día de por medio, con alimento congelado compuesto por calamar, pescado y camarón. Una vez a la semana se les proporcionó un alimento concentrado elaborado en el laboratorio con 40% de proteína, 16% de grasa y

11% de humedad, enriquecido con una premezcla de vitaminas, minerales y pigmentos proporcionada por Laboratorios ROCHE®.

### Ciclos de acondicionamiento:

El primer grupo de hembras (N = 3) se mantuvo durante ocho meses bajo un *ciclo artificial* de termoperiodo cuya característica particular fue la manipulación de la temperatura mediante un enfriador o “chiller” de 120.000 BTU. El diseño de este ciclo se hizo con base en una modificación y adaptación a condiciones tropicales del modelo de Arnold *et al.* (1978), teniendo en cuenta las temperaturas superficiales reportadas por Sandoval (1999) para la zona de Santa Marta, Caribe colombiano. El segundo grupo, con igual número de hembras, se mantuvo durante el mismo periodo bajo un *ciclo control* donde no se manipuló la temperatura, dejándola libremente bajo las condiciones reinantes en la zona de Punta Canoa (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de temperatura (media diaria  $\pm$  desviación estándar) y fotoperiodo aplicados a reproductores de pargo palmero *Lutjanus analis* bajo un ciclo artificial y un ciclo control de acondicionamiento.

Mes	Ciclo artificial (°C)	Ciclo control (°C)	Fotoperiodo (horas luz)
Oct	26 $\pm$ 1.0	28.2 $\pm$ 1.2	12
Nov	24.7 $\pm$ 1.3	28.5 $\pm$ 0.4	12
Dic	24.9 $\pm$ 1.7	28 $\pm$ 0.5	11
Ene	22.1 $\pm$ 0.6	26.2 $\pm$ 0.5	11
Feb	22.4 $\pm$ 1.1	25.7 $\pm$ 0.5	11
Mar	22.6 $\pm$ 0.3	26.8 $\pm$ 0.6	13
Abr	24.5 $\pm$ 1.3	27.4 $\pm$ 0.7	13
May	26 $\pm$ 1.9	27.9 $\pm$ 1.2	13

La temperatura fue monitoreada a mañana y tarde utilizando un equipo digital HANNA HI9143 con una precisión de 0.1 °C. Para la simulación del fotoperiodo, el cual fue igual para los dos grupos, se utilizaron dos lámparas fluorescentes de 20 W colocadas a 50 cm sobre la superficie de los tanques de los peces. El régimen lumínico que se aplicó correspondió a las condiciones naturales locales.

Los reproductores del ciclo artificial se mantuvieron en un sistema 95 % en recirculación, equipado con un desnatador superficial, una batería de filtros de cartucho de 20, 5 y 1  $\mu$ m y dos biofiltros de 2 T de capacidad, mientras que los reproductores del grupo control se mantuvieron en un sistema 100% en flujo directo, equipado con un desnatador superficial y una batería de

filtros igual al descrito anteriormente, pero sin biofiltración. La aireación se suministró constantemente a los dos sistemas por medio de un blower de 2 HP. El oxígeno, pH, amonio total (TAN) y nitritos fueron medidos periódicamente por métodos convencionales. Las concentraciones de estos parámetros se mantuvieron durante todo el experimento dentro de los rangos aceptables para el mantenimiento de peces marinos (Tucker, 1998).

### **Toma y análisis de muestras:**

Las muestras de sangre se tomaron mediante punción en el seno caudal, utilizando jeringas de 3 ml sin heparinizar, con agujas hipodérmicas de 1 1/2" 22G. De la totalidad de las hembras se tomaron bimensualmente muestras de 2 ml aproximadamente, las cuales fueron refrigeradas durante 3 hr aproximadamente hasta el momento de su centrifugación a 3.500 rpm durante 10 min en el laboratorio. Posteriormente el plasma sanguíneo fue almacenado a -20 °C durante 24 hr hasta su análisis, de acuerdo con lo sugerido por Pankhurst (1994). Los niveles de los esteroides sexuales estradiól (E<sub>2</sub>) y testosterona (T) fueron determinados por el método de Fluoroinmunoensayo a tiempo de resolución, siguiendo el protocolo DELFIA® 1244-056 y A050-101 respectivamente.

Las muestras o biopsias ováricas de las hembras fueron tomadas simultáneamente con las de sangre mediante la introducción de una cánula de 1.5 mm de diámetro externo por el oviducto, realizando una suave succión. Una vez recolectados, los oocitos fueron fijados en formalina bufferada al 10% en agua de mar filtrada de acuerdo con lo descrito por Watanabe *et al.* (1998) y observados al estereoscopio. En cada ocasión se midieron por lo menos 50 oocitos mediante un micrómetro ocular de 30 µm de precisión.

El factor de condición (K), es un índice basado en la relación talla-peso del individuo y explica fundamentalmente el estado de bienestar en que se encuentra el animal durante su vida. Si bien este factor no está diseñado para evaluar ciclos de acondicionamiento, sí nos da una señal de la adaptabilidad de los peces al medio de confinamiento en términos cuantitativos, lo que nos permite determinar el efecto de cada uno de los ciclos sobre el bienestar de los peces (Rodríguez, 1992).

$$K = (W / L^3) * 100$$

Donde, *K* es el factor de condición, *W* el peso total en gramos y *L* la longitud total del pez en cm.

Para comparar el efecto de los ciclos de acondicionamiento en términos de *K*, *T* y E<sub>2</sub>, se realizaron pruebas de hipótesis para la diferencia entre las

medias de dos poblaciones con varianza desconocida, donde la hipótesis nula correspondió a  $H_0: \mu_1 - \mu_2 \leq 0$ , y la hipótesis alternativa a  $H_a: \mu_1 - \mu_2 > 0$ .

Todas las estimaciones estadísticas pertinentes se realizaron por medio del paquete STRAGRAPHIC PLUS® para Windows 2000. Primero se evaluó la normalidad de las variables mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas por medio de un chequeo de varianza (Variante check), condiciones fundamentales para realizar las pruebas de regresión lineal. El modelo de regresión lineal simple utilizado en esta investigación está representado por la siguiente ecuación:

$$y = \alpha + \beta x$$

Donde  $y$  es un valor representativo de una de las subpoblaciones de  $Y$ , y  $\alpha$ ,  $\beta$  se les conoce como los coeficientes de regresión de la población y geoméricamente representan la ordenada al origen y la pendiente de la recta, respectivamente (Daniel, 2002).

Para estimar la tendencia de los niveles de esteroides sexuales en las muestras plasmáticas se realizó un análisis de estadística descriptiva, pues el bajo valor de  $n$  de la muestra no permitió hacer un análisis más exhaustivo.

## RESULTADOS

Al inicio de los ciclos artificial y control todas las hembras presentaron un estado de madurez gonadal grado I y II ( $\emptyset=50 \pm 14 \mu\text{m}$ ), según la escala de González y Lugo (1997) (Figura 1). Este estado se mantuvo en los dos grupos alrededor de seis meses, al cabo de los cuales se detectó por primera vez en el mes de mayo un incremento en el diámetro medio de los oocitos de las tres hembras del ciclo artificial, con valores de  $122 \pm 76$ ,  $86 \pm 40$  y  $122 \pm 87 \mu\text{m}$  (Figura 1). Dicho incremento coincidió y se correlacionó con la temperatura y el fotoperiodo ( $r = 0.55$ ,  $P=0.007$  y  $r = 0.61$ ,  $P=0.005$ , respectivamente) y con el incremento de las concentraciones plasmáticas de T y  $E_2$  ( $r = 0.62$   $P=0.049$  y  $r = 0.82$   $P=0.009$ , respectivamente). Por su parte las hembras del ciclo control no experimentaron evolución alguna en el crecimiento de sus oocitos y su correlación con las variables ambientales temperatura y fotoperiodo ( $r = 0,00$ ,  $P=0.93$  y  $r = 0.34$ ,  $P=0.28$  respectivamente), no fue estadísticamente significativa. El mismo comportamiento (correlaciones débiles, no significativas estadísticamente), se observó con los esteroides sexuales T y  $E_2$ , los cuales presentaron correlaciones ( $r$ ) con el diámetro de los oocitos de 0.28 y 0.28 ( $P=0.36$  y  $P=0.37$  respectivamente).

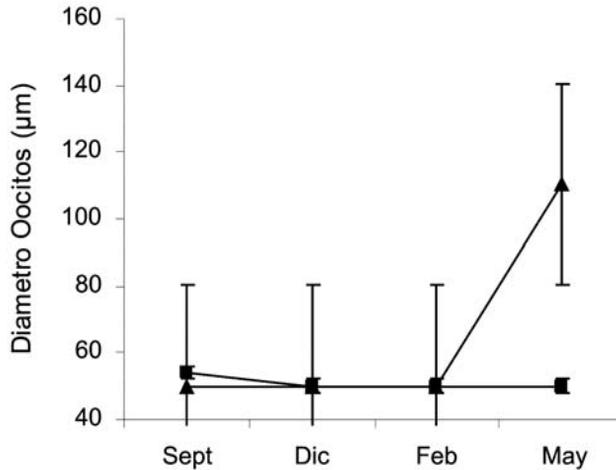


Figura 1. Diámetro medio de los oocitos de hembras de pargo palmero *Lutjanus analis* mantenidas bajo ciclos de acondicionamiento artificial (▲) y control (■) en el laboratorio.

Durante los primeros seis meses las hembras del ciclo artificial no experimentaron cambios en los niveles plasmáticos de esteroides sexuales. Solo hacia el final del ciclo, en el mes de mayo, se evidenció un incremento en las concentraciones de T y E<sub>2</sub>, las cuales coincidieron con el aumento del fotoperiodo y la temperatura en el ciclo de acondicionamiento (Figura 2). La variable ambiental que presentó mayor relación con la T y el E<sub>2</sub> fue el fotoperiodo, el cual presentó un coeficiente de correlación de 0.76 y 0.61 (P=0.004 y P=0.031, respectivamente), mientras que con la temperatura la correlación fue no significativa: no hay correlación (r = 0.43, P=0.051 y r = 0.26, P=0.39, respectivamente).

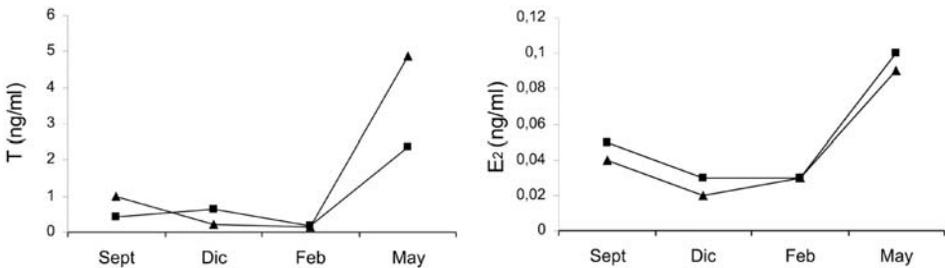


Figura 2. Comportamiento de los niveles de testosterona (T) y estradiol (E<sub>2</sub>) en el plasma sanguíneo de hembras de pargo palmero *Lutjanus analis* sometidas a un ciclo artificial (▲) y control (■).

La variación de los niveles de esteroides sexuales en el plasma sanguíneo de los peces del ciclo control fue similar a la presentada por los peces del ciclo artificial, en donde las bajas concentraciones de T y E<sub>2</sub> fueron

la constante durante los primeros meses del termoperiodo (Figura 2). Posteriormente se observó un incremento de los niveles de los esteroides en el mes de mayo, los cuales, como se mencionó anteriormente, no incidieron en la maduración y/o evolución de los oocitos. Sin embargo, este incremento en los esteroides sexuales T y E<sub>2</sub> coincidió y se correlacionó con el fotoperiodo ( $r = 0.84$ ,  $P=0.002$  y  $r = 0.61$ ,  $P=0.034$  respectivamente), pero no con la temperatura ( $r = 0.40$   $P=0.053$  y  $r = 0.20$ ,  $P=0.52$  respectivamente).

El factor de condición en los peces del ciclo artificial aumentó durante todo el periodo experimental, mientras que los peces del control permanecieron prácticamente constantes (Figura 3). En las pruebas de hipótesis, se observó que el  $t$  calculado cayó en la zona de rechazo de la hipótesis nula ( $H_0$ ), es decir que las dos medias poblacionales son estadísticamente diferentes ( $P<0.1$ ) y que el K de los peces del ciclo artificial es mayor que el K de los peces del ciclo control. Sin embargo, en las pruebas de hipótesis comparando los esteroides T y E<sub>2</sub> no se presentaron diferencias significativas entre las medias de los dos grupos.

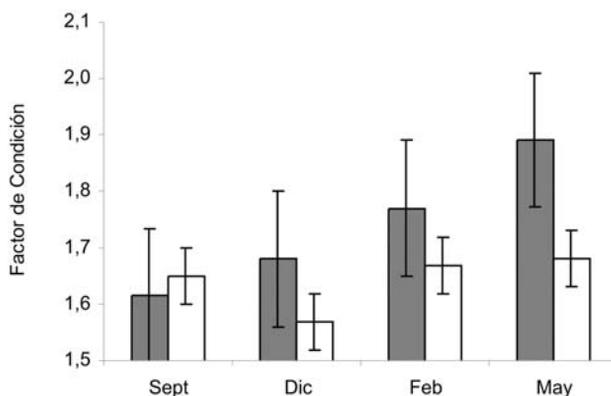


Figura 3. Comportamiento del factor de condición (K) en hembras de pargo palmero *Lutjanus analis* sometidas al ciclo artificial (barras grises) y control (barras blancas).

## DISCUSIÓN

En el presente estudio se pudo observar, que el ciclo artificial produjo un efecto positivo sobre el bienestar de los pargos palmeros (*Lutjanus analis*), cautivos, lo cual, posiblemente favoreció su K y la maduración gonadal de los reproductores con respecto a sus semejantes del ciclo control, que permanecieron inmaduros a través de todo el periodo experimental. El incremento del K en los peces del ciclo artificial se puede atribuir a una preparación fisiológica para la época reproductiva, como lo explica Oasim (1957, en Rangarajan, 1971), cuando sugiere que las variaciones del K en

*Blennius pholis* son debidas al consumo o construcción de las reservas para su maduración gonadal. De acuerdo con este principio, el objetivo de los primeros seis meses del ciclo artificial es el de preparar a los peces para el recrudescimiento gonadal, acumulando reservas energéticas en su cavidad abdominal. De acuerdo con Lam (1983), cuando la temperatura y el fotoperiodo presentan una tendencia a la baja, los peces entran en un estado de “latencia” gonadal con el fin de prepararse fisiológicamente para la maduración. Es por esta razón que las hembras no experimentaron ninguna evolución en su madurez gonadal durante esta primera fase y el K no varió considerablemente en los primeros tres meses. Este mismo comportamiento se vio reflejado en los niveles de T y E<sub>2</sub> en el plasma sanguíneo, los cuales no sufrieron cambios significativos durante este periodo.

Los dos últimos meses del ciclo artificial tenían como objetivo estimular la producción de esteroides sexuales para el crecimiento de los oocitos, ajustando la temperatura y el fotoperiodo a niveles elevados. Durante este proceso se observó por primera vez un incremento en el diámetro medio de los oocitos, el cual se relacionó con los niveles de T y sobre todo con los de E<sub>2</sub> en el plasma sanguíneo de los peces del ciclo artificial. De acuerdo con Kime *et al.* (1999), este incremento se debe principalmente al aumento de los niveles de E<sub>2</sub> en el plasma sanguíneo, pues este promueve en el hígado la producción de vitelogenina, proteína fundamental para el crecimiento y desarrollo de los oocitos. Blythe *et al.* (1994) también encontró en *Morone saxatilis* un incremento de los niveles de estradiól en el plasma sanguíneo previo al crecimiento de los oocitos en hembras sometidas a tres fototermoperiodos de acondicionamiento. Sin embargo, en nuestro caso las hembras del ciclo control no experimentaron ninguna evolución en su madurez gonadal, aun habiendo presentado niveles de T y E<sub>2</sub> similares a los del ciclo artificial. Vale la pena tener en cuenta lo descrito por Webb *et al.* (1999), para hembras de *Acipenser transmontanus*, donde este fenómeno puede explicarse cuando se presentan temperaturas por encima del rango óptimo, las cuales causan una atresia folicular y afectan la vitelogénesis, disminuyendo la respuesta a estímulos hormonales externos. Por su parte Pankhurst y Thomas (1998), expresan que temperaturas elevadas pueden generar en *Oncorhynchus mykiss* una incapacidad del folículo para sintetizar la 17, 20βP y causar una demora en la maduración gonadal.

Durante el experimento la temperatura del ciclo control osciló entre 25.7 y 28.5 °C, reportadas como aptas para el desove de algunos lutjanidos y de esta especie (Vernon *et al.* 1983; Emata *et al.* 1994; Watanabe *et al.* 1998). De acuerdo con lo reportado por Watanabe *et al.* (1998) y Turano *et al.* (2000), el aumento en la temperatura es una de las condiciones principales con las que se

puede asociar la maduración y el desove de algunos Lutjánidos. Sin embargo, cuando se mantiene una temperatura elevada por un periodo prolongado de tiempo, como se presentó en el ciclo control, se pueden presentar inconvenientes en la maduración de los peces (Pankhurst y Thomas, 1998).

Como se observó en los resultados, la influencia de las variables ambientales (temperatura y fotoperiodo) sobre la esteroidogénesis hace evidente la estrecha relación del medio ambiente con los procesos reproductivos del pargo palmero (Castaño, 2003). Según Munro (1990) y Sumpter (1990), los factores exógenos como la temperatura y el fotoperiodo, entre otros, juegan un papel muy importante en la cascada endocrina de los teleósteos ya que son los que regulan la estacionalidad de los ciclos reproductivos en los peces. Durante esta investigación se observó que el fotoperiodo se relacionó en una mayor proporción que la temperatura, con los niveles de esteroides sexuales, hecho que se vio reflejado en las correlaciones obtenidas en los resultados. Webb *et al.* (1999) observó en *Acipenser transmontanus* este mismo comportamiento en hembras expuestas a tres diferentes tratamientos de temperatura, concluyendo que la estacionalidad del fotoperiodo se sobreponía a la estacionalidad térmica. Los mismos autores sin embargo, no descartan la importancia de este último factor, pues la temperatura es la encargada del desarrollo normal de la gónada y valores por encima de los rangos óptimos de desove pueden ocasionar una incapacidad de alcanzar la maduración gonadal, como sucedió en las hembras del ciclo control. Al observar este comportamiento podemos inferir que la temperatura aplicada al ciclo control no se encontró en los rangos óptimos para el desarrollo y maduración de los oocitos de la especie y que la carencia de variaciones en su magnitud pudo afectar algún proceso reproductivo de los peces allí confinados, mientras que la temperatura y las variaciones aplicadas al ciclo artificial favorecieron de alguna manera dicho proceso.

Si bien en esta investigación no existen los elementos suficientes para determinar en qué punto de la cascada endocrina ocurrió la anomalía que generó la incapacidad de crecimiento de los oocitos de las hembras control, sí podemos afirmar en forma empírica que la exposición a periodos prolongados de temperaturas elevadas puede generar para esta especie un efecto negativo en la maduración de los oocitos, evitando o retardando el proceso vitelogénico.

## AGRADECIMIENTOS

La presente investigación contó con la ayuda profesional y oportuna de las Doctoras Myrna de Mora, Myrna Patricia Mora y Myriam Rojas en el

procesamiento y análisis de las muestras sanguíneas. Se agradece la colaboración desinteresada de los señores Ernesto Gómez y “Chiqui” de la Empresa Pargos del Caribe, así como de la tripulación del barco “Don Ramón” (Capitán Ostin, John, Germán, Paul, Chino, Jairo, Tayson, Maldonado, Javier, Reyna, Winston, y Nikita), quienes con sus equipos, esfuerzo y experiencia hicieron posible la captura de los reproductores. Se contó también con la colaboración de investigadores y estudiantes de la Corporación Universitaria de Ciencias Aplicadas y Ambientales (UDCA), así como del personal científico y administrativo de la Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA). Se agradece a la Doctora Marcela Salazar Vallejo por la revisión del manuscrito. La financiación del trabajo fue otorgada por el Instituto Colombiano de Investigaciones Científicas Francisco José de Caldas (COLCIENCIAS) y por la UDCA.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arnold, C.R., J.M. Wakeman, T.D. Williams y G.D. Treece. 1978. Spawning of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in captivity. *Aquaculture* 15: 301-302.
- Blythe, W.G., I.A. Helfrich y V. Sullivan. 1994. Sex steroid hormone and vitellogenin levels in striped bass (*Morone saxatilis*) maturing under 6, 9 and 12 month photothermal cycles. *Gen. Comp. Endocrinol.* 94: 122-134.
- Björnsson, B.T., O. Halldórsson, C. Haux, B. Norgerg y C. Brown. 1998. Photoperiod control of sexual maturation of the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) plasma thyroid hormone and calcium levels. *Aquaculture* 166: 117-140.
- Bromage, N.R. 1995. Broodstock management and seed quality - general considerations, 1-24. En: Bromage, N.R. y R.J. Robert (Eds.). *Broodstock management and egg and larval quality*. Blackwell, Oxford, 424 p.
- Campbell, P.M., T.G. Pottinger y J.P. Sumpter. 1994. Preliminary evidence that chronic confinement stress reduces the quality of gametes produced by brown and rainbow trout. *Aquaculture* 120: 151-169.
- Carragher, J.F. y N.W. Pankhurst. 1993. Plasma levels of sex steroids during sexual maturation of snapper, *Pagrus auratus* (Sparidae), caught from the wild. *Aquaculture* 109: 375-388
- Castaño, F. 2003. Seguimiento y evaluación de la madurez gonadal de reproductores cautivos de pargo palmero *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828) mediante la medición de calcio y esteroides sexuales en el plasma sanguíneo durante dos fotoperíodos de acondicionamiento. Tesis de grado, Facultad de Biología Marina, UJTL, Santa Marta, 87 p.
- Cleary, J.J. y N.W. Pankhurst. 2000. The effect of capture and handling stress on plasma steroid levels and gonadal condition in wild and farmed snapper *Pagrus auratus* (Sparidae). *J. Word Aquac. Soc.* 31(4): 558-569.

- Daniel, W.W. 2002. Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa Wiley. Cuarta edición. México 755 p.
- Emata, A.C., B. Eullaran y T.U. Bagarinao. 1994. Induced spawning and early life description of the mangrove red snapper, *Lutjanus argentimaculatus*. Aquaculture 121: 381-387.
- González, L.W. y T. Lugo. 1997. Ovogénesis de *Lutjanus purpureus* (Poey 1867, Pisces: Lutjanidae) de la región oriental de Venezuela. Bol. Inv. Mar. Cost. 26: 53-60.
- Kime, D.E., J.P. Nash y A.P. Scout. 1999. Vitellogenesis as a biomarker of reproductive disruption by xenobiotics. Aquaculture 177: 345-352.
- Kubokawa, K., T. Watanabe, M. Yoshioka y M. Iwata. 1999. Effects of acute stress on plasma cortisol, sex steroid hormone and glucose levels in male and female sockeye salmon during breeding season. Aquaculture 172: 335-349.
- Lam, T.J. 1983. Environmental influences on gonadal activity in fish, 65-116. En: Fish Physiology. Hoar, W.S., D.J. Randall y E.M. Donaldson (Eds). Vol 9, Reproduction, Parte B, Behavior and Fertility Control. Academic Press, New York, 477 p.
- Munro, A.D. 1990. Reproductive Seasonality in Teleosts: Environmental Influences, 1-11. En: Munro, A., A. Scott y T.J. Lam (Eds.). Editorial CRC, Florida. 241 p.
- Pankhurst, N.W. 1994. Effect of gonadotropin releasing hormone analogue, human chorionic gonadotropin and gonadal steroid on milt volume in the New Zealand snapper, *Pagrus auratus* (Sparidae). Aquaculture 125: 185-197.
- Pankhurst, N.W. y P.M. Thomas. 1998. Maintenance at elevated temperature delays the steroidogenic and ovulatory responsiveness of the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to luteinizing hormone releasing hormone analog. Aquaculture 166: 163-177.
- Rangarajan, K. 1971. Maturity and spawning of the snapper *Lutjanus kasimira* from the andaman sea. Indian Journal Fish, 18(1-2): 114-125.
- Rodríguez, M. 1992. Técnicas de evaluación cuantitativa de la madurez gonádica en peces. AGT editor. México. 3-51 p.
- Sandoval, N. 1999. Análisis reproductivo y de fecundidad de dos especies demersales *Lutjanus synagris* y *Lutjanus analis* en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano. Trabajo de grado presentado a la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Magdalena para optar al título de Ingeniero Pesquero. Santa Marta. 89 p.
- Sumpter, J.P. 1990. Reproductive Seasonality in Teleosts: Environmental Influences, 13-31. En: Munro, A., A. Scott y T.J. Lam (Eds.). Editorial CRC, Florida. 241p.
- Tucker, J.W. Jr. 1998. Marine Fish Culture. Kluwer Academic Publishers, London, 750 p.
- Turano, M.A.J., D.A. Davis y C.R. Arnold. 2000. Observations and techniques for maturation, spawning, and larval rearing of the yellowtail *Ocyurus chrysurus*. J. World Aquac. Soc. 31(1): 59-68.
- Vernon-Minton, R., J.P. Hawke y V.M. Tatum. 1983. Hormone induced spawning of red snapper *Lutjanus campechanus*. Aquaculture 30: 363-368.

Watanabe, W.O., E.P. Ellis, S.C. Ellis, J. Chaves, C. Manfredi, R.W. Hagood, M. Sparsis y S. Arneson. 1998. Artificial propagation of Mutton Snapper *Lutjanus analis*, a new candidate marine fish for aquaculture. J. World Aquac. Soc. 29: 176-187.

Webb, M.A.H., J.P. Van Eenennaam, S. Doroshov y G.P. Moberg. 1999. Preliminary observations on the effects of holding temperature on reproductive performance of female white sturgeon, *Acipenser transmontanus*. Aquaculture 176: 315-329.

FECHA DE RECEPCIÓN:26/01/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:27/09/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Corporación Centro de Investigación de la Acuicultura de Colombia (CENIACUA), e-mail: ceniagua@ceniagua.org, Laboratorio de Punta Canoa, A.A. 2877, Cartagena, Colombia.*



**NOTA:**

**PRIMER REGISTRO DE *ENOPLOMETOPUS ANTILLENSENSIS* LÜTKEN, 1865 (DECAPODA: ASTACIDEA: ENOPLOMETOPIDAE) PARA EL CARIBE COLOMBIANO, CON ANOTACIONES SOBRE LAS ESTRUCTURAS REPRODUCTIVAS**

*Lina Ceballos, Irene Valderrama y Néstor Hernando Campos*

**ABSTRACT**

**First record of the lobster *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda: Astacidea: Enoplometopidae) from the Colombian Caribbean, with annotations on its reproductive structures.** This is the first report of *Enoplometopus antillensis* from the Caribbean coast of Colombia. Eleven specimens were collected between 10 m and 25 m of depth. The morphology of the external reproductive structures were described and illustrated.

**KEY WORDS:** *Enoplometopus antillensis*, Enoplometopidae, First record, Colombian Caribbean.

*Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865, es una langosta de talla pequeña perteneciente al grupo de los astacideos de la familia Enoplometopidae (Manning y Camp, 1989). El género *Enoplometopus* A. Milne- Edwards, 1862, comprende once especies, nueve del Indopacífico y dos del Atlántico, *E. callistus* Intès y Le Loeuff, 1970, que habita únicamente en el Atlántico oriental y *E. antillensis* que se distribuye tanto en el Atlántico oriental como en el occidental (Poupin, 2003). Gordon (1968) y Manning y Camp (1989) confirmaron la sinonimia de *E. antillensis* con *E. dentatus* Miers, 1880.

*Enoplometopus antillensis* está ampliamente distribuida en aguas tropicales y subtropicales, ha sido registrada en Brasil (Fausto-Filho, 1970),

Venezuela (Scelzo y Rodríguez, 1991) y más recientemente en Cuba (Lalana *et al.*, 1999). A pesar de esto, es poco lo que se conoce sobre su biología, debido a que la información existente se basa en individuos en mal estado o incompletos (Fausto- Filho, 1970 y 1976; Manning y Camp, 1989).

Este es el primer registro de *E. antillensis* para la costa Caribe colombiana. Los ejemplares se colectaron durante los muestreos del “Proyecto Langosta” en los refugios artificiales para la agregación y el asentamiento de langosta espinosa, *Panulirus argus* Latreille, 1804. Este proyecto es llevado a cabo por la Fundación Sila Kangama en el área de Santa Marta, Caribe colombiano; los refugios están ubicados en tres zonas de la región: bahía de Taganga, Isla Pelicano (bahía del Rodadero) y Pozos Colorados, y se encuentran entre 10 m y 25 m de profundidad.

En este trabajo se describen detalladamente las estructuras reproductivas de machos y hembras de *E. antillensis*, complementando algunas características, que por el mal estado de los individuos estudiados, no habían sido descritas hasta ahora.

**Orden DECAPODA Latreille, 1802**  
**Suborden PLEOCYEMATA Burkenroad, 1963**  
**Infraorden ASTACIDEA Latreille**  
**Superfamilia ENOPLOMETOPOIDEA de Saint Laurent, 1988**  
**Familia ENOPLOMETOPIDAE de Saint Laurent, 1988**

*Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865

Figuras 1 y 2

**Referencias:** Poupin, 2003: 655 - 656.

**Nombres vulgares:** Langosta roja de arrecife, Cigala canaria, Flaming reef lobster, Tropical reef lobster, Bullseye lobster, Atlantic reef lobster.

**Material examinado:** 7 individuos, bahía de Taganga (Santa Marta, Colombia); 2001, 2002, 2003 y 2004; 3 ♀ (largo del caparazón sin rostro, LC: 2.4 - 3,2 cm); 3 ♂ (largo del caparazón sin rostro, LC: 1.42 - 3.4 cm); 1 indiferenciado. 3 individuos, bahía del Rodadero (Santa Marta, Colombia); 1 ♂ (LC: 0.8 cm); 1 ♀ (LC: 1.25 cm); 1 indiferenciado.

**Diagnosis:** margen lateral del rostro con tres o cuatro espinas. Caparazón con cinco espinas medias, dos postcervicales, tres laterales, y dos supraoculares. Primer par de pereiópodos quelado; quelas generalmente iguales a simple vista; palma de la mano comprimida dorsoventralmente, segundo par subquelado, con el margen distal ventral prolongado formando una subquela con el dáctilo. La pleura del segundo somite abdominal se

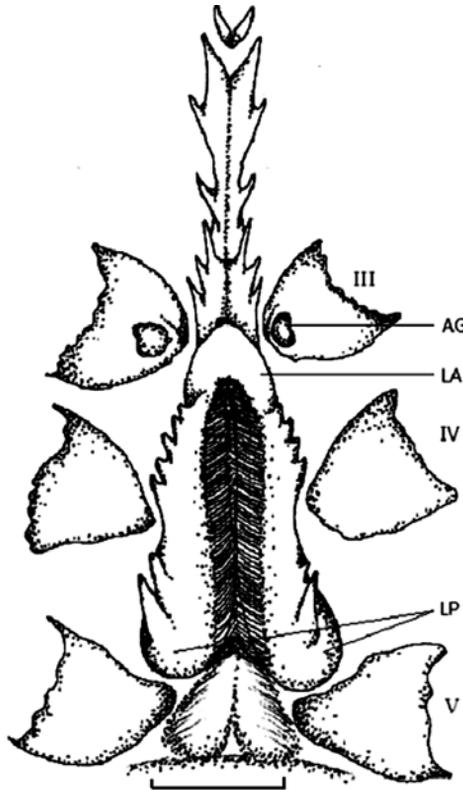


Figura 1. Vista ventral del tégico o estructura reproductiva de una hembra de *Enoplometopus antillensis*. III, IV y V: Coxas de los pereópodos tres, cuatro y cinco; AG: Abertura gonadal; LA: lóbulo anterior; LP: lóbulo posterior. Escala igual a 5 mm.

sobrepone al primero y al tercero y las de los somites dos al cinco presentan una espina posterolateral curvada; el borde posterior del sexto somite es lobulado y presenta dos pequeñas espinas en el centro. El telson tiene dos espinas laterales y dos distolaterales.

**Coloración:** la langosta es en general roja-anaranjada, con patrones de coloración formados por manchas más claras y más oscuras; presenta un círculo blanco con un punto en el centro sobre una mancha un poco más oscura en la parte lateral del caparazón, característica que la diferencia de las demás especies del género. Posteriormente con líneas irregulares entre rojas y blancas que se van convirtiendo en puntos hacia la región dorsal; espinas rojas más intensas, con cuatro o cinco puntos blancos entre las hileras dorsales. El rostro tiene en la parte media una línea transversal blanca. El dácilo y el dedo fijo de las quelas tienen dos bandas blancas transversales bien marcadas; mero con dos bandas blancas, el resto es rojo-anaranjado con las espinas un poco más

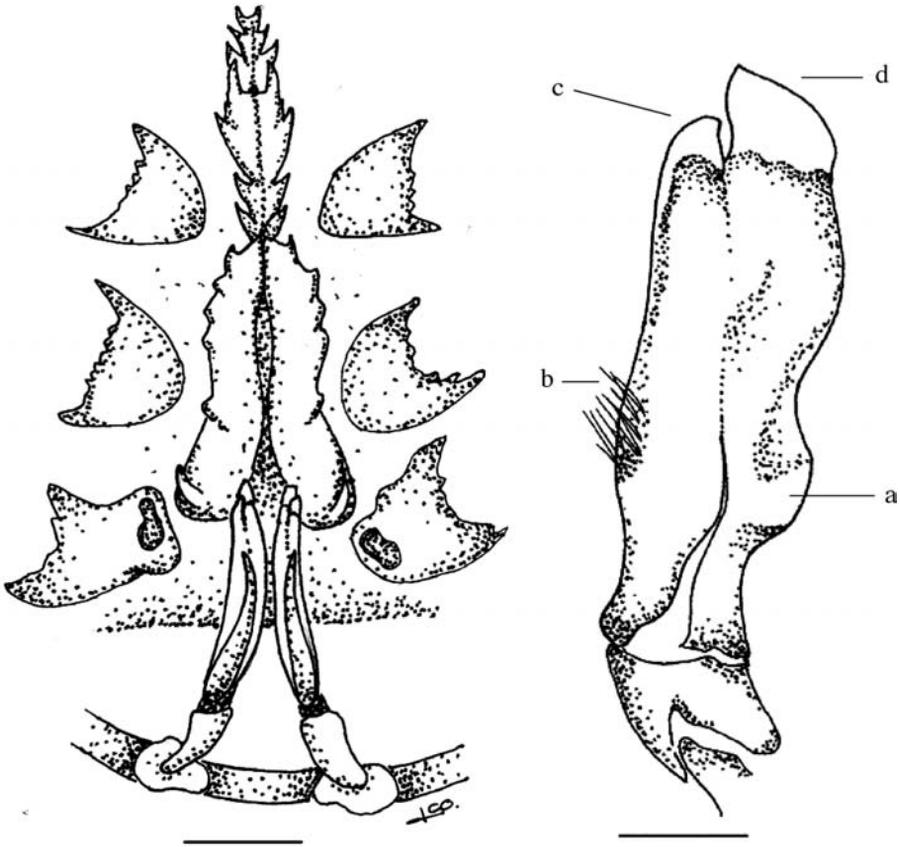


Figura 2. A. Vista ventral de la estructura reproductiva de un macho de *Enoplometopus antillensis* donde se observan los gonópodos planos. Escala igual a 5 mm. B. Cara externa del gonópodo, a: ensanchamiento parte media distal; b: manojos de cerdas; c: prolongación córnea anterior; d: prolongación córnea posterior. Escala igual a 2 mm.

oscuras. La cara dorsal de la palma de los quelípedos presenta pequeños puntos rojos sobre un fondo anaranjado, mientras que la cara ventral no presenta manchas. Pereiópodos con bandas angostas blancas y rojas intercaladas desde su base. Abdomen rojo-anaranjado con una línea media dorsal más oscura; cada somite con un punto blanco en el medio y dos hacia los lados de la línea media; pleuras un poco más oscuras. Una mancha blanca y una mancha más oscura alrededor de ésta en las pleuras de los somites dos y tres. La intensidad del color puede variar entre los individuos.

**Caracteres sexuales:** las hembras del género *Enoplometopus* presentan en los esternitos del penúltimo somite torácico un télico o espermateca (Gordon, 1968). Este receptáculo tiene una abertura larga y

delgada, escondida parcialmente por setas finas que salen del borde externo; con un lóbulo triangular (Figura 1, LA) que se extiende desde la parte posterior de los esternitos del sexto somite hasta la abertura genital en la base del tercer par de pereiópodos. En los márgenes laterales del tético, entre el lóbulo anterior y las articulaciones de la coxa del cuarto pereiópodo hay cuatro espinas pequeñas. En cada lóbulo posterolateral (Figura 1, LP) hay una espina dirigida hacia adelante; el receptáculo es cerrado posteriormente por extensiones del último esternito torácico. La parte anterior del tético está delimitada por formaciones espinosas en cada uno de los esternitos.

Los machos de esta langosta presentan los gonópodos planos (Figura 2A), la cara externa muestra un ensanchamiento en la parte media distal posterior (Figura 2B, a) continuando el borde en forma sinuosa. En la parte media anterior posee un manojo de cerdas pequeñas (Figura 2B, b). Distalmente con una invaginación pronunciada formada por dos prolongaciones córneas, la anterior en forma de triángulo curvada hacia adentro y la otra trapezoide (Figura 2B, c y d), éstas se unen en un surco longitudinal continuo hasta la parte proximal del segmento.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación está enmarcada dentro del proyecto “Variabilidad del asentamiento postlarval e implementación de refugios para el manejo de langosta espinosa (*Panulirus argus* Latreille, 1804) en la región de Santa Marta, Caribe colombiano” que lleva a cabo la Fundación Sila Kangama, y es financiado por el Fondo para la Acción Ambiental. Se agradece a Mundo Marino por facilitar la infraestructura para el mantenimiento de los individuos y a la Universidad Jorge Tadeo Lozano, sede Santa Marta, por la asesoría y el apoyo brindado. Finalmente se agradece a R. Lemaitre del National Museum of Natural History, Smithsonian Institution por su apoyo en la consecución de bibliografía.

## BIBLIOGRAFÍA

- Fausto-Filho, J. 1970. On the occurrence of *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda, Nephropidae) on the brazilian coast. *Crustaceana*, 18:55 - 59.
- \_\_\_\_\_. 1976. Description of a male of *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda, Nephropidae). *Crustaceana*, 30:222 - 224.
- Gordon, I. 1968. Description of the holotype of *Enoplometopus dentatus* Miers, with notes of the others species of the genus (Decapoda). *Crustaceana*, 15:79 - 97.

- Intès, A. y P. Le Loeuff. 1970. Sur une nouvelle espèce du genre *Enoplometopus* A. Milne Edwards du Golfe de Guinée: *Enoplometopus callistus* nov. sp. (Crustacea, Decapoda, Homaridae). Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle, 2e sér., 41 (6):1442 - 1447.
- Lalana, R., M. Ortiz y C. Tallet. 1999. Primera consignación de *Enoplometopus* (*Hoplometopus*) *antillensis* Lütken, 1865 (Crustacea, Decapoda, Enoplometopidae) para aguas cubanas. Revista De Investigaciones Marinas 20(1-3):103 - 105.
- Lütken, CHR. 1865. *Enoplometopus antillensis* Ltk., en ny vestindisk Hummer-Art. Vidensk. Medd. Dansk. naturh. Foren. Kbh. 6:265-268.
- Manning, R. B. y D.K. Camp. 1989. Additional records for an atlantic reef lobster, *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Crustacea, Decapoda, Enoplometopidae). Proc. Biol. Soc. Washington. 102 (2):411 - 417.
- Milne Edwards, A. 1862. Faune carcinologique de l'île de la Réunion: annexe F, in MAILLARD L. (ed.), Notes sur l'île de la Réunion. Dentu, Paris: 1 - 16.
- Miers, E.J. 1880. On a collection of Crustacea from the Malaysian region, III. Crustacea Anomura and Macrura (except Penaeidea). Ann. Mag. nat. Hist. (5) 5:370-384, pls. 14-15.
- Poupin J. 2003. Reef lobsters *Enoplometopus* A. Milne Edwards, 1862 from French Polynesia, with a brief revision of the genus (Crustacea, Decapoda, Enoplometopidae). Zoosystema 25 (4):643-664.
- Saint Laurent, M. de. 1988. Enoplometopoidea, nouvelle superfamille de crustacés décapodes Astacidea. Comptes Rendus hebdomadaires del'Académie des Sciences, Paris Sér. III, 307:59 - 62.
- Scelzo, M. A. y G. Rodríguez. 1991. Nuevo registro de la langosta *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Crustacea, Decapoda, Enoplometopidae) en aguas marinas venezolanas, con notas sobre la coloración del animal en vivo. Mem. Soc. Cien. Nat, La Salle, 51 (135-136):225 - 233.

FECHA DE RECEPCIÓN:12/05/04

FECHA DE ACEPTACIÓN: 19/01/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. E-mail: [ceballoslina@yahoo.com](mailto:ceballoslina@yahoo.com) (L.C.), [irenevalderrama@yahoo.com](mailto:irenevalderrama@yahoo.com) (I.V.). CECIMAR, Universidad Nacional de Colombia. c/o INVEMAR, Santa Marta. [nhcamposc@unal.edu.co](mailto:nhcamposc@unal.edu.co), [nhcampos@invemar.org.co](mailto:nhcampos@invemar.org.co) (N.H.C.)

## NOTA:

# PRIMER REGISTRO DE *ANARCHIAS GALAPAGENSIS* (PISCES: ANGUILLIFORMES: MURAENIDAE) PARA EL PARQUE NACIONAL NATURAL GORGONA, PACÍFICO COLOMBIANO

*José A. Ruiz-López y Arturo Acero P.*

## ABSTRACT

**First record of *Anarchias galapagensis* (Pisces: Anguilliformes: Muraenidae) in the Gorgona National Natural Park, Colombian Pacific.** The minute moray, *Anarchias galapagensis*, is registered for first time in Gorgona island, based on an individual caught at a depth of 15 m in El Remanso place. The individual was taken on a soft-bottom.

**KEY WORDS:** Moray eels, *Anarchias galapagensis*, Eastern Pacific, Colombia, Gorgona island.

Los peces de la familia Muraenidae se caracterizan por poseer cuerpos robustos y potentes que varían hasta ser casi vermiformes. La región posterior es muy comprimida en la mayoría de las especies. Frente elevada, debido a la presencia de fuertes músculos; orificios nasales anteriores tubulares, los posteriores situados por encima del borde anterior del ojo o alargados hacia adelante; dientes mandibulares generalmente fuertes, variando desde caninos o colmillos puntiagudos y deprimibles hasta molares obtusos; dientes vomerinos generalmente uniseriados o dispuestos en un área bien circunscrita; aberturas branquiales pequeñas, más o menos circulares, en posición lateral. Aletas dorsal y anal bien desarrolladas (origen de la dorsal en la cabeza y de la anal inmediatamente después del ano) a bastante reducidas (ambas aletas circunscritas al extremo de la cola); aletas pectorales ausentes. Poros de la línea lateral ausentes en el cuerpo, en número reducido en la cabeza y típicamente uno o dos por encima de la región branquial. Color variable, desde casi uniforme hasta diseños característicos de manchas, retículos, franjas o puntos (McCosker y Rosenblatt, 1995).

La familia Muraenidae se encuentra distribuida en mares subtropicales principalmente. Las murenas viven a poca profundidad, en ambientes rocosos, coralinos, arenosos y fangosos. Son típicamente piscívoros, pero también se alimentan de carroña. Muchas especies son de hábitos nocturnos (McCosker y Rosenblatt, 1995).

Respecto a diferentes investigaciones realizadas en el Pacífico colombiano, se tiene que Sterling (1976) efectuó un estudio taxonómico de los peces marinos en donde registra únicamente los géneros *Gymnothorax* y *Muraena* dentro de la familia Muraenidae. Rubio (1987) presenta una lista sistemática provisional de las especies de peces marinos costeros y de profundidad de posible ocurrencia en el Pacífico colombiano y Rubio *et al.* (1987) dan un listado de los peces presentes en la isla Gorgona. En ninguno de los estudios anteriores se registra el género *Anarchias*.

En junio de 1999 se recolectó un ejemplar de *A. galapagensis* en El Remanso, ubicado en los 3° 00' 20.1" N y 78° 10' 10.1" W, a una profundidad de 15 m. Esto se realizó durante los muestreos correspondientes al componente de infauna del macroproyecto "Cartografía y caracterización de las comunidades marinas del Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano", desarrollado por el Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos, del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" -INVEMAR-. El individuo se colectó con equipo de buceo autónomo, posteriormente fue fijado en formol al 5% y preservado en alcohol etílico al 70% (Gastón *et al.*, 1996), identificándose por medio de las claves de McCosker y Rosenblatt (1995) y Rubio *et al.* (1987). El ejemplar se encuentra en la colección del Museo de Historia Natural Marina de Colombia-INVEMAR, con el número de catálogo INV PEC 6200.

### ***Anarchias galapagensis* (Seale, 1940)**

**Nombres vernáculos:** morena menuda (español), minute moray (inglés).

**Diagnosis:** aletas dorsal y anal desarrolladas como crestas cubiertas por la piel circunscritas al extremo caudal. Extremo caudal duro y aguzado; orificio nasal posterior estrechamente asociado con un poro supraorbitario agrandado, lo cual le da el aspecto de una abertura doble; especie pequeña, no mayor de unos 20 cm. El género *Anarchias* se distingue de los géneros *Scuticaria* y *Uropterygius*, ya que estos presentan el extremo caudal romo, provisto de una aleta caudal cubierta de piel; el orificio nasal posterior no está asociado a un poro supraorbitario y son especies más grandes alcanzando hasta 50 cm en individuos adultos (McCosker y Rosenblatt, 1995).

**Coloración:** cuerpo morado con una gran cantidad de manchas

irregulares color crema. Región ventral anterior más clara que el resto del cuerpo. Parches oscuros en región dorsal. Orificios nasales, poros, aberturas branquiales y ano de color claro. El ejemplar después de la fijación y preservación no presentó variaciones en su coloración.

**Hábitat:** el ejemplar se recolectó en fondos con predominancia de sedimentos gruesos tipo gránulo según la escala Wentworth (McManus, 1988). Esta especie se encuentra en ambientes bentónicos de la plataforma continental, vive sobre arena y entre rocas hasta a 25 m de profundidad (Rubio, 1987; McCosker y Rosenblatt, 1995).

**Caracteres morfométricos del ejemplar recolectado:** en milímetros (porcentaje respecto a la longitud total) Longitud total: 121.30; longitud preanal: 49.75 (41.0%); cola: 71.55 (59.0%); longitud cabeza: 15.65 (12.9%); ancho interorbital: 2.75 (2.3%); longitud mandíbula: 5.1 (4.2%); diámetro ocular: 1.3 (1.1%); rostro: 2.0 (1.6%); altura a nivel de branquias: 5.3 (4.4%); altura a nivel del ano: 4.9 (4.0%); longitud abertura branquial: 1.1 (0.9%).

**Distribución geográfica:** hasta el momento *A. galapagensis* se encontraba distribuida desde el Golfo de California hasta la Bahía de Utría en el Pacífico colombiano norte (Rubio, 1987), siendo esto confirmado por McCosker y Rosenblatt (1995). Por lo tanto, con el registro de *A. galapagensis* en la isla Gorgona, se amplía la distribución de esta especie para el Pacífico colombiano sur.

## AGRADECIMIENTOS

A todos los funcionarios del Parque Nacional Natural Gorgona. A Jorge Pinzón y Adriana Perdomo por prestar su valiosa ayuda durante los muestreos. Al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” -INVEMAR- por hacer posible la realización del proyecto. A la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales del Ministerio del Medio Ambiente-Subprograma de inversiones ambientales-crédito BID 774 OC/CO.

## BIBLIOGRAFÍA

- Gaston, G., J. Bartlett, A. Mcallister y R. Heard. 1996. Biomass variations of estuarine macrobenthos preserved in ethanol and formalin. *Estuaries*, 19(3): 674-679.
- McCosker, J.E. y R.H. Rosenblatt. 1995. Muraenidae: 1303-1314. En Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter y V. Niem (Eds.): Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. III. Vertebrados - Parte 2. FAO, Roma.

- McManus, J. 1988. Grain size determination and interpretation: 63-85. En Tucker, M. (Ed.): Techniques in sedimentology. Blackwell, Oxford, 394 p.
- Rubio, E.A. 1987. Lista sistemática de peces costeros y de profundidad del Pacífico colombiano. Centro de Publicaciones, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle, Cali, 300 p.
- Rubio, E., B. Gutiérrez y R. Franke. 1987. Peces de la Isla Gorgona. Centro de Publicaciones, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle, Cali, 315 p.
- Sterling, J.E. 1976. Estudio taxonómico de peces marinos del Pacífico colombiano. Memorias Seminario sobre el Océano Pacífico Sudamericano. Vol. II. Universidad del Valle, Departamento de Biología, Cali: 689-708.

FECHA DE RECEPCIÓN:27/08/04

FECHA DE ACEPTACIÓN:29/08/05

*DIRECCIÓN DE LOS AUTORES:*

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR, AA 1016, Santa Marta, Colombia. E-mail: joseanibalruiz@yahoo.com (J.A.R.L.). Universidad Nacional de Colombia (Instituto de Ciencias Naturales) / INVEMAR, AA 1016, Santa Marta, Colombia. E-mail: aacero@invemar.org.co (A.A.P.)*

## 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 reflexión y 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 examinar cuidadosamente el estilo de presentación de artículos en el último volumen del Boletín.

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

**Presentación:** Tres copias impresas o fotocopias, anexando el archivo en formato digital en CD o disquette y como archivo adjunto a [boletin@invemar.org.co](mailto:boletin@invemar.org.co). Tipo de letra preferiblemente Times New Roman, tamaño 12 o su equivalente, en papel bond blanco tamaño carta y a doble espacio. Máximo 40 páginas incluyendo 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 central y mayúsculas, los de segundo rango centrales pero en minúsculas y los de tercer rango al lado izquierdo en minúsculas. Todas las hojas numeradas consecutivamente, incluyendo 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) en CD o disquette, y enviado como archivo adjunto a: [boletin@invemar.org.co](mailto:boletin@invemar.org.co), indicando el tipo de procesador de texto usado, la clase de computador y los nombres de los archivos. 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), Resumen, Abstract, Introducción, Área de Estudio, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones (opcional), Agradecimientos, Bibliografía y Dirección del (de los) Autor(es). 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, Bibliografía y Dirección del (de los) Autor (es)). Resumen de máximo 30 renglones en un sólo párrafo. El Abstract en inglés debe ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Tanto el Resumen como el Abstract deben llevar al final y en un renglón aparte, máximo cinco *Palabras Clave (Key Words)*, las cuales deben comenzar en mayúscula. El título del trabajo debe incluir una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en Español, la cual se incluye en negrita al comienzo del Abstract, y viceversa cuando el trabajo sea en Inglés.

**Tablas:** Elaboradas en procesador de texto, (con la opción "tabla"), a doble espacio, cada una comenzando en página aparte y evitando trazar líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúsculas, y ser suficientemente explicativa. Deben ser numeradas consecutivamente, citadas en 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 su ubicación indicada a lápiz en el margen

derecho del manuscrito. Las leyendas deben ir en minúsculas, presentarse juntas en hoja aparte y ser suficientemente explicativas. El número correspondiente y el apellido de los autores se indicará en cada figura, a lápiz, sobre el margen inferior. **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:** Sólo se reciben positivos en blanco y negro, con amplio espectro de tonos y buen contraste. 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 o .JPG, con una resolución de al menos 360 dpi y los colores deben ser 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.

**Referencias Bibliográficas:** En el 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).

**Abreviaturas:** Pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes, tales como m, km, g, mg, %, o °C, siempre y cuando vayan acompañando números. Evitar los puntos en las abreviaturas. Todas las cifras decimales deberán separarse con punto.

**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”. El estilo de elaboración de las citas bibliográficas puede verse en los trabajos publicados en este volumen y su exactitud es responsabilidad 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.

**Otros:** No se admitirán notas de pie de página. Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en letra bastardilla (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. Los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos. **Se deben sugerir los nombres de al menos dos evaluadores para el documento sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (dirección postal y correo electrónico)**

**Trámite:** Los manuscritos, archivos electrónicos y correspondencia deben ser dirigidos a: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia (e-mail: boletin@invemar.org.co). Los trámites posteriores de evaluación y comunicación de resultados se harán preferentemente 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 Consejo 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. Los autores recibirán, sin costo alguno, 30 separatas de su publicación.

**If you need instructions in English, please send us an e-mail to: boletin@invemar.org.co**

**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:	

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

Forma de suscripción (seleccione macando con X) Subscription details (select with X)
Canje: (especificar la revista) Canje (specify journal)
Pago Payment
Para pago nacional: BANCO DAVIVIENDA Cuenta de ahorros No. 1160 6999994-8 INVEMAR
Para pagos internacionales: For international payment ABA Routing Number 066011392 OCEAN BANK 780 NW 42nd Avenue, Miami, Florida 33126 Account 0082-7657-20 INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS - INVEMAR

Nota: Envíe pago por fax al 421 1380 Ext. 114 o escaneado a [boletin@invemar.org.co](mailto:boletin@invemar.org.co)

Note: Send payment via fax to (57 5) 421 1380 Ext. 114 or scanned to [boletin@invemar.org.co](mailto:boletin@invemar.org.co)





**S. Martínez y A. Acosta**

Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta- Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano)

[Temporal change in the coral community structure in the Santa Marta area-Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean)] .....161

**J. G. Ramírez, A. Franco-Herrera, D. Rincón y L. Castro**

Tasa de producción de fecas y coprofagia en *Eucalanus subtenuis* (Copepoda: Calanoidea), bajo condiciones controladas de laboratorio

[Faeces production rate and coprophagy in *Eucalanus subtenuis* (Copepoda: Calanoidea), under laboratory controlled conditions] .....193

**A. M. Vidal, C. M. Villamil y A. Acosta**

Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano

[Composition and density of juvenile corals at two deep reefs in San Andrés Island, Colombian Caribbean] .....211

**J. C. Márquez y J. M. Díaz**

Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas

[Coral and macroalgae interactions: dependence between involved species] .....227

**F. Castaño-Rivera y J. Botero-Arango**

Monitoreo de los niveles de Testosterona y Estradiol en el plasma sanguíneo de hembras de Pargo Palmero *Lutjanus analis* mantenidas bajo dos termoperiodos de acondicionamiento diferentes

[Monitoring of testosterone and oestradiol levels in blood plasma of mutton snapper *Lutjanus analis* females maintained under two different thermoperiod conditioning cycles] .....243

**NOTAS - NOTES**

**L. Ceballos, I. Valderrama y N. H. Campos**

Primer registro de *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda: Astacidea: Enoplometopidae) para el Caribe colombiano, con anotaciones sobre las estructuras reproductivas

[First record of the lobster *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda: Astacidea: Enoplometopidae) from the Colombian Caribbean, with annotations on its reproductive structures] 257

**J. A. Ruiz-López y A. Acero P**

Primer registro de *Anarchias galapagensis* (Pisces: Anguilliformes: Muraenidae) para el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano

[First record of *Anarchias galapagensis* (Pisces: Anguilliformes: Muraenidae) in the Gorgona National Natural Park, Colombian Pacific] .....263

**BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS**  
**(Bulletin of Marine and Coastal Research)**

**VOL. 34**

**Santa Marta, Colombia, 2005**

---

**CONTENIDO - CONTENTS**

---

**F. A. Estela y M. López-Victoria**

Aves de la parte baja del Río Sinú, Caribe colombiano; inventario y ampliaciones de distribución  
[Birds of the lower part of the Sinú river, Colombian Caribbean; inventory and distribution  
extensions] .....7

**A. Chávez-Fonnegra, M. López-Victoria, F. Parra-Velandia y S. Zea**

Ecología química de las esponjas excavadoras *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* y *C. tenuis*  
[Chemical ecology of the excavating sponges *Cliona aprica*, *C. caribbaea*, *C. delitrix* and *C. tenuis*] .43

**J. Botero-Arango y F. Castaño-Rivera**

Inducción de la madurez gonadal del Pargo Palmero *Lutjanus analis* (Pisces: Lutjanidae) mediante la  
aplicación de un fototermoperiodo artificial de acondicionamiento  
[Induction of gonadal maturity in the mutton snapper *Lutjanus analis* (Pisces: Lutjanidae)  
by the application of an artificial photothermal conditioning cycle] .....69

**A. Bermúdez-Tobon, N. Cruz-Castaño, G. R. Navas-Suárez, N. H. Campos**

Nuevos registros de cangrejos del género *Palicus* (Philippi, 1838) (Crustacea: Decapoda: Brachyura:  
Palicidae) para el mar Caribe colombiano  
[New records of the crabs of the genus *Palicus* (Philippi, 1838) (Crustacea: Decapoda: Brachyura:  
Palicidae) from the Caribbean coast of Colombia] .....81

**N. G. Rangel-Buitrago y B. O. Posada-Posada**

Geomorfología y procesos erosivos en la costa Norte del Departamento de Córdoba, Caribe colombiano  
(Sector Paso Nuevo-Cristo Rey)  
[Geomorphology and erosive processes in the north coast of Cordoba department, Colombian Caribbean  
(Sector Paso Nuevo-Cristo Rey)] .....101

**J. M. Betancourt, G. Ramírez-Triana**

Estudio de los procesos relacionados con la presencia de plaguicidas organoclorados en la Ciénaga  
Grande de Santa Marta  
[Study of the processes related to the presence of organochlorides pesticides in the Ciénaga Grande de  
Santa Marta] .....121

**A. García-Cagide, A. Hernández-Zanuy y A. Cárdenas**

Fecundidad y primeras fases del desarrollo larval de la ascidia *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea:  
Perophoridae) en Cuba  
[Fecundity and early larval development of the ascidian *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea:  
Perophoridae) in Cuba] .....141