

EVALUACIÓN RÁPIDA DE PECES ARRECIFALES Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DEL SUSTRATO EN LAS ISLAS DEL ROSARIO, ÁREA MARINA PROTEGIDA DEL CARIBE COLOMBIANO

Por

Oscar Delgadillo-Garzón¹ & Paula Zapata-Ramírez²

Resumen

Delgadillo-Garzón, O. & P. Zapata-Ramírez: Evaluación rápida de peces arrecifales y su relación con la estructura del sustrato en las Islas del Rosario, área marina protegida del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* **33**(127): 273-283, 2009. ISSN 0370-3908.

Se evaluaron las comunidades de peces y se realizó una caracterización del sustrato arrecifal en las islas del Rosario por medio de censos visuales, para determinar la posible relación entre estas dos variables. Se registraron un total de 106 especies de peces y cinco unidades ecológicas de paisaje coralino (UEPC), con algunas diferencias entre las estaciones insulares y los bajos externos, debido a variaciones en la estructura del sustrato, factores ambientales e influencia antrópica. Los valores más altos de riqueza, abundancia y diversidad se encontraron en una combinación de las UEPC Corales mixtos (Cmix), *Montastraea* (Mon) y Octocorales-Corales mixtos (Oct-Cmix), observadas principalmente en el Bajo Tortugas. Una mayor investigación es necesaria para ampliar el conocimiento sobre la diversidad de peces en los ecosistemas costeros y los factores ecológicos que condicionan su distribución.

Palabras clave: peces arrecifales, Unidades ecológicas de paisaje coralino (UEPC), riqueza, diversidad, amenazas, Área Marina Protegida, Islas del Rosario.

¹ Biólogo Marino, MoAm Monitoreos Ambientales. Calle 127A #53A-68, Apto 502, Niza IX, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: oskadelgadillo@gmail.com

² Estudiante de Postgrado, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICML), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ap. Postal 1152, CP 77500 Cancún, Q. Roo, México. Correo electrónico: zapata@icmyl.unam.mx

Abstract

Reef fish communities and the characterization of the reef substrate were assessed through visual census in the Rosario islands, to establish the possible relationship between these two variables. A total of 106 fish species and five landscape coralline ecological units (LCEU) were recorded, with some differences between insular and offshore stations, owing to variations in the substrate structure, environmental factors and anthropogenic influence. The highest richness, abundance and diversity values were found in a combination of the LCEU mixed corals (Cmix), *Montastraea* (Mon) and Octocorals-mixed corals (Oct-Cmix), mainly observed in Bajo Tortugas. Most research is necessary to enhance the knowledge about fish diversity in the coastal ecosystems and the ecological factors that determines their distribution.

Key words: reef fishes, Landscape coralline ecological units (LCEU), richness, diversity, threats, Marine Protected Area, Islas del Rosario.

Introducción

En el Caribe de Colombia existen áreas coralinas en zonas continentales y oceánicas con aproximadamente 2845 km² de extensión. Estos ecosistemas de gran belleza escénica se caracterizan por ser muy diversos y productivos, prestándole a la sociedad un sinnúmero de servicios de importancia ambiental, económica y social (Díaz *et al.*, 2000; Burke & Maidens, 2005). Los peces, representantes característicos de los arrecifes, constituyen uno de los principales recursos marinos por su valor comercial y ecológico. Sin embargo, es evidente la rápida y constante reducción de sus poblaciones, debido a la sobre pesca, pérdida de hábitat y degradación ambiental (Jones *et al.*, 2004; Connolly *et al.*, 2005; Aronson & Precht, 2006).

La gran heterogeneidad espacial de los arrecifes coralinos y su relación con los peces, ha sido un tópico importante de investigación en la ecología de estos ecosistemas. En general, la distribución de los peces está condicionada por la interacción de factores como las características del sustrato, particularidades físico-químicas del arrecife, disponibilidad de alimento, refugio, reclutamiento, predación y cobertura coralina, entre los que se destacan el tipo de hábitat, además de la complejidad topográfica y estructural del arrecife, como los que tienen mayor incidencia en la estructuración de sus comunidades (Williams, 1991; McGehee, 1994; Bouchon-Navarro *et al.*, 2005).

Desde hace décadas en Colombia se han realizado investigaciones sobre peces arrecifales, estudiando su taxonomía y ecología en hábitats someros de diferentes sectores del Caribe (Acero, 1993; Mejía & Acero, 2002; Reyes-Nivia *et al.*, 2004 a), como el área de San Andrés y Providencia (Mejía & Garzón-Ferreira, 2000), la región de Santa Marta (Acero & Rivera, 1992; Reyes-Nivia *et al.*,

2004 b; Olaya-Restrepo *et al.*, 2008), y las Islas del Rosario y San Bernardo (Acero & Garzón, 1985, 1986; Mejía *et al.*, 1994). De otra parte, desde 1998 el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), se encarga de hacer evaluaciones anuales de la diversidad en los arrecifes de diferentes sectores del Caribe y Pacífico (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006), pero los resultados ecológicos de este seguimiento no han sido publicados en su totalidad y no se tiene un conocimiento actualizado del estado de dichos ecosistemas.

Esta investigación presenta una caracterización de las comunidades de peces y una descripción de los atributos estructurales más representativos del sustrato, registrados en una evaluación rápida de nueve formaciones arrecifales en las Islas del Rosario con diferente grado de incidencia antrópica, algunas de las cuales nunca han sido estudiadas y descritas en conjunto, con el objetivo de aportar información sobre la relación entre la diversidad de peces con su hábitat arrecifal, así como con algunas particularidades físicas de las estaciones dentro de un contexto ecológico.

Área de estudio

El Archipiélago de las Islas del Rosario es un complejo de 32 islas e islotes, con formaciones coralinas vivas adyacentes y bancos coralinos o alto-relieves “bajos”, que se extienden sobre la plataforma continental a una distancia considerable de la costa. Las islas se localizan a 52 km al suroccidente de la bahía de Cartagena entre las coordenadas 10° 02' – 10° 14' N y 75° 37' – 75° 57' W (Figura 1) y son un área marina protegida (AMP) del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Tienen una extensión aproximada de 166.7 km², con un área ocupada por formaciones coralinas de 85 km². La irregularidad de su relieve y su ubicación privilegiada con respec-

to a los factores ambientales, ha permitido el desarrollo de diversos ambientes y asociaciones biológicas, conformando una de las áreas coralinas más desarrolladas geomorfológica y estructuralmente del Caribe colombiano, en la que se pueden encontrar arrecifes franjeantes, de parche, montículos, tapetes coralinos y bancos coralinos (Díaz *et al.*, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Pineda *et al.*, 2004).

El clima se encuentra influenciado por el régimen estacional de los vientos Alisios del NE, que determinan el patrón del oleaje y la intensidad de la contracorriente de Panamá, generando dos estaciones climáticas marcadas, época seca de diciembre a abril con vientos predominantes y fuerte oleaje, y la época de lluvias de mayo a noviembre, caracterizada por aguas calmas. La temperatura del agua es poco variable y oscila alrededor de 29°C, así como la salinidad, que mantiene valores promedio cercanos a 35, con ligeras oscilaciones en la época lluviosa (López-Victoria & Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Zapata-Ramírez, 2005).

Materiales y métodos

Durante mayo y junio de 2004 se observaron las asociaciones de peces y se describieron las características estructurales más representativas del sustrato en nueve formaciones arrecifales de las Islas del Rosario distribuidas así: cinco estaciones insulares o adyacentes a las islas (Barú (BA), Isla Arena (IA), Isla Pavitos (IP), Isla Rosario (IR) e Isla Tesoro (IT)), y cuatro en los bajos externos, retirados de las islas (Bajo Casimba (BC), Bajo Rosario (BR), Bajo Tortugas (BT), y Bajo Tumba Brazo (TU)) (Figura 1; Tabla 1). Para hacer la evaluación de peces se utilizó el método de buceo errante, en donde los buzos nadan libremente en el sitio de muestreo por el tiempo que sea posible según las restricciones de buceo, registrando a las especies y su abundancia en categorías de \log_{10} (Schmitt & Sullivan, 1996). Aquí la metodología cambió y se em-

plearon 40 minutos de observación por buzo en cada estación, para registrar riqueza y abundancia de especies en la pendiente arrecifal externa, partiendo desde dos a cinco metros en las estaciones insulares, y desde los siete a diez metros en los bajos externos, entre las 10 a.m. y 2 p.m. Durante dichos buceos se hicieron reconocimientos rápidos para determinar las unidades ecológicas de paisaje coralino (UEPC), con anotaciones de las características del fondo como la cobertura relativa estimada de sustratos y elementos de la biota sésil dominante (Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria & Díaz, 2000). Los peces y la biota sésil predominante se identificaron según la guía de Humann & Deloach (2002 a, b, c) y con las referencias de estudios previos en el sector.

Para los peces, se obtuvieron los promedios de abundancia por estación, el índice de diversidad de Shannon y Wiener (H'), y el de uniformidad de Pielou (J'). Debido a que los datos no se ajustaron a los principios de normalidad, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para determinar diferencias en abundancia por sitio, y entre las estaciones insulares con respecto a los bajos externos. Se utilizó el índice de Bray-Curtis (análisis de clasificación) para determinar patrones de distribución a partir de la matriz de especies/abundancia promedio por cada estación, utilizando el programa Primer 5® y StatGraphics 4.0® (Clarke & Warwick, 2001; Quinn & Keough, 2002).

Resultados

En los censos visuales realizados se registraron un total de 106 especies de peces pertenecientes a 62 géneros y 35 familias con una abundancia promedio total de 2470. La estación con mayor riqueza fue IA con 57 especies, seguida por IP y BT con 50. Mientras que en BT se observaron 394 individuos, seguido de BC con 310 e IA con 308. IA y BT presentaron los valores más altos de diversidad y uniformidad. Las cinco especies más abundantes en orden

Tabla 1. Nombre, ubicación, ámbito de profundidad en metros (RP) y distancia aproximada de la costa más cercana en kilómetros (DAC), de las estaciones de muestreo en las Islas del Rosario.

| Estación | Coordenadas | RP (m) | DAC (km) |
|-----------------------|---------------------------------|---------|----------|
| Bajo Casimba (BC) | 10° 10' 54'' N - 75° 48' 09'' W | 10 - 18 | 1.8 |
| Bajo Rosario (BR) | 10° 10' 33'' N - 75° 51' 13'' W | 18 - 24 | 6.0 |
| Bajo Tortugas (BT) | 10° 05' 05'' N - 75° 52' 29'' W | 10 - 27 | 12.4 |
| Bajo Tumba Brazo (TU) | 10° 12' 58'' N - 75° 46' 58'' W | 7 - 14 | 3.5 |
| Barú (BA) | 10° 09' 07'' N - 75° 42' 15'' W | 2 - 15 | 0.7 |
| Isla Arena (IA) | 10° 08' 59'' N - 75° 44' 05'' W | 4 - 18 | 0.6 |
| Isla Pavitos (IP) | 10° 10' 30'' N - 75° 46' 17'' W | 2 - 20 | 0.4 |
| Isla Rosario (IR) | 10° 09' 13'' N - 75° 47' 17'' W | 5 - 20 | 0.5 |
| Isla Tesoro (IT) | 10° 14' 01'' N - 75° 44' 49'' W | 3 - 15 | 0.4 |

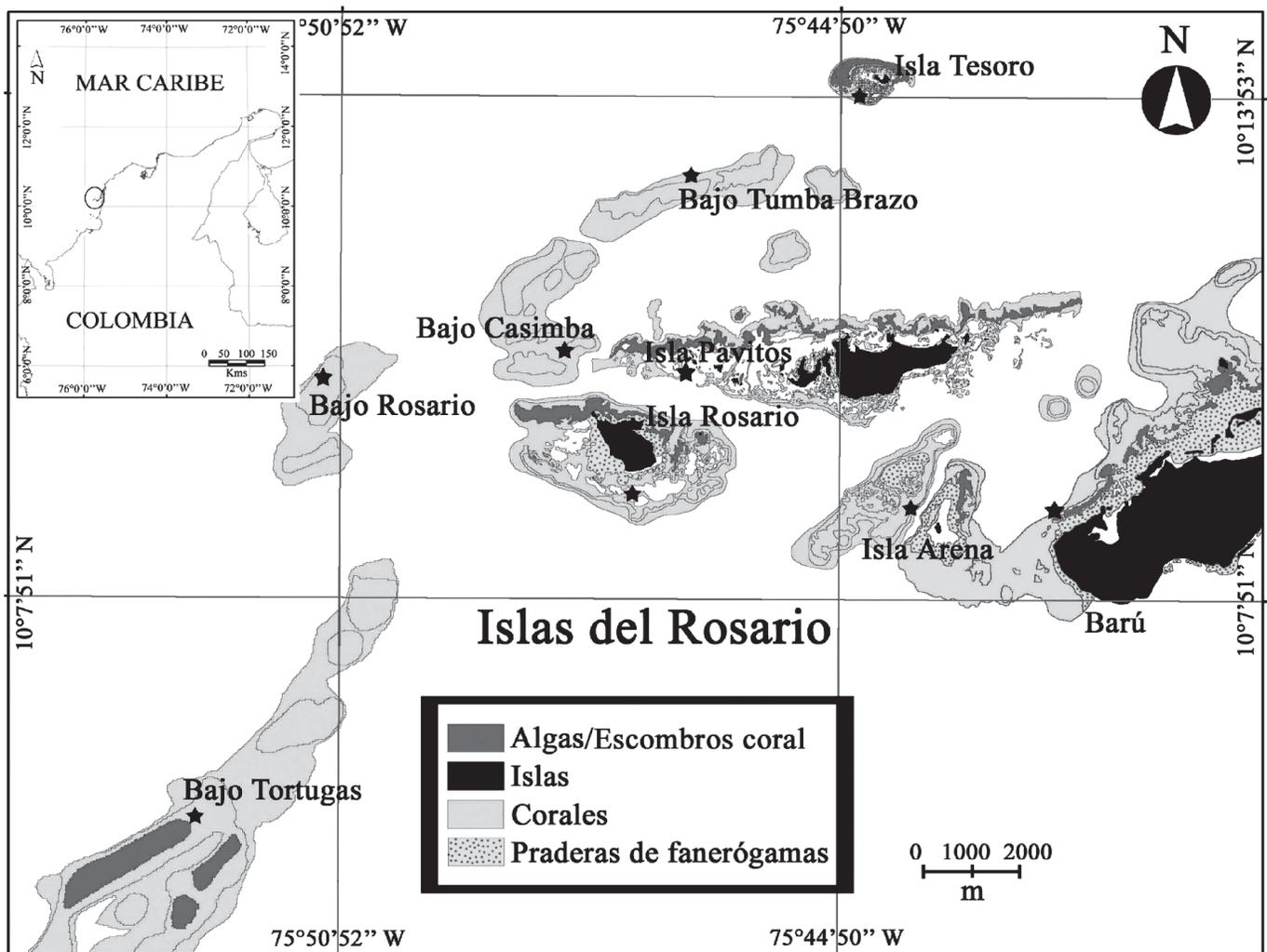


Figura 1. Área de estudio. Parque Nacional Natural Islas del Rosario con la ubicación de las nueve estaciones de muestreo (*). Se presentan tres coberturas diferentes: algas, corales y pastos marinos.

descendente fueron *Clepticus parrae* (10.82%), *Stegastes partitus* (7.71%), *Thalassoma bifasciatum* (6.68%), *Stegastes planifrons* (6.41%) y *Scarus iseri* (5.04%) con una ocurrencia del 100% (Tabla 2). Las familias Serranidae, Pomacentridae, Haemulidae, Labridae, Scaridae y Gobidae tuvieron los valores más altos de riqueza y abundancia. Por otra parte se encontraron 30 especies exclusivas en las diferentes estaciones, con el mayor número de estas en TU (7) e IA (5).

En general no se encontraron diferencias estadísticamente significativas de abundancia entre las estaciones ($H=6.19$; $p > 0.05$), y entre los bajos externos con respecto a las estaciones de las islas ($H=0.21$; $p > 0.05$). El análisis de clasificación formó dos grupos separados al 60% de

similitud. El grupo A conformado por las estaciones insulares, mientras que en el grupo B se agruparon los bajos externos (Figura 2).

Con respecto al componente bentónico se identificaron cinco tipos de UEPC (Tabla 3), distribuidas de la siguiente manera: BA e IP estuvieron representadas por la unidad *Agaricia tenuifolia* (Aten), con un alto porcentaje de algas filamentosas y *Halimeda* spp. BA presentó la mayor cobertura de arena, con alta y constante sedimentación, mientras que IP tuvo alta cobertura de esponjas. Por su parte, la unidad ecológica *Montastraea* spp (Mon) se apreció en las estaciones de IR e IT, con una alta cobertura de algas filamentosas y *Lobophora variegata*. Se observó en menor proporción la unidad Corales mixtos (Cmix) y Arena-Escom-

Tabla 2. Lista de especies con su abundancia promedio por estación y total (BC: Bajo Casimba; BR: Bajo Rosario; BT: Bajo Tortugas; TU: Bajo Tumba Brazo; BA: Barú; IA: Isla Arena; IP: Isla Pavitos; IR: Isla Rosario; IT: Isla Tesoro; * Especies no reportadas por el SIMAC; + Nuevo reporte para el sector).

| Peces | Estaciones | | | | | | | | | Total |
|-------------------------------------|------------|-----|------|------|-----|------|------|------|------|-------|
| | BC | BR | BT | TU | BA | IA | IP | IR | IT | |
| <i>Abudefduf saxatilis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.5 | 5.5 | 27.5 | 1 | 7.5 | 45 |
| <i>Acanthemblemaria</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Acanthostracion polygonius</i> | 1 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0 | 0 | 2.5 |
| <i>Acanthostracion quadricornis</i> | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1.5 | 0.5 | 0 | 4 |
| <i>Acanthurus bahianus</i> | 11 | 7 | 22 | 4.5 | 26 | 0.5 | 12.5 | 3.5 | 8.5 | 95.5 |
| <i>Acanthurus chirurgus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2.5 |
| <i>Acanthurus coeruleus</i> | 4 | 2 | 4.5 | 2.5 | 0 | 4.5 | 0.5 | 2 | 15 | 35 |
| <i>Amblycirrhitus pinos*</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anisotremus surinamensis</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anisotremus virginicus</i> | 0 | 1.5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1.5 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Aulostomus maculatus</i> | 1.5 | 0.5 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 4.5 |
| <i>Balistes vetula</i> | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 |
| <i>Bodianus rufus</i> | 2.5 | 3 | 2.5 | 8.5 | 0.5 | 4.5 | 3 | 2 | 2 | 28.5 |
| <i>Cantherhines pullus</i> | 0 | 0 | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.5 |
| <i>Canthidermis sufflamen</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 7.5 | 0 | 0 | 8.5 |
| <i>Canthigaster rostrata</i> | 1.5 | 1 | 0.5 | 1 | 0.5 | 2.5 | 1 | 0.5 | 0.5 | 9 |
| <i>Carangoides ruber</i> | 0 | 4.5 | 3.5 | 1 | 4.5 | 3.5 | 4.5 | 0.5 | 9 | 31 |
| <i>Cephalopholis cruentata</i> | 2 | 0.5 | 4.5 | 0.5 | 4 | 5.5 | 7 | 9 | 8 | 41 |
| <i>Cephalopholis fulva</i> | 0 | 1 | 3.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 5 |
| <i>Chaetodon capistratus</i> | 15 | 14 | 21 | 3 | 0 | 5.5 | 1 | 6.5 | 2 | 68 |
| <i>Chaetodon ocellatus</i> | 3 | 2 | 1.5 | 0.5 | 2 | 6.5 | 3 | 3 | 2 | 23.5 |
| <i>Chaetodon striatus</i> | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 5 |
| <i>Chromis cyanea</i> | 33 | 4 | 22.5 | 8.5 | 0 | 14 | 1.5 | 1 | 25 | 109.5 |
| <i>Chromis insolata</i> | 9.5 | 2 | 23.5 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 35.5 |
| <i>Chromis multilineata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 1 | 0 | 1.5 |
| <i>Clepticus parrae</i> | 41.5 | 80 | 8 | 17.5 | 2 | 28.5 | 36.5 | 7.5 | 46 | 267.5 |
| <i>Coryphopterus dicrus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 |
| <i>Coryphopterus glaucofraenum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Coryphopterus personatus</i> | 0 | 0 | 7.5 | 0 | 35 | 30 | 15 | 12.5 | 14.5 | 114.5 |
| <i>Diodon holocanthus*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Diodon hystrix</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Echeneis naucrates*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Elacatinus illecebrosus</i> | 0 | 0 | 1 | 2.5 | 11 | 1.5 | 0 | 6 | 5.5 | 27.5 |
| <i>Enchelycore carychroa*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.5 | 1.5 |
| <i>Equetus lanceolatus*</i> | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 | 0.5 | 0.5 | 0 | 2.5 |
| <i>Equetus punctatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Gerres cinereus*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Gnatholepis thompsoni</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Gamma loreto</i> | 9.5 | 9 | 23 | 2.5 | 0 | 1.5 | 2.5 | 1 | 1 | 50 |
| <i>Gymnothorax funebris</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Gymnothorax moringa*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ginglymostoma cirratum*</i> | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Haemulon aurolineatum</i> | 0 | 1 | 3.5 | 1 | 7 | 17 | 2.5 | 0 | 1 | 33 |
| <i>Haemulon carbonarium</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Haemulon flavolineatum</i> | 4 | 3 | 11 | 10 | 5.5 | 5.5 | 2 | 4.5 | 1 | 46.5 |
| <i>Haemulon macrostomum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0.5 | 2 |
| <i>Haemulon plumierii</i> | 2 | 1.5 | 3 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 1 | 9 |
| <i>Haemulon sciurus</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Haemulon striatum</i> | 10.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 7.5 | 2.5 | 0 | 26.5 |
| <i>Halichoeres bivittatus</i> | 1 | 4.5 | 2.5 | 0 | 1.5 | 0.5 | 1 | 0 | 0 | 11 |
| <i>Halichoeres garnoti</i> | 11.5 | 7.5 | 24.5 | 1.5 | 2 | 5 | 2 | 1 | 4.5 | 59.5 |
| <i>Halichoeres radiatus</i> | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Continuación Tabla 2.

| Peces | Estaciones | | | | | | | | | Total |
|--------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| | BC | BR | BT | TU | BA | IA | IP | IR | IT | |
| <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Holacanthus ciliaris</i> | 0.5 | 1.5 | 2 | 1.5 | 0 | 1.5 | 0.5 | 0.5 | 0 | 8 |
| <i>Holacanthus tricolor</i> | 4.5 | 5 | 5.5 | 3.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 19.5 |
| <i>Holocentrus adscensionis</i> * | 0 | 1.5 | 0.5 | 0 | 1.5 | 0.5 | 1.5 | 1.5 | 0.5 | 7.5 |
| <i>Holocentrus rufus</i> | 14.5 | 0 | 10 | 11 | 4.5 | 3.5 | 1.5 | 0.5 | 3 | 48.5 |
| <i>Hypoplectrus nigricans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 |
| <i>Hypoplectrus puella</i> | 5 | 3 | 4.5 | 0 | 6.5 | 6.5 | 2 | 4.5 | 2.5 | 34.5 |
| <i>Hypoplectrus</i> sp. 1 tan hamlet | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.5 | 1.5 |
| <i>Hypoplectrus</i> sp. 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Hypoplectrus unicolor</i> | 0 | 1.5 | 0 | 0 | 0.5 | 2 | 0 | 0.5 | 0.5 | 5 |
| <i>Kyphosus incisor</i> | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.5 | 16.5 |
| <i>Lachnolaimus maximus</i> + | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lactophrys bicaudalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Lutjanus analis</i> | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lutjanus apodus</i> | 2.5 | 0 | 0.5 | 3.5 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.5 | 8 |
| <i>Lutjanus chrysurus</i> | 0 | 7.5 | 2 | 0 | 3.5 | 1 | 5.5 | 1 | 0 | 20.5 |
| <i>Lutjanus griseus</i> * | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.5 | 0 | 0 | 0 | 1.5 |
| <i>Lutjanus mahogoni</i> | 0 | 1.5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3.5 | 6 |
| <i>Melichthys niger</i> | 0 | 15 | 12.5 | 22.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| <i>Micrognathus crinitus</i> * | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Microspathodon chrysurus</i> | 1 | 0.5 | 0 | 6.5 | 1 | 0 | 1.5 | 0 | 1.5 | 12 |
| <i>Monacanthus tuckeri</i> * | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 2.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 3.5 |
| <i>Mulloidichthys martinicus</i> | 1 | 3.5 | 1 | 2.5 | 0 | 2.5 | 0 | 0 | 3.5 | 14 |
| <i>Mycteroperca tigris</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Mycteroperca venenosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Myripristis jacobus</i> | 4.5 | 1 | 0.5 | 1.5 | 0 | 2 | 1.5 | 1.5 | 0 | 12.5 |
| <i>Neoniphon marianus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0.5 |
| <i>Odontoscion dentex</i> | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 |
| <i>Ophioblennius atlanticus</i> * | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pomacanthus arcuatus</i> | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Pomacanthus paru</i> | 0.5 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 5 |
| <i>Prognathodes aculeatus</i> * | 0 | 1.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.5 |
| <i>Pseudupeneus maculatus</i> | 0.5 | 0 | 0.5 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Ptereleotris helenae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Rypticus saponaceus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sargocentron vexillarium</i> | 0.5 | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Scarus iseri</i> | 14 | 9 | 18 | 6 | 16 | 23 | 16 | 15 | 7.5 | 124.5 |
| <i>Scarus taeniopterus</i> | 2 | 12.5 | 17.5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37 |
| <i>Scomberomorus brasiliensis</i> | 0 | 0.5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.5 |
| <i>Serranus tabacarius</i> * | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 5.5 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Serranus tigrinus</i> | 6 | 4.5 | 9 | 1.5 | 1 | 6 | 0.5 | 13.5 | 0.5 | 42.5 |
| <i>Serranus tortugarum</i> | 0 | 0 | 0 | 12.5 | 0 | 7.5 | 0 | 0 | 0 | 20 |
| <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | 3.5 | 12.5 | 15.5 | 5.5 | 3.5 | 12.5 | 1 | 8 | 5 | 67 |
| <i>Sparisoma chrysopterus</i> | 0.5 | 0 | 1 | 0.5 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Sparisoma radians</i> * | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Sparisoma rubripinne</i> | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Sparisoma viride</i> | 7 | 8 | 14 | 36 | 3 | 5 | 7.5 | 5 | 3.5 | 89 |
| <i>Sphyaena barracuda</i> | 0 | 0 | 0 | 18.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18.5 |
| <i>Stegastes diencaeus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 |
| <i>Stegastes leucostictus</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0.5 | 1 | 3 | 7.5 |
| <i>Stegastes partitus</i> | 26.5 | 19.5 | 28 | 12.5 | 19.5 | 18 | 32.5 | 31 | 3 | 190.5 |
| <i>Stegastes planifrons</i> | 25.5 | 10.5 | 16.5 | 1.5 | 18.5 | 25 | 25 | 24.5 | 11.5 | 158.5 |
| <i>Synodus intermedius</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1.5 | 0.5 | 0 | 3 |
| <i>Thalassoma bifasciatum</i> | 19.5 | 13 | 32 | 25 | 3 | 19 | 28 | 23 | 2.5 | 165 |
| Total | 310 | 291 | 394 | 266 | 204 | 308 | 276 | 205 | 216 | 2470 |

Tabla 3. Estación, ubicación, valores de riqueza total, abundancia promedio total, especies exclusivas (Exc.), diversidad (H'), uniformidad (J'), y unidades ecológicas de paisaje coralino (UEPC) en cada una de las estaciones evaluadas en las Islas del Rosario (BC: Bajo Casimba; BR: Bajo Rosario; BT: Bajo Tortugas; TU: Bajo Tumba Brazo; BA: Barú; IA: Isla Arena; IP: Isla Pavitos; IR: Isla Rosario; IT: Isla Tesoro).

| Estación | Ubicación | Riqueza | Abun | Exc. | H' | J' | UEPC |
|----------|----------------|---------|------|------|------|------|---------------------|
| BC | Bajos externos | 44 | 310 | 4 | 1.35 | 0.82 | Cmix, Mon |
| BR | Bajos externos | 48 | 291 | 2 | 1.31 | 0.78 | Cmix, Mon |
| BT | Bajos externos | 50 | 394 | 2 | 1.44 | 0.84 | Cmix, Mon, Oct-Cmix |
| TU | Bajos externos | 47 | 266 | 7 | 1.38 | 0.82 | Cmix, Mon |
| BA | Insular | 43 | 204 | 3 | 1.31 | 0.79 | Aten, Arena |
| IA | Insular | 57 | 308 | 5 | 1.47 | 0.83 | Cmix; Mon |
| IP | Insular | 50 | 276 | 1 | 1.35 | 0.79 | Aten, Esponjas |
| IR | Insular | 45 | 205 | 4 | 1.36 | 0.81 | Mon; Cmix; Aresc |
| IT | Insular | 46 | 216 | 2 | 1.34 | 0.79 | Mon; Cmix; Aresc |

impacto antrópico, por lo cual se propone otorgar mayor atención, manejo y vigilancia a estos sectores, o en lo posible considerarlas zonas intangibles, con el propósito de cuidar y recuperar a las poblaciones de estas especies.

De otra parte, es de anotar que aquí no se hizo énfasis en especies de hábitos crípticos, así pues la representatividad de algunas familias como Apogonidae, Gobiidae, Blennidae y Chaenopsidae fue relativamente baja en comparación con otras evaluaciones. Entre tanto, las diferencias encontradas con el número de especies observadas por parte de **Aceró & Garzón** (1985, 1986) y el SIMAC, responden a un mayor esfuerzo de evaluación y a la utilización de técnicas destructivas como la rotenona con lo cual se pueden encontrar un mayor número de especies. No obstante, esta evaluación claramente muestra la importancia de hacer evaluaciones más extensas para conocer con certeza y amplitud la diversidad íctica actual de esta región del Caribe.

La riqueza encontrada durante esta corta evaluación es comparable con otros arrecifes del Caribe, como los atolones del sector de San Andrés y Providencia, la región de Santa Marta, Islas de San Bernardo (**Mejía & Garzón-Ferreira**, 2000; **Reyes-Nivia et al.**, 2004 a; **Olaya-Restrepo**, 2006), la península de Yucatán (**Núñez-Lara et al.**, 2005), islas Vírgenes y Barbados (**Rakitin & Kramer**, 1996; **Chittaro**, 2002). En algunos de estos estudios, se reporta un número menor o igual de especies que en esta investigación, lo cual sugiere un alto valor de diversidad en las islas del Rosario, teniendo en cuenta el reducido esfuerzo de muestreo en comparación con las otras evaluaciones y el grado de degradación ambiental en el sector. En concordancia con estos trabajos, se obtuvieron los mismos resultados en cuanto a las especies y familias con mayor abundancia y riqueza, las cuales son características en los

arrecifes del Caribe. En cuanto a las unidades ecológicas, se encontraron los mismos patrones descritos por **Díaz et al.** (2000) y **Cendales et al.** (2002) en las estaciones evaluadas, aunque aquí se reportan dos UEPC menos que en los estudios anteriormente mencionados, como resultado del escaso esfuerzo y extensión en el área de muestreo.

La mayoría de las especies no registradas por el SIMAC, se observaron en sitios no valorados previamente como los bajos externos Casimba, Tumba Brazo, Rosario y Tortugas, y en las estaciones de Barú, Isla Arena e Isla Rosario. De estos lugares, el Bajo Tortugas presentó una abundancia de peces substancialmente mayor que los otros, alta riqueza y diversidad, respondiendo probablemente a la elevada cobertura coralina viva, aproximadamente 40%, además de tener un relieve heterogéneo con diferentes unidades ecológicas entre las que se destacan Cmix, Mon y Oct-Cmix, cuyas características son la gran diversidad de especies (**Díaz et al.**, 2000), concediéndole una mayor complejidad estructural y calidad del hábitat superior a la estación, con un efecto positivo sobre la diversidad y abundancia de peces, debido a un incremento en la disponibilidad de refugio y posibilidades alimenticias para las especies (**Eklund**, 1997; **Ferreira et al.**, 2001; **Mellin et al.**, 2006). De otra parte, su ubicación en el extremo sur occidental del archipiélago, cuyo inicio está aproximadamente a cinco kilómetros de las islas, probablemente disminuyó el efecto de los impactos costeros (i.e. descargas continentales, aguas servidas, sedimentación, contaminación), así como la presencia de los pescadores con su evidente incidencia en la comunidad de peces (**Russ**, 1991; **Burke & Maidens**, 2005; **Wilson et al.**, 2006), lo cual sustenta los resultados obtenidos.

En contraste, los menores valores encontrados en Barú corresponden a que este sector está ubicado cerca a las

descargas continentales y de aguas residuales, tiene la mayor población humana, un alto número de personas dedicadas a la pesca y presenta un prominente deterioro arrecifal, reflejado en la elevada sedimentación y cobertura de arena en comparación con las otras estaciones (**Díaz et al.**, 2000; **Cendales et al.**, 2002; **Zapata-Ramírez**, 2005), lo que repercute en la reducción de las variables estudiadas (**Guidetti et al.**, 2002; **Jones et al.**, 2004; **Burke & Maidens**, 2005).

Valores similares de abundancia se encontraron en las estaciones de isla Rosario e isla Tesoro, a pesar de ser declaradas zonas intangibles dentro del parque desde 1996, donde se encuentran restringidas las actividades náuticas, pesqueras y de turismo (**Pineda et al.**, 2004) y presenta tres UEPC, dos de las cuales se caracterizan por la alta diversidad. Estos resultados son contradictorios con lo reportado en diferentes reservas alrededor del mundo, en las que se ha observado un incremento considerable de la biodiversidad (**Rakitin & Kramer**, 1996; **Roberts**, 2000). Sin embargo, es probable que la fuerte presión pesquera, incluso ilegal (dinamita y boliche) a la que estuvieron expuestas en años anteriores (**Díaz et al.**, 2000; **Cendales et al.**, 2002; **Mejía & Acero**, 2002; **Camargo et al.**, 2009) y aún en la actualidad (isla del Rosario), debido a la carencia de una vigilancia constante y efectiva allí para regular este problema, no permitan una positiva recuperación del sustrato arrecifal y de las poblaciones de peces. Por otro lado, en la estación de IT donde existe vigilancia y se registró una alta cobertura coralina, el bajo número de individuos puede estar relacionado con las características homogéneas del arrecife, dominado principalmente por la unidad Mon, grandes cabezas de corales del género *Diploria* y *Colpophyllia*, y la unidad Aresc (**Zapata-Ramírez**, 2005), lo cual representa una menor complejidad estructural y geomorfológica, con un consecuente efecto en el ensamblaje de peces (**Glenn**, 2004; **Mellin et al.**, 2006; **Wilson et al.**, 2006). Así pues, es evidente que en la mayoría de los casos, la combinación de las UEPC C-mix, Mon y Oct-Cmix presentaron alta abundancia, riqueza y diversidad debido a una gran heterogeneidad en las características estructurales del paisaje.

Es de destacar que las zonas intangibles o reservas no pueden proteger los hábitats arrecifales de la degradación ambiental a gran escala (**Jones et al.**, 2004; **Aronson & Precht**, 2006), y su desempeño para la recuperación de los recursos marinos depende de la calidad del hábitat, la conectividad con los ecosistemas adyacentes y en especial, de la efectividad para su protección (**Roberts**, 2000), factores a tener en cuenta en los planes de manejo ambiental de las islas.

Las demás estaciones (BC, BR, BT, IP e IA) tuvieron niveles similares de todas las variables con ligeras variaciones, lo cual sugiere cierto grado de uniformidad de las asociaciones dentro del archipiélago en concordancia con la prueba de Kruskal-Wallis que no reveló diferencias significativas entre las estaciones. No obstante, se observó una aparente diferencia entre las comunidades presentes en los bajos externos, con respecto a los arrecifes insulares (análisis de clasificación), como una posible respuesta a su ubicación, factores como profundidad, movimiento del agua, características del sustrato, grado de desarrollo y complejidad estructural de las formaciones coralinas, que comúnmente afectan la distribución de las especies, como se ha observado en diferentes arrecifes alrededor del mundo (**McGehee**, 1994; **Bouchon-Navarro et al.**, 2005; **Mellin et al.**, 2006). Por otra parte, estas diferencias pueden ser evidencia del nivel de disturbio ambiental y antrópico al que han estado sometidas las comunidades, puesto que los ecosistemas costeros están particularmente expuestos y sujetos a múltiples impactos (**Wilson et al.**, 2006), y en el caso de las islas, especialmente a la sobrepesca, actividades náuticas y turismo, utilización directa de los corales como materiales para construcción, efectos de la sedimentación, escorrentía, descargas continentales, tormentas, cambios drásticos de la temperatura del agua, blanqueamiento, enfermedades y deterioro coralino (**Barríos**, 2000; **Díaz et al.**, 2000; **Restrepo et al.**, 2005; **Zapata-Ramírez**, 2005; **Camargo et al.**, 2009), algunos de los cuales ciertamente han generado un mayor impacto en los arrecifes insulares, lo que posiblemente ha provocado cambios en la estructura arrecifal y en las características ambientales de cada estación, afectando los patrones de distribución en los ensamblajes de peces.

Los resultados de esta evaluación, a juzgar por la alta diversidad de peces encontrada, el registro de especies que no habían sido observadas desde el trabajo de **Acero & Ferreira** (1985), el reporte de una especie no vista en anteriores evaluaciones en el área, y las relaciones documentadas entre los peces con algunos factores ambientales y antrópicos, demuestran la necesidad de hacer mayores esfuerzos de investigación para evaluar la diversidad íctica en las zonas arrecifales de Colombia, así como en hábitats esenciales como los bosques de manglar y pastos marinos, con el fin de establecer el grado de conectividad entre estos ecosistemas costeros, los factores ecológicos y el impacto de los disturbios tanto naturales como antrópicos, que determinan la distribución y dinámica de las comunidades de peces, en favor de un manejo adecuado y conservación de los recursos marinos en estos hábitats.

Agradecimientos

Al proyecto “Análisis histórico de las actividades humanas sobre los ambientes coralinos del Caribe Colombiano” desarrollado por el programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM) del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), por el soporte logístico y financiero para realizar esta evaluación. A Rafael Vieira del CEINER por su hospitalidad, a Jaime Rojas por la colaboración y buena disposición en el trabajo de campo, y a Carlos Alberto Flórez por la elaboración del mapa.

Bibliografía

- Acero, A.** 1993. Una mirada a los peces comerciales del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, **22**: 129-135.
- Acero, A. & J. Garzón-Ferreira.** 1985. Peces de las Islas del Rosario y San Bernardo (Colombia). I. Característica del área y lista de especies. *Actual. Biol.*, **14** (54): 137-148.
- Acero, A. & J. Garzón-Ferreira.** 1986. Peces de las Islas del Rosario y de San Bernardo (Colombia) II. Tres nuevos registros para el Caribe sur y 16 más para la costa norte continental colombiana. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, **15-16**: 2-29.
- Acero, A. & M. Rivera.** 1992. Peces de las familias Chaetodontidae y Pomacanthidae en la región de Santa Marta (Colombia): densidad y relación con la calidad del arrecife. *Carib. J. Sci.*, **28** (3-4): 184-190.
- Acero, A., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira.** 1994. *Nomeusgronovii* (Gmelin) (Pisces: Nomeidae) en el Caribe colombiano: primer registro para la costa noroccidental de América del Sur. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **23**: 173-176.
- Aronson, R. B. & W. F. Precht.** 2006. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*, **25**: 441-450.
- Barrios, L. M.** 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Monografía, M. Sc. Biol. Mar. Univ. Nal. de Colombia. Santa Marta, 160 p.
- Bouchon-Navarro, Y., C. Bouchon, M. Louis & P. Legendre.** 2005. Biogeographic patterns of coastal fish assemblages in the West Indies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **315**: 31-47.
- Burke, L. & J. Maidens.** 2005. Arrecifes en peligro en el Caribe. World Resources Institute. Washington D. C. 82 p.
- Camargo, C., J.H. Maldonado, E. Alvarado, R. Moreno-Sánchez, S. Mendoza, N. Manrique, A. Mogollón, J.D. Osorio, A. Grajales y J.A. Sánchez.** 2008. Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas. *Biodivers. Conserv.*, **18** (4): 935-956.
- Cendales, M. H., S. Sea & J. M. Díaz.** 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, **26** (101): 497-510.
- Chittaro, P. M.** 2002. Species-area relationships for coral reef-fish assemblages of St. Croix, US Virgin Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **233**: 253-261.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick.** 2001. Changes in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. Plymouth, United Kingdom. 136 p.
- Connolly, S. R., T. Hughes, D. Bellwood & R. Karlson.** 2005. Community structure of coral and reef fishes at multiple scales. *Science*, **309**: 1363-1365.
- Díaz, J. M., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, E. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. Zapata, & S. Zea.** 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones Especiales, **5**: 176 p.
- Eklund, A.** 1997. The importance of post-settlement predation and reef resource limitation on the structure of reef fish assemblages. En: Lessios, H. & Macintyre, I. (Eds.). Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, **2**: 1139-1142.
- Ferreira, C. E., J. E. Goncalves & R. Coutinho.** 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Env. Biol. Fish.*, **61**: 353-369.
- Garzón, J. y A. Acero.** 1988. A new species of *Lythrypnus* (Pisces: Gobiidae) from the tropical western Atlantic. *Bull. Mar. Sci.*, **43** (2): 308-314.
- Glenn, R. A.** 2004. Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *OIKOS* **106**: 275-284.
- González, E., A. Mora, I. Restrepo & C. Valencia.** 1992. Notas preliminares sobre la ictiofauna en una pradera de *Thalassia testudinum* Koning, (Cocoliso, Caribe colombiano). Mem. VIII Sem. Nac. Cienc. Tecnol. Mar. Santa Marta, **2**: 630-639.
- Guidetti, P., G. Fanelli, S. Frascchetti, A. Terlizzi & F. Boero.** 2002. Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. *Mar. Environ. Res.*, **53**: 77-94.
- Humann, P. & N. Deloach.** 2002 a. Reef coral identification. New World Publications, Jacksonville, Florida. 481 p.
- Humann, P. & N. Deloach.** 2002 b. Reef creature identification. New World Publications, Jacksonville, Florida. 481 p.
- Humann, P. & N. Deloach.** 2002 c. Reef fish identification. New World Publications, Jacksonville, Florida. 481 p.
- Jones, G. P., M. I. McCormick, M. Srinivasan & J. V. Eagle.** 2004. Coral declines threatens fish biodiversity in marine reserves. *PNAS*, **101** (21): 8251-8253.
- López-Victoria, M. & J. M. Díaz.** 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, **24** (91): 219-230.
- McGehee, M. A.** 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **105**: 243-255.
- Mejía, L. & A. Acero.** (Eds.). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Uni-

- versidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 174 p.
- Mejía, L. S. & J. Garzón-Ferreira.** 2000. Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del Archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe sur occidental). *Rev. Biol. Trop.*, **48** (4): 883-896.
- Mejía, L. S., O. D. Solano & A. Rodríguez-Ramírez.** 1994. Ocho nuevos registros para la fauna íctica de las islas del Rosario (Mar Caribe colombiano). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **23**: 189-192.
- Mellin, C., J. Ferraris, R. Galzin, M. Kulbicki & D. Ponton.** 2006. Diversity of coral reef fish assemblages: Modelling of the species richness spectra from multi-scale environmental variables in the Tuamotu Archipelago (French Polynesia). *Ecol. Model.*, **198**: 409-425.
- Moreno, M. P. & D. F. Torres.** 1990. Nuevos registros ícticos para las islas del Rosario. Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, **19-20**: 209-211.
- Núñez-Lara, E., J. E. Arias-González & P. Legendre.** 2005. Spatial patterns of Yucatán reef fish communities: testing models using a multi-scale survey design. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **324**: 157-169.
- Olaya-Restrepo, J., M. C. Reyes-Nivia & A. Rodríguez-Ramírez.** 2008. Ensamblajes de peces arrecifales del área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, **37** (1): 111-127.
- Pineda, I. J., L. A. Martínez, D. M. Bedoya, P. Catarroso & J. A. Rojas.** 2004. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, PNNCRSB. UAESPNN Territorial Costa Atlántica, Cartagena. 316 p.
- Quinn, G.P. & M.J. Keough.** 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 537 p.
- Rakitin, A. & D. L. Kramer.** 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **131**: 97-113.
- Restrepo, J. D., P. A. Zapata, J. M. Díaz, J. Garzón-Ferreira & C. B. García.** 2005. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global Planet. Change*, **50**: 33-49.
- Reyes-Nivia, M. C., J. Garzón-Ferreira & A. Rodríguez-Ramírez.** 2004a. Peces asociados a formaciones coralinas de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, **33**: 101-115.
- Reyes-Nivia, M. C., J. Garzón-Ferreira & A. Rodríguez-Ramírez.** 2004b. Depredación de coral vivo por peces en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, **52** (4): 883-895.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, J. Vega-Sequeda, J. Olaya, G. Duque & J. Garzón-Ferreira.** 2006. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 71-142. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2005. INVEMAR, Serie Publicaciones Periódicas **8**. Santa Marta, Colombia.
- Roberts, C. M.** 2000. Selecting marine reserves locations: optimality versus opportunism. *Bull. Mar. Sci.*, **66** (3): 581-592.
- Russ, G. R.** 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. 601-635. En: Sale, P. (Ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, U.S.
- Schmitt, E. F. & K. Sullivan.** 1996. Analysis of a volunteer method for collecting fish presence and abundance data in the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci.*, **59** (2): 404-416.
- Torres, D. F., A. Rodríguez, L. S. Mejía y C. A. Buitrago.** 1992. Las comunidades del bajo arrecifal profundo Imelda, Isla Barú, Caribe colombiano: VII. Evaluación preliminar de la ictiofauna. *Mem. VIII. Sem. Nac. Cienc. Tecnol. Mar.* **1**: 350-369.
- Williams, D. McB.** 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. 437-474. En: Sale, P. (Ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, U.S.
- Wilson, S. K., N. A. Graham, M. S. Pratchett, G. P. Jones & N. V. Polunin.** 2006. Multiple disturbance and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient?. *Glob. Change Biol.*, **12**: 2220-2234.
- Zapata-Ramírez, P. A.** 2005. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Tesis de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. Colombia. 103 p.

Recibido: junio 26 de 2008.

Aceptado para su publicación: febrero 24 de 2009.

