

PROSPECCIÓN ECOLÓGICA DEL MANGLAR Y PRADERAS MARINAS COMO HÁBITATS DE CRÍA PARA PECES ARRECIFALES EN SAN ANDRÉS ISLA, CARIBE INSULAR COLOMBIANO*

Omar Sierra-Rozo¹, Adriana Santos-Martínez¹ y Arturo Acero P.²

¹ Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Instituto de Estudios Caribeños, San Luis Free Town No. 52-44, San Andrés Isla, Colombia. oasierrar@unal.edu.co, asantosma@unal.edu.co

² Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Centro de Estudios en Ciencias del Mar —Cecimar—, Invemar, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. arturo.acero@invemar.org.co

RESUMEN

La estructura de la ictiofauna asociada a un área de manglar y dos de praderas de pastos marinos fue evaluada en San Andrés Isla (Reserva de Biósfera Seaflower) para determinar el carácter de hábitats de cría de estos ecosistemas. La composición, abundancia y estado de desarrollo de los peces arrecifales en cada biotopo, durante la temporada de lluvias, se estimó mediante censos visuales realizados en transectos de banda. Se contabilizó un total de 1908 individuos predominantemente jóvenes (98%). Se determinó una riqueza de 27 especies, 18 géneros y 13 familias, un índice de Shannon de 2.0, una dominancia de 0.22 y una equidad de 0.61. La riqueza de las praderas (20 especies) fue mayor que la del manglar (13 especies). La abundancia fue más alta en el manglar (1.86 ind/m²) y la diversidad mayor en una pradera asociada al manglar (H = 2.23). Se estableció el carácter de hábitats de cría del manglar y praderas y su funcionalidad conjunta cuando son áreas adyacentes. Se determinó el alto potencial como especies conectoras entre hábitats de cría y arrecifes de *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Chaetodon capistratus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon flavolineatum*, *H. sciurus*, *Halichoeres bivittatus*, *H. poeyi*, *Lutjanus apodus*, *Scarus iseri*, *Sparisoma viride*, *Thalassoma bifasciatum*, de especies de los géneros *Eucinostomus* y *Stegastes* y de dos morfotipos de clupeidos, dadas sus importantes densidades de individuos jóvenes en el manglar y praderas marinas. La profundidad cambió moderadamente entre los hábitats (aproximadamente un metro), y mostró correlación positiva con la oxigenación (0.84). El pH y la temperatura se correlacionaron negativamente (0.93). Se registró baja densidad de raíces de manglar respecto al Caribe (11.7 ± 4.0 raíces/m²). La longitud de hojas de *Thalassia testudinum* varió significativamente entre praderas y su cobertura fue más alta respecto a las de otros sustratos en las praderas. La diversidad y densidad notables de especies de peces económicamente importantes, las particulares configuraciones de los biotopos y el estado de interconexión o aislamiento entre manglares y praderas, sugirieron la pertinencia de la protección estructural y funcional de estos hábitats. Los resultados obtenidos concuerdan con la literatura y la enriquecen, y son insumo para la gestión de los recursos en Seaflower.

PALABRAS CLAVES: Hábitats de cría, peces arrecifales, manglar, pastos marinos, Seaflower.

* Contribución No. 373 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar —Cecimar—, Universidad Nacional de Colombia sede Caribe.



ABSTRACT

Ecological prospecting of the mangrove and marine seagrass as nursery habitats for reef fish in San Andrés island, insular Colombian Caribbean. The structure of the ichthyofauna associated to an area of mangrove swamp and two areas of seagrass beds was evaluated in San Andrés Island (Biosphere Reserve Seaflower) to determine the character of nursery of those ecosystems. The composition, abundance, and development state of fishes in each biotope was evaluated using visual censuses in band transects during the rainy season. A total abundance of 1908, mainly young (98%), specimens was counted. A richness of 27 species, 18 genus, and 13 families, a Shannon's index of 2.0, a dominance of 0.22 and an equitability of 0.61 were found. Richness was higher at the seagrass (20 species) than at the mangrove (13 species); abundance was higher in the mangrove (1.86 ind/m²); and the largest diversity was found in a meadow associated to mangroves ($H = 2.23$). The nature of the mangrove and seagrasses as nursery habitats was determined as well as their combined functionality when they are close to each other. The high potential as connecting species between nursery habitats and coral reefs of *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Chaetodon capistratus*, *Gerres cinereus*, *Haemulon flavolineatum*, *Haemulon sciurus*, *Halichoeres bivittatus*, *H. poeyi*, *Lutjanus apodus*, *Scarus iseri*, *Sparisoma viride*, *Thalassoma bifasciatum*, of the species of genera *Eucinostomus* and *Stegastes*, and of two morphotypes of Clupeidae was determined, given their relatively high densities of juvenile in the swamp and seagrass beds. Depth changed moderately among habitats (about one meter) showing positive correlation with oxygen (0.84). pH and temperature were correlated negatively (0.93). Density of mangrove roots is low compared to other Caribbean localities (11.7 ± 4.0 roots/m²). Length of *Thalassia testudinum* leaves varied significantly between seagrass beds and their covering was higher than other substrates in the seagrass beds. The remarkable diversity and density of economically important fish species, the particular configurations of the biotopes, and the status of interconnection or isolation between mangroves and seagrass beds, suggest the relevancy of the structural and functional protection of these habitats. The results agree with the literature and enrich it, and are input for the management of the resources in Seaflower.

KEYWORDS: Nursery habitats, Reef fish, swamp mangroves, seagrass meadows, Seaflower.

INTRODUCCIÓN

A escala mundial los ecosistemas marinos han sido afectados por causa de disturbios humanos, hasta el punto en que entre un 30 y 60% de la cobertura del manglar y de pastos marinos se perdiera para finales del siglo XX (Shepherd *et al.*, 1989; Spalding, 1998). Se ha reconocido que estos ecosistemas sostienen altas densidades de peces arrecifales siendo áreas de cría para varias especies (Parrish, 1989; Sedberry y Carter, 1993; Mumby *et al.*, 2004), posiblemente por la disponibilidad de comida y protección, la reducida presión de depredadores y su elevada interceptación de ictioplancton (Parrish, 1989; Laegdsgaard y Johnson, 2001). En cierta fase de la ontogenia, estos peces migran permanentemente hacia el hábitat arrecifal estableciendo un solapamiento o conectividad entre ecosistemas (Blaber, 2000; Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). Por lo anterior, manglares y praderas han sido denominados hábitats “sala-cuna”, y las especies que requieren de estos, especies “sala-cuna” (*nursery species*). Actualmente, identificar estos hábitats

y especies es una de las tareas más preponderantes en el estudio de la conectividad ecosistémica marina (Nagelkerken *et al.*, 2000b; Beck *et al.*, 2001). Los manglares no estuarinos generalmente coocurren con praderas marinas, lo cual hace que las interacciones entre hábitats sean más complejas, ya que las migraciones ontogénicas pueden ocurrir entre manglares y pastos antes de que los peces se dirijan al arrecife de coral (i. e. Rooker y Dennis, 1991; Nagelkerken *et al.*, 2000a). También, esta presencia mixta de hábitats puede ocasionar diferencias en densidad, riqueza y presencia de especies (Nagelkerken *et al.*, 2001).

Según lo expuesto, el rendimiento de la pesca arrecifal sería una función de la presencia y extensión de manglares y praderas y, de este modo, estos ecosistemas deberían ser manejados sosteniblemente (Munro, 1996). Estudios en el Atlántico occidental han sugerido que por lo menos entre 21 y 50 especies de peces de importancia ecológica y económica pueden mostrar movimientos ontogénicos desde hábitats de cría en aguas poco profundas, como manglares y pastos marinos, hasta el hábitat arrecifal coralino (Lindeman *et al.*, 2000; Eggleston *et al.*, 2004). La mayoría de estudios acerca de la función como sala-cuna de manglares y praderas se han basado en observaciones cualitativas sin hacer distinción entre abundancias de individuos jóvenes y adultos, sin proveer datos cuantitativos sobre el tamaño de los peces, no han caracterizado adecuadamente los biotopos en que se dan los cambios ontogénicos, y la mayoría de investigaciones en el Caribe se han desarrollado considerando solamente uno de estos hábitats a la vez y empleando métodos de muestreo diferentes, lo cual dificulta la comparación entre hábitats y entre estudios (Nagelkerken *et al.*, 2000a).

Para el archipiélago colombiano de San Andrés, Providencia y Santa Catalina sólo hay un trabajo relacionado con conectividad (Appeldoorn *et al.*, 2003), el cual señala que en las islas de Providencia y Santa Catalina se produce un aumento considerable de la biomasa de lutjánidos y haemúlidos en parches arrecifales próximos a áreas de manglar/pastos marinos. Atendiendo a la carencia de estudios en conectividad para el Archipiélago y a su privilegiada condición de manejo y conservación como Reserva de Biósfera, en la presente investigación se propuso hacer una aproximación inicial al papel que desempeñan el manglar (principalmente *Rhizophora mangle*) y las praderas marinas (principalmente *Thalassia testudinum*) en la isla de San Andrés, respecto a su potencial como áreas de cría para peces arrecifales (con vida predominante adulta en el arrecife) durante la temporada de lluvias, para contribuir al manejo sostenible de los recursos marinos en la región. Este estudio de prospección ecológica se basó en la toma de datos de frecuencia de tamaños usando una técnica de censo visual. Posibles correlaciones entre la estructura íctica y algunos atributos de la configuración de los biotopos también fueron investigados.

ÁREA DE ESTUDIO

Aspectos generales de la isla de San Andrés

La isla colombiana de San Andrés hace parte del archipiélago caribeño oceánico San Andrés, Providencia y Santa Catalina. La Unesco nombró al Archipiélago Reserva de Biósfera Seaflower (RBS) (Coralina, 2000) y desde 2005 esta isla hace parte de la sección sur de un Área Marina Protegida (AMP) establecida al interior de la reserva. La isla se localiza al suroeste del Archipiélago (Figura 1) a $12^{\circ}28' - 36'N$ y $81^{\circ}40' - 44'W$, a unos 240 km de la costa centroamericana (Barriga *et al.*, 1969; IGAC, 1986). Su área es de 27 km² (IGAC, 1992), aunque la plataforma con el complejo arrecifal coralino que la rodea es casi tres veces superior. La precipitación anual promedia los 1900 mm repartidos irregularmente en una temporada seca (febrero-abril, promedio mensual inferior a 50 mm) y una lluviosa (junio-diciembre, promedio mensual mayor a 150 mm) (Díaz *et al.*, 1995). La escorrentía continental no influye sobre el archipiélago.

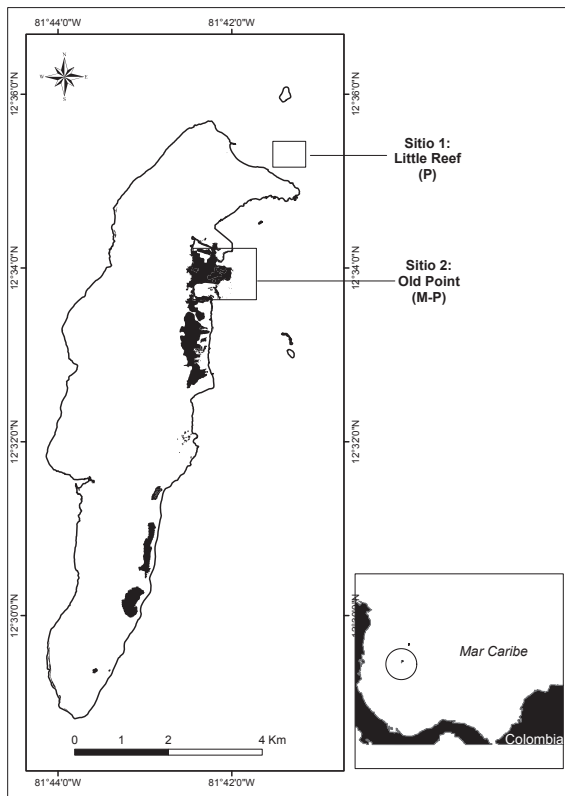


Figura 1. Ubicación de la isla de San Andrés en el mar Caribe colombiano e imagen ampliada de la localización de los sitios de estudio (fuente SIG-Coralina, 2012). M: manglar; P: Pradera.

La plataforma marina de barlovento es poco profunda y se amplía hasta los arrecifes coralinos que la rodean, conformando una barrera contra el fuerte oleaje del mar abierto (Hubach, 1956). En sotavento es abrupto el contacto tierra-mar formándose acantilados que reflejan la fuerte erosión marina (IGAC, 1986). No hay sistemas estuarinos ni corrientes de agua permanentes, sino la formación de depósitos de agua subterráneos alimentados por lluvias, pantanos y charcas que fluctúan su nivel marcadamente según la época del año (Barriga *et al.*, 1969; IGAC, 1986). Santos-Martínez *et al.* (2009), en su trabajo acerca de las actividades y lecciones sobre la RBS, presentan un análisis que da cuenta de logros y retos para contribuir a la sostenibilidad de la región.

Selección de los sitios de estudio

Dos sitios alrededor de la isla fueron seleccionados (Figura 1), estos están circunscritos a la zonación interna del AMP (Coralina, 2008), de modo que cada uno recibe un uso diferente. Se asumió independencia de sitios (distancia mínima: 2-3 km, sus hábitats no se prolongan entre sí).

1. Old Point (OP). I. Manglar ($12^{\circ}33'51''\text{N}$, $81^{\circ}42'08''\text{W}$): Zona de conservación. 34.48 ha. Costa dominada por *Rhizophora mangle* (García y Gaviria, 1996; Sánchez-Páez *et al.*, 2000). II. Pastos marinos ($12^{\circ}33'25''\text{N}$, $81^{\circ}42'05''\text{W}$): Zona de conservación. 35% de cobertura. Dominancia por profundidad: *T. testudinum* (hasta 5 m), *Syringodium filiforme* (7-10 m), praderas mixtas (profundidades intermedias) (Ángel y Polanía, 2001; Díaz *et al.*, 2003).

2. Little Reef (LR). I. Pastos marinos ($12^{\circ}34'59.3''\text{N}$, $81^{\circ}41'12.3''\text{W}$): Zona de conservación. *Thalassia testudinum* y *S. filiforme*. Profundidad media: 3 m (Díaz *et al.*, 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección de datos

Especies seleccionadas

Las especies objetivo fueron aquellas conspicuas y susceptibles de ser censadas por el método propuesto, se exceptuaron aquellas crípticas o de hábitos nocturnos de las familias Gobiidae, Blenniidae, Labrisomidae, Opistognathidae, Apogonidae, Priacanthidae y Holocentridae. Se consideraron dos clases de tamaño: estado joven (etapas tempranas y tardías) y adulto. El estado se estableció mediante el tamaño y coloración de los individuos (Humann, 1996). Las tallas de maduración fueron establecidas consultando FishBaseWorld Wide Web (Froese y Pauly, 2008). Las especies sin tal información, fueron tratadas registrando como jóvenes a los individuos más pequeños que el tercio de la longitud máxima (TL) (Nagelkerken y Van der Velde, 2002).

Diseño experimental

Mediante censos visuales a través de transectos de banda se realizó la recolección de datos. Esta metodología es una de las más usadas en estudios recientes de conectividad y monitoreo marino y varía principalmente en la dimensión de los transectos (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Chittaro *et al.*, 2005; Dorenbosch *et al.*, 2007). Los censos visuales se desarrollaron durante el día por la misma persona, empleando equipo de superficie (*snorkeling*), recorriendo seis transectos (50 x 2 m) dispuestos aleatoriamente en cada biotopo y distantes entre sí mínimo por 10 m, de modo que se muestreó 600 m² por hábitat. Simultáneamente se registraron las especies, número de individuos y estado de madurez (WWF, 2006). Cada transecto fue considerado una réplica. Cada punto de muestreo fue georreferenciado con un geoposicionador satelital. Los transectos en el biotopo de manglar se ubicaron adyacentes a las raíces del manglar, siguiendo el contorno costero y extendiéndose lateralmente un metro hacia dentro y hacia fuera de las raíces. Los transectos en pastos no tuvieron un sentido en particular. Es importante mencionar que la mayoría de conteos en este biotopo se dieron en discontinuidades de la pradera, tales como pequeños fragmentos de coral vivo o muerto y cicatrices antiguas dejadas por hélices u otro agente exterior. Después de ser colocados los transectos, se esperó 15 minutos antes de comenzar el censo para minimizar el error por disturbio. Se tuvo cuidado de no contar repetidamente peces o grupos. De forma complementaria y simultánea al censo visual, un colaborador en campo tomó registro filmico de cada transecto. Para hacer mínima la variabilidad de las observaciones (English *et al.*, 1997), se realizó previamente un entrenamiento al observador, basado en el reconocimiento en campo de los peces objetivo mediante guías de identificación (Chaplin y Scott, 1979; Greenberg y Greenberg, 1986; Humann, 1996) y en la diferenciación bajo el agua de trozos de alambre de diferente longitud representando las clases de tamaño de los peces.

La columna de agua fue caracterizada con la medición de las variables físico-químicas: temperatura superficial (a 50 cm), pH (electrodo de vidrio de pHmetro Schott handylab 1), oxígeno disuelto (oxímetro YSI 550 DO), salinidad (refractómetro Vista A366ATC), profundidad (cinta métrica) y transparencia vertical (disco Secchi). Posteriormente se calculó un valor promedio de cada variable por hábitat. Para caracterizar algunas variables relacionadas con la complejidad de hábitat, se colocaron aleatoriamente cuadrantes en cada transecto de acuerdo con el método propuesto por Nagelkerken *et al.* (2000a). En el biotopo de manglar se dispusieron tres cuadrantes (1 x 1 m) por transecto y se registró número y longitud de raíces sumergidas. En el biotopo de pastos se dispusieron tres cuadrantes (0.5 x 0.5 m) por transecto y se registró cobertura por especie de pasto, macroalgas y arena; altura foliar (escogencia aleatoria de tres brotes por cuadrante y medición de sus hojas) y número de vástagos de *T. testudinum*. Los censos y las descripciones de hábitat se ejercieron en época de lluvias (octubre-noviembre) de 2009.

Análisis de datos

Inicialmente, la riqueza y abundancia se exploraron globalmente mediante estadística descriptiva. Posteriormente, los análisis se enfocaron sobre cada sitio y hábitat:

Composición de la comunidad. Para describir y comparar los atributos del conjunto de especies censadas en cada hábitat, se utilizaron los índices de diversidad de Shannon (base Ln), dominancia de Simpson y equidad de Pielou. Para comparar la riqueza media entre hábitats y sitios se emplearon pruebas t-student para muestras independientes cuando sus supuestos se cumplieron, de lo contrario se efectuaron las pruebas no paramétricas U-Mann Withney y Kolmogorov Smirnov ($\alpha = 0.05$). Mediante pruebas t de Hutcheson se determinaron las diferencias en diversidad entre los hábitats (Hutcheson, 1970).

Abundancia. La abundancia fue tratada en términos absolutos (total de individuos en el área muestreada) y relativos (mediante porcentajes), y discriminada por estados de desarrollo. También se obtuvo la densidad de individuos como: ind/m², ind/100 m² e ind/ha con fines comparativos. Para probar la hipótesis nula de no diferencias entre hábitats en términos del potencial como zonas de cría, se realizaron análisis exploratorios (inspección de presencia-ausencia y abundancias generales) y se compararon las densidades medias de individuos jóvenes (jov.) y adultos (ad.) entre hábitats (intra-sitios e inter-sitios) para cada especie por medio de las pruebas U-Mann Withney y Kolmogorov Smirnov ($\alpha = 0.05$).

Configuración del hábitat. Las variables de configuración estructurales fueron comparadas entre hábitats del mismo tipo, y las físico-químicas entre todos los hábitats, mediante pruebas t-student para muestras independientes o U-Mann Withney y Kolmogorov Smirnov (de no cumplirse supuestos de normalidad y homocedasticidad). Para estudiar la relación entre variables físicoquímicas y de estas con la abundancia y la riqueza se exploraron correlaciones y se practicaron análisis de componentes principales. Los análisis estadísticos relacionados con la obtención y comparación de índices se realizaron empleando el programa Past V. 1.85 y aquellos relacionados con comparaciones paramétricas o no paramétricas con Statgraphics Plus V. 4.0.

RESULTADOS

Composición y abundancia general de la ictiofauna

Un total de 1908 individuos pertenecientes a 27 especies de peces, distribuidos en 18 géneros y 13 familias, fueron censados (Figura 2). Las familias más importantes en términos del número de especies fueron: Pomacentridae (*Abudefduf saxatilis* y el género *Stegastes* —por la dificultad de distinguir los estados de desarrollo de sus diferentes especies, se optó por agruparlas: *S. planifrons*, *S. adustus*, *S. leucostictus*, *S. variabilis* y *S. partitus*—), Scaridae (cinco), Haemulidae (tres) y Labridae (tres).



Las familias con mayor abundancia fueron Clupeidae, Gerreidae, Labridae y Pomacentridae, que en su conjunto aportaron 88% de la abundancia. Las especies más representativas fueron el clupeido morfotipo 1 (posiblemente *Opisthonema oglinum*, 14%) y el clupeido morfotipo 2 (posiblemente *Harengula humeralis*, 10%). Al excluir estas (que se presentaron formando bancos de peces reuniendo 1200 individuos), las especies más abundantes fueron el género *Eucinostomus* —al igual que en el caso de *Stegastes*, se optó por reunir sus especies reconocidas en San Andrés: *E. argenteus*, *E. gula*, *E. habana*, *E. jonesii* y *E. melanopterus*— (31%), *Gerres cinereus* (10%), *Thalassoma bifasciatum* (9%), *Lutjanus apodus* (8%) y *Chaetodon capistratus* (7%).

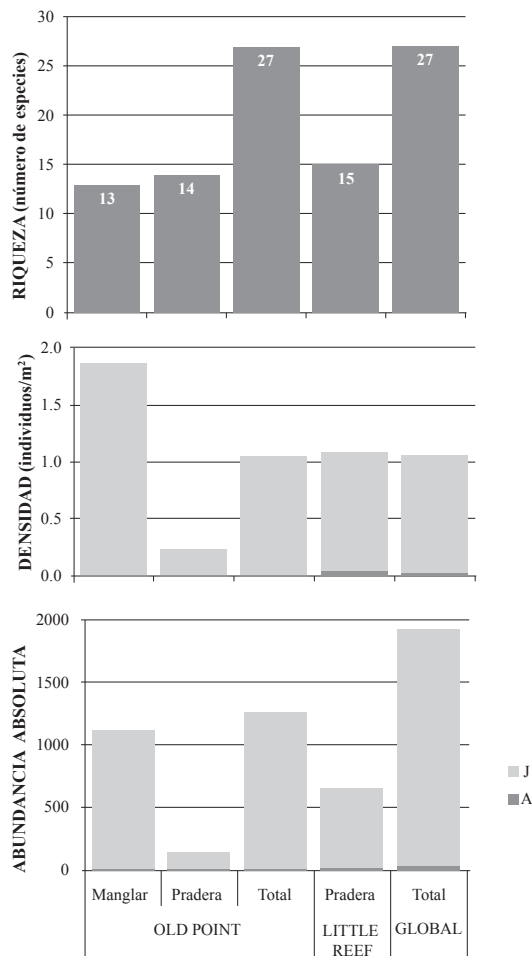


Figura 2. Abundancia, densidad y riqueza íctica en los diferentes hábitats estudiados. En hábitats, abundancia en 600 m². J: Juveniles; A: Adultos.

El hábitat de pradera (P) presentó la mayor riqueza (11 familias, 20 especies) distribuida así: PLR (Pradera Little Reef): 10 familias, 15 especies; POP (Pradera Old Point): 7 familias, 14 especies. El hábitat de manglar (M) obtuvo una menor riqueza (8 familias, 13 especies). Ponderando la riqueza por sitios, OP tuvo la mayor (22) seguida por LR (15). La riqueza media (especies/100 m²) presentada en el manglar fue apreciablemente más alta (MOP: 8.2 ± 1.7) que en las praderas (POP: 4.0 ± 1.3 , PLR: 5.2 ± 1.7). El continuo ecosistémico M-P en Old Point afectó positiva y significativamente la riqueza media, siendo ésta mayor que la de sus hábitats constituyentes por separado y que la pradera de Little Reef (Old Point: MPOP: 11.2 ± 1.8 especies/100 m²). La riqueza media global fue de 14.2 ± 2.7 especies/100 m².

La densidad total observada en la isla fue de 1.06 ind/m² (0.02 ad. y 1.04 jov.), distribuida por sitios así: la mayor densidad la mostró el sitio LR (1.08 ind/m², 0.04 ad. y 1.04 jov.), seguida por OP (1.05 ind/m², 0.01 ad. y 1.04 jov.). Al ponderar las densidades por hábitat, el manglar obtuvo la mayor densidad: MOP (1.86 ind/m², 0.01 ad. y 1.85 jov.); y las praderas presentaron las menores densidades (0.66 ind/m², 0.03 ad. y 0.63 jov.), entre estas, la de PLR fue marcadamente mayor (1.08 ind/m², 0.04 ad. y 1.04 jov.) que la de POP (0.24 ind/m², 0.01 ad. y 0.23 jov.) (Figura 2).

Abundancias relativas por sitio

Old Point

Manglar. Clupeidae y Gerreidae fueron las familias más abundantes (700 y 269 ind/600 m², respectivamente) siendo individuos jóvenes casi el 100%. Lutjanidae y Chaetodontidae les siguieron en abundancia (61 y 49 ind/600 m², respectivamente). Las especies más representativas fueron clupeido morfotipo 1 y el género *Eucinostomus* (700 y 223 ind/600 m², respectivamente) y *L. apodus*, *G. cinereus* y *C. capistratus* (54, 44 y 43 ind/600m², respectivamente) mostraron una mediana abundancia (Figura 3). Fue significativamente mayor la densidad promedio de jóvenes respecto a adultos de *C. capistratus* (jov.: 7.17 ± 5.19 , ad.: 0.50 ± 0.84) y de *G. cinereus* (jov.: 7.33 ± 3.50 , ad.: 0.33 ± 0.82), las demás especies solo presentaron individuos jóvenes.

Pradera. La familia más representada fue Labridae con 71 ind/600 m², de los que 91% fueron jóvenes, seguida por Pomacentridae y Scaridae con 25 y 23 ind/600 m², conformadas sólo por jóvenes. *Thalassoma bifasciatum* y *Halichoeres bivittatus* (41 y 23 ind/600 m²) fueron las especies más abundantes, seguidas por *A. saxatilis*, el género *Stegastes* y *Scarus iseri* con 13, 12 y 12 ind/600 m², respectivamente (Figura 3). Todas las especies censadas, salvo *Canthigaster rostrata*, presentaron significativamente más individuos jóvenes que adultos.

ABUNDANCIA RELATIVA

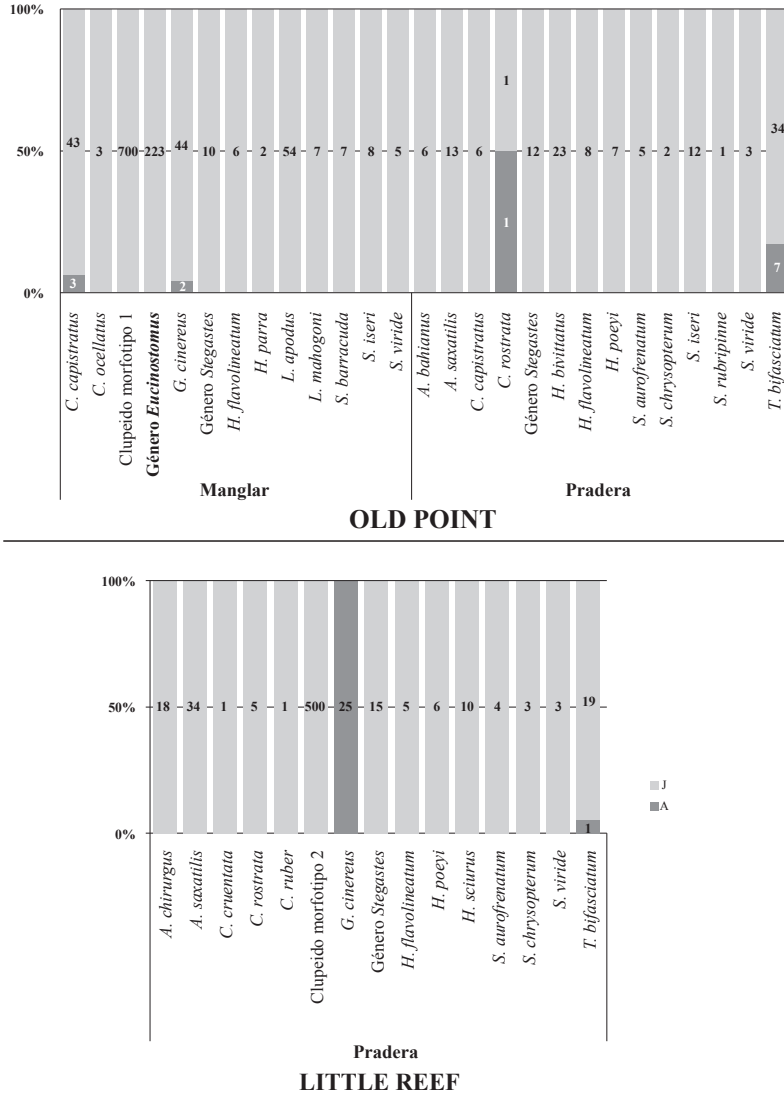


Figura 3. Abundancia relativa de las especies halladas en los sitios de estudio. Las etiquetas corresponden a las abundancias absolutas. Para cada hábitat las abundancias son individuos en 600 m². J: Juveniles; A: Adultos.

Little Reef

Pradera. La familia Clupeidae fue la más representada con 500 ind/600 m², todos jóvenes, seguida por Pomacentridae, Gerreidae, Labridae, Acanthuridae, Haemulidae y Scaridae (49, 25, 25, 18, 15 y 10 ind/600 m², respectivamente), las cuales presentaron significativamente más jóvenes que adultos al igual que las otras familias,

a excepción de Gerreidae que estuvo constituida solo por adultos. La especie más abundante fue el clupeido morfotipo 2 (500 ind/600 m²), mientras que *A. saxatilis*, *T. bifasciatum*, *Acanthurus chirurgus*, el género *Stegastes* y *Haemulon sciurus* presentaron abundancias de 34, 20, 18, 15 y 10 ind/600 m², respectivamente (Figura 3).

Análisis de diversidad

El valor más alto del índice de diversidad de Shannon se presentó en POP ($H' = 2.23$), mientras que MOP y PLR presentaron valores significativamente ($\alpha = 0.05$) más bajos ($H' = 1.24$ y $H' = 1.06$). El valor del índice de dominancia de Simpson fue mayor y la equidad de Pielou menor en PLR ($D = 0.60$, $J' = 0.39$) y MOP ($D = 0.44$ y $J' = 0.49$), por su parte, POP presentó una distribución de las abundancias uniforme, sin especies dominantes ($D = 0.15$ y $J' = 0.85$). A mayor escala —continuos y global— el índice de Shannon y la equidad tendió a aumentar y la dominancia a disminuir (MPOP: $H' = 1.66$, $D = 0.35$ y $J' = 0.54$; Global: $H' = 2.0$, $D = 0.22$ y $J' = 0.61$) (Tabla 1).

Configuración de hábitat

Tabla 1. Índices de diversidad y prueba *t* de Hutcheson para determinar la existencia de diferencias significativas en la diversidad estimada con el índice de Shannon entre hábitats. Valores en la misma fila con superíndices iguales (minúsculas para hábitats y mayúsculas para continuos), indica diferencia significativa entre estas ($\alpha = 0.05$). Los valores *p* asociados a las pruebas *t* son presentados. MOP: Manglar de Old Point; POP: Pradera de Old Point; PLR: Pradera de Little Reef; MPOP: Continuo Manglar-Pradera de Old Point. NA: no aplica.

	MOP	POP	PLR	MPOP	GLOBAL	valor p
Dominancia (D)	0.44	0.15	0.60	0.35	0.22	NA
Shannon (H')	1.24 ^{ab}	2.23 ^{ac}	1.06 ^{bc}	1.66 ^A	2.00 ^A	a = 4.150 E-24; b = 0.006; c = 3.712 E-28; A = 1.179 E-11
Equidad (J')	0.49	0.85	0.39	0.54	0.61	NA

Variables físico-químicas

Se prescindió de incorporar en los análisis a las variables transparencia y salinidad por haber sido constantes (100% y 35, respectivamente) en todos los hábitats. Se estableció correlación alta entre oxígeno disuelto y profundidad (0.84), oxígeno disuelto y temperatura (0.67), y pH y temperatura (-0.93). El PCA (Figura 4) reveló que la variabilidad de los datos se explica principalmente por el comportamiento de alguna(s) variable(s) en particular (PC 1 y PC 2 explicaron el 87% de la variación, 49 y 38% respectivamente). Considerando lo anterior, las variables más explicativas fueron el oxígeno disuelto y la profundidad (correlacionados positivamente) y el pH y temperatura (correlacionados negativamente). La estadística inferencial (Tabla 2), corroboró la importancia de la profundidad y pH. A nivel de hábitat, el manglar se

diferenció significativamente por poseer bajo pH y poca profundidad; la pradera de Old Point alto pH y baja oxigenación y la pradera de Little Reef por tener alta oxigenación y profundidad. Se registró una importante correlación positiva riqueza-profundidad (0.99) y riqueza-oxígeno disuelto (0.77). No fue perceptible relación marcada entre la abundancia y las variables fisicoquímicas.

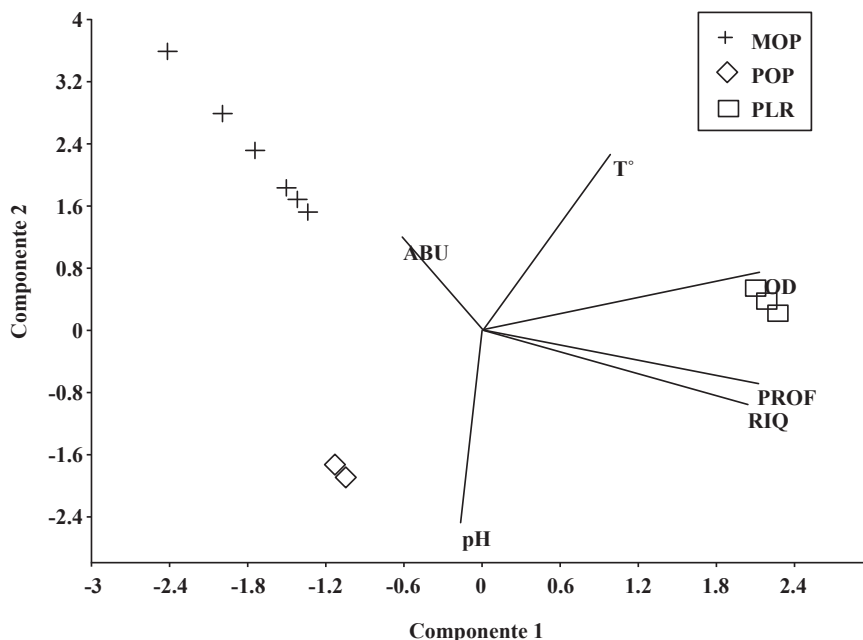


Figura 4. Análisis de componentes principales para las variables fisicoquímicas, la abundancia y la riqueza en relación con los hábitats. ABU: abundancia; RIQ: riqueza; PROF: profundidad; O.D: oxígeno disuelto; T°: temperatura. MOP: Manglar de Old Point; POP: Pradera de Old Point; PLR: Pradera de Little Reef; MPOP: Continuo Manglar-Pradera de Old Point.

Tabla 2. Promedios y errores típicos de las variables físico-químicas consideradas en el estudio. Los valores en la misma fila con igual superíndice presentan diferencia significativa ($\alpha = 0.05$). Los valores p asociados a casos de diferencia significativa son presentados.

VARIABLE	OLD POINT		LITTLE REEF	Valor p
	Manglar	Pradera	Pradera	
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.21 ± 0.94	6.09 ± 0.50 ^a	6.80 ± 0.45 ^a	a = 0.026
pH	8.15 ± 0.05 ^{a,b}	8.25 ± 0.06 ^a	8.23 ± 0.03 ^b	a = 0.020 b = 0.005
Profundidad (m)	0.67 ± 0.19 ^{a,b}	1.01 ± 0.13 ^a	1.07 ± 0.14 ^b	a = 0.006 b = 0.002
Temperatura (°C)	29.9 ± 0.7 ^a	28.8 ± 0.3 ^a	28.9 ± 0.6	a = 0.009

VARIABLES FISIGRÁFICAS

La densidad promedio de las raíces del manglar en Old Point fue de 11.7 ± 4.0 y la longitud media de estas fue de 50.1 ± 8.5 cm. En las praderas, la cobertura consistió primariamente de *T. testudinum* y algo menos *S. filiforme*. No se establecieron diferencias significativas entre las coberturas de las dos praderas. La concentración de vástagos de *T. testudinum* fue mayor en POP aunque no significativamente (POP: 236.7 ± 83.9 , PLR: 193.3 ± 63.5 ; $p = 0.157$). La longitud de las hojas de *T. testudinum* en Old Point fue mayor significativamente (POP: 24.0 ± 6.1 , PLR: 17.2 ± 1.6 ; $p = 0.039$) (Tabla 3).

Tabla 3. Promedios y errores típicos de las variables fisiográficas. Valores en la misma fila con igual superíndice presentan diferencia significativa ($\alpha = 0.05$). Los valores p asociados a las comparaciones entre los hábitats son presentados. NA: No aplica.

HÁBITAT	VARIABLE	OLD POINT	LITTLE REEF	Valor p
MANGLAR	Densidad de raíces (m ²)	11.7 ± 4.0	NA	NA
	Longitud media (cm)	50.1 ± 8.5	NA	NA
PRADERA	<i>T. testudinum</i>	58 ± 25	40 ± 16	0.174
	<i>S. filiforme</i>	17 ± 19	26 ± 15	0.378
	Macroalgas	12 ± 3	12 ± 6	0.954
	Arena	14 ± 8	22 ± 6	0.109
	Densidad vástagos de <i>T. testudinum</i> (m ²)	236.7 ± 83.9	193.3 ± 63.5	0.157
	Altura de hojas de <i>T. testudinum</i> (cm)	24.0 ± 6.1^a	17.2 ± 1.6^a	0.039

DISCUSIÓN

Composición general y atributos de la ictiofauna

La elevada abundancia global de las familias Labridae, Pomacentridae y Clupeidae concuerda con lo registrado por Mejía *et al.* (1998) para el archipiélago, en cuanto a las primeras dos familias (estudio netamente en arrecifes), y por Álvarez-Guillén *et al.* (1986) y Ochoa (2003) en el caso de Clupeidae (estudios realizados en manglares). Las familias dominantes por su número de especies, Pomacentridae, Scaridae, Haemulidae y Labridae, también lo son a nivel del gran Caribe y el Caribe colombiano (Mejía *et al.*, 1998; Dahlgren *et al.*, 2001; Chevalier y Cárdenas, 2006). Las familias dominantes pertenecen principalmente a los niveles tróficos más basales (herbívoros, planctívoros, omnívoros y carnívoros comedores de pequeños invertebrados bentónicos) y, aunque esto no es raro en censos visuales en el Caribe (Dahlgren *et al.*, 2001), sí es indicio de una presión externa sobre los peces piscívoros y carnívoros generalistas, como lo es la sobrepesca (Pauly *et al.*, 1998).

La riqueza global (27 especies) hace parte del acervo de aproximadamente 273 especies arrecifales hasta el momento registradas para la isla (Gómez y Victoria, 1986; Mejía *et al.*, 1998; Reyes-Nivia *et al.*, 2004). El clupeido morfotipo 1 (visto en manglar) y 2 (visto en la pradera de Little Reef) probablemente correspondan *O. oglinum* y *H. humeralis*, pues ya han sido observados en estos hábitats de la isla (Gómez y Victoria, 1986; Ochoa, 2003). Clupeidae, Gerreidae, Lutjanidae y Chaetodontidae fueron las familias con más individuos jóvenes pertenecientes principalmente al manglar y praderas. Báez *et al.* (2002) obtuvieron resultados similares respecto a las familias Lutjanidae y Scaridae en el archipiélago colombiano de San Bernardo.

El porcentaje ponderado de la cobertura de pastos marinos en las praderas (66%), de la densidad de vástagos (215/m²) y de la altura foliar de *T. testudinum* (21 cm) son valores por debajo de lo registrado en otras zonas del Caribe (cobertura de pastos: 75-100%, densidad de vástagos: 467-500 ind/m², altura foliar: 30-37 cm) (Gallegos *et al.*, 1993; Eggleston, 1995; Dahlgren *et al.*, 2004). Sin embargo, la densidad de vástagos y altura foliar de *T. testudinum* son similares a las registradas por Ángel y Polania (2001) en San Andrés (178-247 ind/m² y 18-21 cm, respectivamente). Se ha encontrado que existe una relación positiva entre la complejidad estructural de las macrófitas (i. e. densidad de vástagos y biomasa) con la densidad de peces en sistemas de macroalgas y pastos marinos (Eggleston, 1995; Levin y Hay, 1996). Sin embargo, este estudio estimó una densidad de 13200 ind/ha y de 215 vástagos/m² en las praderas, similar a lo encontrado por Dahlgren *et al.* (2004) (14000 ind/ha), pero con una densidad de vástagos apreciablemente mayor (380/m²) al promediar dos regiones del Key West National Wildlife Refuge. De modo que tal generalización puede estar condicionada por otros factores aún no definidos; por ejemplo, el estudio de Dahlgren *et al.* (2004) fue realizado en costas continentales mientras que el presente trabajo es propio de una zona insular con características oceánicas. La densidad de peces estimada en este trabajo se ubica entre el ámbito de las registradas para sistemas de praderas marinas tropicales y subtropicales (10000-20000 ind/ha) (Sogard *et al.*, 1987; Thayer y Chester, 1989).

En cuanto al sitio, la mayor riqueza y abundancia hallada en Old Point se debe a que se integran las observaciones de un área mayor (dos hábitats) y más heterogénea respecto a Little Reef (un sólo hábitat). Aunque la elevada cantidad de clupeidos en el manglar de Old Point y en la pradera de Little Reef sesgó las abundancias y su comparación, al remover estos datos se homogenizó la abundancia entre las praderas (POP: 141 ind/600 m², PLR: 150 ind/600 m²) pero persiste aún la mayor abundancia en el manglar (417 ind/m²). También Dahlgren *et al.* (2004) establecieron una elevada abundancia de clupeidos en el manglar, lo cual influyó en la mayor densidad de peces en este hábitat respecto a los pastos marinos. Dado que la altura foliar de *T. testudinum* en la pradera de Old Point

(24.0 ± 6.1 cm) fue significativamente mayor que la de Little Reef (17.2 ± 1.6 cm), se podría esperar mayor beneficio en términos de protección, alimentación e interceptación de larvas (Parrish, 1989); sin embargo, la mayor riqueza y abundancia correspondió a la pradera Little Reef [15 especies, 650 individuos (26 adultos y 624 jóvenes)], respecto a la de Old Point [14 especies, 141 individuos (8 adultos y 133 jóvenes)]. Lo anterior puede ser explicado por características de los pastos como cobertura de epífitos y fracción seca o verde de estos, que pudieron intervenir en la determinación de la mejor estructura íctica en la pradera de Little Reef.

Los índices de diversidad estimados también se afectaron por la abundancia de clupeidos, conduciendo a que el manglar de Old Point y la pradera de Little Reef exhibieran las mayores dominancias y menores equidades. Al sustraer la influencia de los clupeidos, aumenta la equidad en el manglar ($J' = 0.63$) y en la pradera de Little Reef ($J' = 0.85$) y se obtiene una uniformidad generalizada en todos los hábitats. La alta diversidad y equidad exhibida por la pradera de Old Point ($H' = 2.23$, $J' = 0.85$), la caracterizaron como un hábitat importante para la ictiofauna de la isla, probablemente la condición de interconexión de esta pradera con el manglar contribuya en esto.

Hábitats y especies “sala-cuna”

Es importante tener en cuenta que el presente estudio integra en el estado juvenil las etapas temprana y tardía y que puede ser diferencial el patrón de migración ontogénica en estas etapas. Se ha observado para algunas especies y en circunstancias particulares, que el lugar de asentamiento puede ser uno (i. e. praderas) y tras un desplazamiento ocuparse otro hábitat (i. e. manglar) conforme se da un incremento de tamaño, antes de realizarse la migración final hacia el arrecife (Rooker y Dennis, 1991).

La mayor abundancia de juveniles de *G. cinereus*, *L. apodus*, del género *Eucinostomus* y del clupeido morfotipo 1 en el manglar; de *A. chirurgus*, *A. saxatilis*, *H. bivittatus*, *H. poeyi*, *H. sciurus*, *T. bifasciatum* y del clupeido morfotipo 2 en las praderas; y de *C. capistratus*, *H. flavolineatum*, *S. iseri* (20 individuos), *S. viride* y del género *Stegastes* al reunir sus abundancias en manglar y praderas (Figura 3), indica que estos hábitats en San Andrés son importantes para el desarrollo de individuos jóvenes, operando como hábitats sala cuna (Beck *et al.*, 2001). Así como que estas especies son un valioso insumo de jóvenes para las poblaciones arrecifales de la isla, estimulando la conectividad ecosistémica a través de su migración ontogénica.

Las especies *A. bahianus*, *C. ocellatus*, *C. rostrata*, *H. parra*, *L. mahogoni*, *S. aurofrenatum*, *S. chrysopterum* y *S. barracuda* presentaron menos de 10 individuos jóvenes en los hábitats estudiados, lo cual señala que, sí bien en menor medida que las especies antes mencionadas, también emplean como hábitat de cría manglares y praderas, y que por tanto, su papel como especies conectoras puede

ser facultativo en la medida que migraciones ontogénicas eventuales incrementen el flujo entre zonas de cría y arrecifes. Las especies *Caranx ruber*, *Cephalopholis cruentata* y *Sparisoma rubripinne* tan sólo presentaron un individuo, mostrando que podrían prescindir de manglar y praderas como hábitats de cría. No obstante, es necesario corroborar las épocas de reproducción de estas especies para descartar que las observaciones realizadas no se deban a efectos de la época de muestreo.

La preferencia de individuos jóvenes de chaetodóntidos, gerreidos, lutjánidos y sphyraenidos, reflejada en sus abundancias, por el hábitat de manglar (Figura 3) podría asociarse a su fisiografía y a características de la columna de agua, como alta temperatura y baja profundidad y pH, respecto a las praderas marinas. Estas mismas diferencias podrían favorecer las abundancias de acanthúridos, haemúlidos, lábridos, scáridos y tetraodóntidos en las praderas. Las especies *A. bahianus* y *H. bivittatus* mostraron mayor densidad en la pradera de Old Point, mientras que las demás especies de las familias mencionadas predominaron en la pradera de Little Reef. Es posible que la mayor complejidad estructural de la pradera de Old Point, notada por los altos valores en densidad de vástagos, porcentaje de cobertura y altura de *T. testudinum* (mayor significativamente), y su menor oxigenación y cobertura de *S. filiforme* (Tablas 2 y 3), influyan en la distribución diferencial de las abundancias de las especies observadas en las praderas. Probablemente, la conexión de la pradera de Little Reef a un sistema arrecifal (Little Reef) menos alterado por el hombre en relación a la barrera arrecifal de San Andrés (Pomare, 1999; Castro, 2005), la cual está en conexión con la pradera de Old Point, sea un factor determinante de estas diferencias en composición íctica de la praderas.

Estudios en el archipiélago, han sugerido la importancia de manglares y praderas para las poblaciones de algunas especies arrecifales. Appeldoorn *et al.* (2003) determinaron que en las islas de Providencia y Santa Catalina la biomasa de lutjánidos y haemúlidos se cuadruplica en parches arrecifales próximos a áreas de manglar/pastos y, a partir de lo encontrado en esa investigación, Friedlander *et al.* (2003) sugieren que en estas islas las distribuciones de frecuencias de tamaños y de abundancias para meros y pargos indican migraciones ontogénicas desde hábitats someros de pastos marinos y manglar, a través de parches arrecifales y hábitats de gorgonáceos, hasta sitios más profundos. Dalhgren *et al.* (2003) señalaron la relevancia de una pradera de *S. filiforme* para una pequeña población de *H. flavolineatum* en el atolón de Quitasueño.

El papel como especie sala cuna y con potencial conector identificado en este estudio para algunas especies, a escala del Caribe también ha sido observado. En Belice, Chittaro *et al.* (2004), usando microquímica de otolitos, determinaron que 14 de 39 individuos arrecifales de *H. flavolineatum* pasaron por una zona de cría de manglar; Mumby *et al.* (2004) mostraron que la biomasa de *H. flavolineatum* y *L. apodus* se incrementó sustancialmente cuando el hábitat de los adultos estaba

conectado a manglares. En Curazao, Nagelkerken y Van der Velde (2002) encontraron que hay una importante migración ontogénica manglar-arrecife de las especies *C. capistratus*, *H. flavolineatum* y *L. apodus*, la cual modifica las poblaciones arrecifales; lo mismo fue observado para *L. mahogoni*, *S. barracuda* y *G. cinereus* en la Florida y las Antillas Mayores (Dahlgren *et al.*, 2004; Dennis *et al.*, 2005).

De la mojarra *G. cinereus* se contaron 25 individuos adultos en la pradera de Little Reef, los cuales probablemente hagan parte de la población arrecifal de esta especie y estén usando algún recurso en la pradera, evidenciando una conectividad de tipo diaria. En el Caribe, desde una perspectiva temporal, haemúlidos y scáridos, como *S. iseri*, exhiben movimientos diurnos de forrajeo entre manglares, pastos marinos y parches arrecifales lagunares o usan estos hábitats como vías tradicionales de migración (Rooker y Dennis, 1991; Tulevech y Recksiek, 1994). De hecho, la presencia de *C. capistratus* y *S. iseri* en el manglar y pradera de Old Point podría ser prueba de la conectividad e interdependencia específica entre estos hábitats de cría.

Al parecer la función del manglar como hábitat de cría está invariablemente unida a la de la praderas (cuando son adyacentes), como lo anotan Dahlgren *et al.* (2004) y Verweij *et al.* (2006), quienes sugieren que la mayoría de peces habitantes del sistema manglar-pradera-arrecife en el Caribe derivan poco o ningún alimento de los manglares, debido a que la delgada franja de manglares que caracteriza las islas del Caribe ofrece excelente refugio pero mínimo alimento. Consecuentemente, los peces se refugiarían de día en el manglar e irían de noche a las praderas para alimentarse. A diferencia de estas especies, aquellas que habitan en las praderas se alimentan allí mismo (Nagelkerken *et al.*, 2006). Se considera que el refugio y protección contra la depredación dados por los manglares se basa en la complejidad estructural de las raíces del manglar, del ambiente por lo general turbio y oscuro en el manglar, y de la lejanía de los arrecifes o áreas de la costa donde por lo general hay mayores densidades de depredadores (Manson *et al.*, 2005). Cocheret de la Morinière *et al.* (2004) comprobaron que a mayor densidad de raíces sumergidas y sombra proyectada por el manglar, *H. sciurus* y *O. chrysurus* son más atraídos (la sombra es más importante para *O. chrysurus*). Según estos autores, la densidad de raíces en el Caribe puede variar entre 0-58 raíces/m². Con base en este referente, la baja densidad de raíces establecida en este estudio (11.7 ± 4.0 raíces/m²) podría ser una causa por cual no se contaron individuos de estas dos especies en el manglar.

Nagelkerken (2007), a partir de una revisión, relacionó diferentes especies ícticas arrecifales con el hábitat de desarrollo de jóvenes (Tabla 4). En esta tabla son integradas las nuevas observaciones de este trabajo (sólo son incluidas especies con más de dos individuos jóvenes en algún hábitat). No se incluyen los géneros *Eucinostomus* y *Stegastes*, ni a morfotipos por no haberse podido identificar a nivel de

especie. También se incluye la estrategia de historia de vida basada en patrones de uso de hábitat para la fase bentónica (Adams *et al.*, 2006): 1) especialistas: especies cuyos estados de vida bentónicos usan el mismo hábitat, y el cambio ontogénico es menor; 2) generalistas: especies que no se restringen a un sitio y pueden usar variedad de hábitats; y 3) cambiantes ontogénicos: especies que exhiben cambios complejos de hábitat, dieta y comportamiento durante la transición asentamiento-estados juveniles tardíos.

Tabla 4. Hábitat juvenil de peces arrecifales observados en paisajes costeros no estuarinos y correspondiente estrategia de historia de vida basada en patrones de uso de hábitat para la fase bentónica (Adams *et al.*, 2006). M: manglares, P: pastos marinos, FB: fondos blandos, FD: fondos duros, C: canal, AR: arrecife coralino. CO: cambiante ontogénica, G: generalista. Información extraída de la tabla presentada por Nagelkerken (2007). Las especies y siglas en negrilla son información derivada de este trabajo.

Especie	Hábitat juvenil	Categoría
<i>Abudefduf saxatilis</i>	P	CO
<i>Acanthurus chirurgus</i>	M, P, C, AR	G
<i>Canthigaster rostrata</i>	P	CO
<i>Chaetodon capistratus</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Chaetodon ocellatus</i>	M	CO
<i>Gerres cinereus</i>	M, P, FB, C	G
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	M, C, AR	G
<i>Haemulon flavolineatum</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Haemulon parra</i>	M, P, AR	G
<i>Haemulon plumierii</i>	M, P, C	G
<i>Haemulon sciurus</i>	M, P, FB, FD, C, AR	G
<i>Halichoeres bivittatus</i>	P	CO
<i>Halichoeres poeyi</i>	P	CO
<i>Hypoplectrus unicolor</i>	M, P, C, AR	G
<i>Lutjanus apodus</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Lutjanus griseus</i>	M, P, FB, FD, C, AR	G
<i>Lutjanus mahogoni</i>	M, P, C, AR	G
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	M, P, AR	G
<i>Ocyurus chrysurus</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Scarus guacamaia</i>	M, P, FB	G
<i>Scarus iseri</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	P	CO
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	M, P, C, AR	G
<i>Sparisoma viride</i>	M, P, C, AR	G
<i>Sphyræna barracuda</i>	M, P, FB, C, AR	G
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	P	CO

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los hábitats de manglar y praderas de pastos marinos mostraron ser hábitats de cría o sala cunas para 15 especies de peces y el género *Stegastes*, entre las que se encontraron *H. flavolinetaum*, *H. sciurus* y *L. apodus*, importantes especies comerciales. Factores físico-químicos, como profundidad y temperatura, fisiográficos, como la estructura propia de los hábitats diferentes o del mismo tipo, y la conectividad manglar-pradera fueron otros factores influyentes en la composición de las comunidades estudiadas. Se recomienda incorporar en futuros estudios factores menos determinados o de tipo aleatorio, como los diferentes niveles de protección de los hábitats estudiados y de las zonas arrecifales, y el reclutamiento y la mortalidad (natural y asociada a la pesca), pues ha sido probada su influencia en la composición de las comunidades ícticas (Sale, 1991).

La notable producción de individuos jóvenes de diversas especies en manglar y praderas y su interconexión funcional evidenciada sugieren que, para preservar su dinámica ecológica, sean reevaluadas las categorías de protección, ascendiendo del nivel actual de “zonas de conservación” de estas áreas de cría a “zonas de preservación”. Se ha demostrado el efecto positivo de la mayor extensión del manglar sobre la comunidad íctica arrecifal (Mumby *et al.*, 2004), de modo que la reforestación de pequeños parches de manglar en Old Point, al incrementar el área efectiva de borde, podría favorecer los peces jóvenes que aprovechan este recurso. Con el fin de cuantificar la importancia de los hábitats sala cuna para las poblaciones arrecifales, se propone promover estudios basados en censos visuales en áreas arrecifales próximas y distantes a las zonas de cría establecidas; y realizar investigaciones ampliando la escala temporal, incluyendo la temporada de sequía en la isla, y la escala espacial, considerando la isla de Providencia, cayos y bancos del Archipiélago.

AGRADECIMIENTOS

Este documento forma parte del proyecto Patrones estacionales y ontogénicos de peces arrecifales según el uso de hábitat en San Andrés, Caribe insular colombiano, financiado por la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams, A. J., C. P. Dahlgren, G. T. Kellison, M. S. Kendall, C. A. Layman, J. A. Ley, I. Nagelkerken y J. E. Serafy. 2006. Nursery function of tropical back-reef systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 318: 287-301.
- Álvarez-Guillen, H., M. García-Abad, M. Tapia-García, G. Villalobos-Zapata y A. Yáñez-Arancibia. 1986. Prospección ictiológica en la zona de pastos marinos de la laguna arrecifal en Puerto Morelos, Quintana Roo, verano 1984. *An. Inst. Cien. Mar. Limnol. México*, 13: 317-336.



- Ángel, I. F. y J. Polanía. 2001. Estructura y distribución de pastos marinos en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol. Ecotrópica*, 35: 1-24.
- Appeldoorn, R. S., A. Friedlander, J. Sladek Nowlis, P. Usseglio y A. Mitchell-Chui. 2003. Habitat connectivity in reef fish communities and marine reserve design in Old Providence-Santa Catalina, Colombia. *Gulf. Caribb. Res.*, 14: 61-77.
- Báez, D. P., J. C. Márquez y M. López-Victoria. 2002. Una salacuna para los peces arrecifales del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 31: 243-246.
- Barriga, E. B., J. C. Hernández, I. T. Jaramillo, R. M. Jaramillo, L. E. Mora, P. E. Pinto y P. M. Ruiz. 1969. La isla de San Andrés: Contribución al conocimiento de su ecología, flora, fauna y pesca. Dirección de Divulgación Cultural, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 152 p.
- Beck, M. W., K. L. Heck, K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino, T. J. Minello, R. J. Orth, P. F. Sheridan y M. P. Weinstein. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633-641.
- Blaber, S. J. M. 2000. Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation. Fish and aquatic resources series 7, Blackwell Science, Oxford. 372 p.
- Castro, E. 2005. Caracterización del régimen de pesca artesanal en la isla de San Andrés, Caribe colombiano: Inferencias sobre la estructura de la comunidad íctica. Tesis de maestría Biología Marina, Univ. Nacional de Colombia, San Andrés, Colombia. 180 p.
- Chaplin, C. G. y P. Scott. 1979. Fishwatchers guide to West Atlantic coral reefs. Harwood Books, Newton Square, EE. UU. 65 p.
- Chevalier, P. P. y A. L. Cárdenas. 2006. Estudio diagnóstico del arrecife coralino del Rincón de Guanabo, La Habana, Cuba. 2. Peces. *Rev. Invest. Mar.*, 27 (2): 121-132.
- Chittaro, P. M., B. J. Fryer y P. F. Sale. 2004. Discrimination of French grunts (*Haemulon flavolineatum*, Desmarest, 1823) from mangrove and coral reef habitats using otolith microchemistry. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 308: 169-183.
- Chittaro, P. M., P. Usseglio y P. F. Sale. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environ. Biol. Fishes*, 72: 175-187.
- Cocheret de la Morinière, E., B. J. A. Pollux, I. Nagelkerken y G. van der Velde. 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 55: 309-321.
- Cocheret de la Morinière, E., I. Nagelkerken., H. van der Meij y G. van der Velde. 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.*, 144: 139-145.
- Coralina. 2000. Caribbean Archipelago Biosphere Reserve: regional marine protected area system. Global Environment Facility Project Document. World Bank, Washington. 78 p.
- Dahlgren, C. P., J. A. Sobel y D. E. Harper. 2001. Assessment of the reef fish community, habitat, and potential for larval dispersal from the proposed Tortugas South Ecological Reserve. 700-712. En: Proceedings of the 52nd Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Key West, EE. UU. 756 p.

- Dahlgren, C., E. Arboleda, K. L. Buch, J. P. Caldas, S. Posada y M. Prada. 2003. Characterization of reeffish diversity, community structure, distribution and abundance on three Southwestern Caribbean atolls: Quitasueño, Serrana, and Roncador Banks (Seaflower Biosphere Reserve), Archipelago of San Andrés and Old Providence, Colombia. Unpublished Expedition team report to The Ocean Conservancy and Coralina. including tables and figures. 59 p.
- Dahlgren, C. P., D. E. Eggleston y E. G. Johnson. 2004. Fish density, diversity, and size-structure within multiple back reef habitats of Key West National Wildlife Refuge. *Bull. Mar. Sci.*, 75 (2): 175-204.
- Dennis, G. D., W. F. Smith-Vaniz, P. L. Colin, D. A. Hensley y M. A. McGehee. 2005. Shore fishes from islands of the Mona passage, Greater Antilles with comments on their zoogeography. *Caribb. J. Sci.*, 41: 716-743.
- 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 desarrollo. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras 7, Bogotá, 7: 1-150.
- Díaz, J. M., D. I. Gómez-López, L. M. Barrios y P. Montoya. 2003. Composición y distribución de las praderas de pastos marinos en Colombia. 25-79. En: Díaz, J. M., L. M. Barrios y D. I. Gómez-López (Eds.). Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), Serie Publicaciones Especiales No. 10. Santa Marta, 160 p.
- Dorenbosch, M., W. C. E. P. Verberk, I. Nagelkerken y G. van der Velde. 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 334: 103-116.
- Eggleston, D. B. 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124: 9-22.
- Eggleston, D. B., C. P. Dahlgren y E. G. Johnson. 2004. Fish density, diversity, and size-structure within multiple back reef habitats of Key West National Wildlife Refuge. *Bull. Mar. Sci.*, 75 (2): 175-204.
- English, S., C. Wilkinson y V. Baker. 1997. Survey manual for tropical marine resources. Segunda edición, Australian Institute of Marine Science. Townsville, Australia. 390 p.
- Friedlander, A., J. S. Nowlis, J. A. Sánchez, R. Appeldoorn, P. Usseglio, C. McCormick, S. Bejarano y A. Mitchell-Chui. 2003. Designing effective Marine Protected Areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conservation Biology*, 17 (6): 1769-1784.
- Froese, R. y D. Pauly (Eds.). 2008. FishBase. World Wide Web electronic publication. <<http://www.fishbase.org>>. 01/07/2010.
- Gallegos, M. E., M. Merino., N. Marba y C. M. Duarte. 1993. Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean: elucidating rhizome growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 95: 185-192.
- García, I. y J. F. Gaviria. 1996. Estudios de los manglares de San Andrés Isla: Extensión y distribución, estructura, productividad, degradación de hojas y otros análisis. Tesis profesional, Fac. Biología Marina. Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 200 p.
- Garzón-Ferreira, J., M. C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del Simac. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), Santa Marta. 58 p.

- Gómez, D. P. y P. Victoria. 1986. Peces de la isla de San Andrés y noreste de la isla de Providencia (Mar Caribe de Colombia). Inventario en arrecifes coralinos, praderas marinas y aguas costeras. *Bol. Ecotrópica*, 13: 41-85.
- Greenberg, I. y J. Greenberg. 1986. Guide to corals and fishes of Florida, the Bahamas and the Caribbean. Seahawk Press, Miami. 65 p.
- Hubach, E. 1956. Aspectos geográficos y geológicos de las islas de San Andrés y Providencia. *Bol. Soc. Geog.*, 12: 1-37.
- Humann, P. 1996. Reef fish identification. Segunda edición, New World Publications Inc., Florida, EE.UU. 396 p.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theor. Biol.*, 29: 151-154.
- IGAC. 1986. San Andrés y Providencia: Aspectos geográficos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá. 156 p.
- IGAC. 1992. Atlas de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá. 32 p.
- Laegdsgaard, P. y C. Johnson. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 257: 229-253.
- Levin, P. S. y M. E. Hay. 1996. Responses of temperate reef fishes to alterations in algal structure and species composition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 134: 37-47.
- Lindeman, K. C., R. Pugliese, G. T. Waugh y J. S. Ault. 2000. Developmental patterns within a multispecies reef fishery: management applications for essential fish habitats and protected areas. *Bull. Mar. Sci.*, 66: 929-956.
- Manson, F. J., N. R. Loneragan, G. A. Skilleter y S. R. Phinn. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 43: 483-513.
- Mejía, L. S., J. Garzón-Ferreira y A. Acero P. 1998. Peces registrados en los complejos arrecifales de los cayos Courtown, Albuquerque y los bancos Serrana y Roncador, Caribe occidental, Colombia. *Bol. Ecotrópica*, 32: 25-42.
- Mumby, P. J., A. J. Edwards, J. E. Arias-González, K. C. Lindeman, P. G. Blackwell, A. Gall, M. I. Gorczyńska, A. R. Harborne, C. L. Pescod, H. Renken, C. C. Wabnitz y G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533-536.
- Munro, J. L. 1996. The scope of tropical reef fisheries and their management. 1-14. En: Polunin, N. V. C. y C. M. Roberts (Eds.). *Reef fisheries*. Chapman and Hall, Londres. 477 p.
- Nagelkerken, I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? A review. *Bull. Mar. Sci.*, 80: 595-607.
- Nagelkerken, I. y G. van der Velde. 2002. Do non estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curacao (Netherlands Antilles)? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 245: 191-204.
- Nagelkerken, I., G. van der Velde, M. W. Gorissen, G. J. Meijer, T. van't Hof y C. den Hartog. 2000a. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 31-44.

- Nagelkerken, I., M. Dorenbosch, W. C. E. P. Verberk, E. Cocheret de la Morinière y G. van der Velde. 2000b. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 175-192.
- Nagelkerken, I., S. Kleijnen, T. Klop, R. A. C. J. van den Brand, E. Cocheret de la Morinière y G. van der Velde. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214: 225-235.
- Nagelkerken, I., G. van der Velde, W. C. E. P. Verberk y M. Dorenbosch. 2006. Segregation along multiple resource axes in a tropical seagrass fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 308: 79-89.
- Ochoa, V. 2003. Caracterización trófica de peces asociados a ecosistemas costeros en San Andrés Isla, Caribe colombiano. Tesis profesional, Fac. Biología Marina. Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 81 p.
- Parrish, J. D. 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 58: 143-160.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pomare, C. 1999. Caracterización de la pesquería artesanal de San Andrés, y algunos aspectos biológicos y pesqueros de la saltona (*Ocyurus chrysurus*) y el bonito (*Thunnus atlanticus*). Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Tesis profesional, Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 85 p.
- Reyes-Nivia, M. C., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2004. Peces asociados a arrecifes coralinos de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y nuevos registros. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 101-115.
- Rooker, J. R. y G. D. Dennis. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 49: 684-698.
- Sale, P. F. 1991. Reef fish communities: open non equilibrium systems. Capítulo 19:564-598. En: Sale, P. F. (Ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, EE. UU. 754 p.
- Sánchez-Páez, H., G. Ulloa-Delgado y R. Álvarez-León. 2000. Hacia la recuperación de los manglares del Caribe de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Acofore, OIMT. Santafé de Bogotá, 294 p.
- Santos-Martínez, A., S. Hinojosa y O. Sierra-Rozo. 2009. Proceso y avance hacia la sostenibilidad ambiental: La Reserva de la Biósfera Seaflower, en el Caribe colombiano. 7-23. En: Mancera, J. E., O. Sierra-Rozo y S. Pérez (Eds.). *Cuadernos del Caribe No. 13: Problemas Ambientales*. Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, San Andrés Isla, Colombia. 119 p.
- Sedberry, G. R. y J. Carter. 1993. The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America. *Estuaries*, 16: 198-215.
- Shepherd, S. A., A. J. McComb, D. A. Bulthuis, V. Neverauskas, D. A. Steffensen y R. West. 1989. Decline of seagrasses. 346-393. En: Larkum, A. W. D., A. J. McComb y S. A. Shepherd (Eds.). *Biology of seagrasses*. Elsevier, Ámsterdam. 841 p.
- SIG-Coralina. 2012. Sistema de Información Geográfica de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. <<http://www.coralina.gov.co/intranet/>>

- Sogard, S. M., G. V. N. Powell y J. G. Holmquist. 1987. Epibenthic fish communities on Florida Bay banks: relations with physical parameters and seagrass cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 40: 25-39.
- Spalding, M. D. 1998. Patterns of biodiversity in coral reefs and mangroves: global and local scales. Tesis de Doctorado, Univ. Cambridge, Cambridge.
- Thayer, G. W. y A. J. Chester. 1989. Distribution and abundance of fishes basin and channel habitats in Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 200-219.
- Tulevech, S. M. y C. W. Recksiek. 1994. Acoustic tracking of adult white grunt, *Haemulon plumieri*, in Puerto Rico and Florida. *Fish. Res. (Amst.)*, 19: 301-319.
- Verweij, M. C., I. Nagelkerken, D. de Graaff, M. Peeters, E. J. Bakker y G. van der Velde. 2006. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 306: 257-268.
- WWF. 2006. Mejores prácticas de pesca en arrecifes coralinos. Guía para la colecta de información que apoye el manejo de pesquerías basado en ecosistemas. WWF México/Centroamérica, Cancún. 81 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 20/01/2011

FECHA DE ACEPTACIÓN: 18/09/2012