

# *Ictiofauna de las áreas de manglar en las bahías Turbo y el Uno, Golfo de Urabá*

(Caribe Colombiano)

Recibido para evaluación: 5 de Noviembre de 2008  
Aceptación: 25 de Noviembre de 2008  
Recibido versión final: 10 de Diciembre de 2008

Juan Diego Correa Rendón<sup>1</sup>  
Jaime Alberto Palacio Baena<sup>2</sup>

## RESUMEN

Las colectas de peces se realizaron bimensualmente entre septiembre del 2004 y febrero de 2005 en faenas diurnas y nocturnas, empleando artes de pesca tradicionales. Durante el estudio la salinidad osciló entre 2 UPS en el periodo seco (diciembre- febrero) y 30 UPS en los meses de lluvia (septiembre- noviembre). Un poco más de la mitad de las 32 especies ícticas encontradas correspondieron a peces marinos que utilizan los estuarios como área de crianza y/o alimentación. Las especies dominantes por su abundancia y frecuencia de captura fueron *Arius* sp (Ariidae), *Centropomus ensiferus* (Centropomidae) y *Spherooides testudineus* (Tetraodontidae).

**PALABRAS CLAVE:** *Rhizophora mangle*, Peces, Estuarios, Golfo de Urabá.

## ABSTRACT

Fish sampling journeys were carried out with traditional fishing nets and tackles nocturnally and diurnally each two months between September 2004 and February 2005. Salinity values varied between 2 PSU (December- February) and 30 UPS (September- November) in dry season and rainy season respectively. A little more than 50 percent of the 32 caught fish species were classified as sea fish, which make use of estuaries as rearing and feeding areas. Because of their abundance and frequency, it was determined that *Arius* sp (Ariidae), *Centropomus ensiferus* (Centropomidae) and *Spherooides testudineus* (Tetraodontidae) were the dominant species.

**KEY WORDS:** *Rhizophora*, Mangrove, Fish, Estuaries, Gulf of Uraba.

---

1. Ecólogo  
2. Dr., Coordinador del Grupo GAIA  
Grupo de Investigación en Gestión  
y Modelación Ambiental, GAIA

japalaci@jaibana.udea.edu.co

## 1. INTRODUCCIÓN

Las zonas estuarinas tropicales son generalmente ambientes someros, con temperaturas elevadas, salinidades muy variables dependientes de los periodos de lluvias y sequías y fondos predominantemente fangosos (Yáñez, 1978). En estas áreas, los manglares representan uno de los ecosistemas más importantes, debido a su elevada productividad y a su función como zonas de reproducción, protección y crecimiento de numerosas especies de invertebrados y peces de importancia para el consumo y la comercialización (Márquez y Jiménez, 2002).

Más del 90% de las capturas pesqueras a nivel mundial proviene de las zonas costeras. Numerosas especies ícticas que se encuentran gran parte de su vida en la plataforma continental, utilizan las aguas costeras para desovar y/o como áreas de crianza y en consecuencia, es posible encontrar una gran diversidad de peces que ocupen circunstancialmente estos ambientes en busca de alimento y protección (Yáñez, 1978).

El estudio de la fauna de un manglar es complejo, debido a que está constituida por organismos marinos, eurihalinos, limnéticos y terrestres. Las áreas de manglar se caracterizan por presentar una gran variabilidad diaria y estacional en la salinidad, asociada a los regímenes de marea y al aporte variable de agua dulce a través de los sistemas fluviales continentales. El régimen de salinidad determina en gran parte la composición y los cambios temporales y espaciales en la estructura de la biota asociada a las raíces y tallos del manglar (Rojas, 2003).

A pesar de la importancia de la fauna íctica de zonas estuarinas, los estudios son aun escasos (Rubio, 1984) y la información sobre la ecología de la íctiofauna en áreas tropicales es aun deficiente, si se considera que las interacciones entre los organismos y el ambiente son muy complejas debido a la alta diversidad de especies (Yáñez, 1978). El estudio de las relaciones entre las especies y su entorno ofrece información base para el establecimiento de programas de conservación y manejo de esos recursos, orientados a permitir la subsistencia de las comunidades humanas que de ellos dependen.

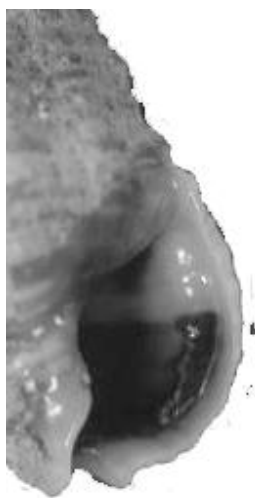
Diversos autores han descrito las comunidades de peces en el Caribe colombiano, entre ellos cabe mencionar a González (1984), Osorio (1988), Sánchez *et al.* (1998), Arrieta y De La Rosa (2003), Báez *et al.* (2002), entre otros. Acero y Garzón (1987) realizaron un inventario de los peces marinos asociados a los arrecifes coralinos del noroccidente del golfo de Urabá y Román y Acero (1992) colectaron peces en la ensenada de Rionegro y las bahías El Roto y Marirríó, contribuyendo al conocimiento taxonómico de las especies frecuentes en los manglares del Golfo de Urabá. Adicionalmente, se han desarrollado algunas evaluaciones pesqueras, por parte de Magallanes (1992), Rivera (1997), González y Rivera (1998), y Gutiérrez y Chinchífa (2001) describen la situación de la pesca artesanal y mencionan las especies comerciales más importantes del Golfo de Urabá.

El objetivo de este trabajo fue determinar las características taxonómicas de la comunidad de peces asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en dos bahías ubicadas en la costa oriental del Golfo, analizando su diversidad, abundancia y distribución en relación con los cambios de salinidad. Este estudio es el primer acercamiento al conocimiento de estas comunidades biológicas en el área y constituye la base para el desarrollo de investigaciones ecológicas en estos ecosistemas costeros que vienen siendo afectados por la destrucción de los recursos, la contaminación y las inadecuadas prácticas pesqueras.

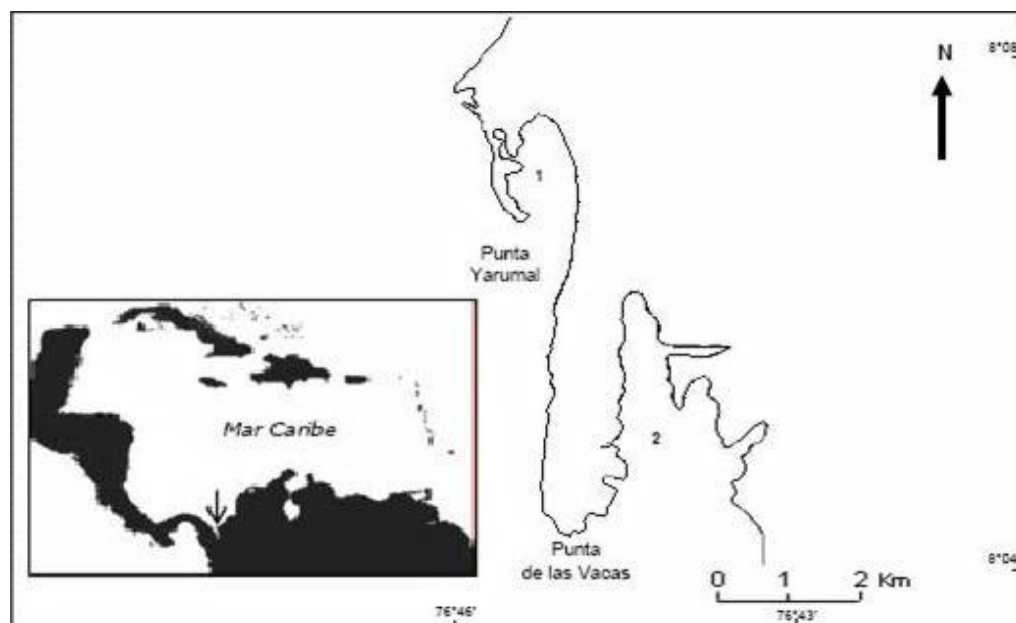
## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Área de estudio

El Golfo de Urabá está localizado en la parte suroccidental del Caribe Colombiano, en la prolongación de la cuenca del río Atrato; comprende la jurisdicción de los departamentos de Antioquia y Chocó (Figura 1). Es el golfo más grande del Caribe Colombiano; se extiende desde Punta Arenas al norte de la costa oriental y hasta cabo Tiburón en la costa occidental (Chevillot, 1989)



El Golfo presenta una forma alargada de más de 100 Km, cuyo eje pasa de una orientación norte a sur a noreste – sureste a nivel de una línea trazada entre Boca Tarena y Punta Caimán; la profundidad en la entrada y a lo largo del eje central no supera los 65 m y en la Bahía Colombia, 30 m mostrando un carácter uniforme en ésta última (Chevillot et al., 1993).



**Figura 1. Área de estudio. 1) Bahía El Uno y 2) Bahía Turbo en el Golfo de Urabá**

La temperatura media diaria fluctúa en un estrecho rango entre 26 y 28°C. La humedad relativa es ampliamente gobernada por la presencia de la masa oceánica y permanece básicamente invariable a lo largo del año, con valores promedios mensuales entre 83 y 86%. El brillo solar alcanza un total anual estimado de 1890 horas de sol en un año típico, con valores mensuales de 130 y 170 horas de brillo solar (Corpouraba, 2003).

Según Chevillot *et al.* (1993), el Golfo de Urabá presenta un periodo seco de finales de diciembre hasta abril, cuando predominan los vientos alisios del norte y el noreste. La época húmeda comienza en mayo y presenta vientos de direcciones variables con predominio de los componentes del sur y velocidades bajas. Se dan los máximos registros de pluviosidad en los meses de mayo, junio y octubre.

Molina *et al.* (1993) y Chevillot *et al.* (1993) señalan que existe una corriente de entrada al Golfo por la margen occidental y otra de salida por la margen oriental; sostienen además la existencia de una corriente de deriva litoral en la costa en sentido norte- sur en las dos márgenes del golfo.

Chevillot *et al.* (1993) registraron importantes variaciones en la salinidad en las aguas del golfo entre la época húmeda y la seca, siendo menores los valores durante esta última. Este comportamiento se explica por la influencia de los vientos alisios que retienen los aportes superficiales de agua dulce del río Atrato en la Bahía Colombia.

La bahía Turbo (Figura 2) tiene una extensión cercana a los 4 Km. y una profundidad promedio de 2m. En el extremo suroeste, sólo subsisten relictos de árboles maduros (sector 1). Hacia el norte, la bahía está rodeada por árboles jóvenes y maduros de *R. mangle* en un estado de conservación aceptable (sector 2). Más al norte, se localiza un estrecho canal artificial, rodeado por una franja de árboles maduros de *R. mangle* (sector 3) Sobre la franja oeste de la bahía se observan árboles de *R. mangle* de baja a mediana altura y al final, se localiza un canal dominado en su margen sur por árboles de *R. mangle* (sector 4).

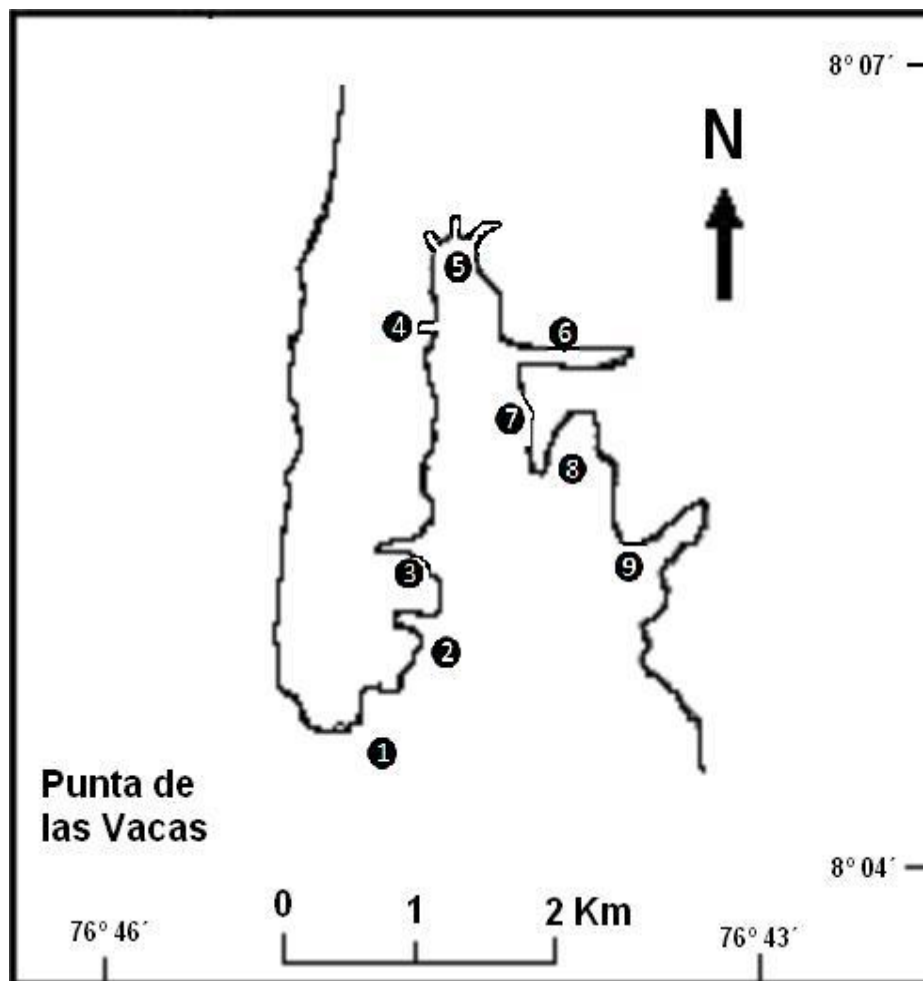


Figura 2. Sectores de la Bahía Turbo

En el extremo norte de la bahía Turbo, el bosque de manglar ha sido afectado por el desarrollo de asentamientos humanos (sector 5). Al noreste en el canal artificial que conduce hacia el muelle del Municipio de Turbo, el manglar fue prácticamente eliminado (sector 6) y más al sur sobre la margen oriental, se encuentra una franja de *R. mangle* fuertemente intervenida (sector 7). En el extremo nororiental de la bahía, la cobertura de manglar es escasa (sector 8). En el extremo sureste en la boca de un canal, se observan relictos de *R. mangle* y una estrecha franja de *A. germinans* más al interior (Sector 9)

La bahía El Uno tiene 1.2 km de extensión aproximada y presenta una profundidad promedio de 1 m (Figura 3). En la zona noroccidental de la bahía, se encuentra un bosque de manglar que bordea tres ciénagas (Corpouraba, 2003). Al suroccidente de la bahía El Uno, se presenta una estrecha franja de *R. mangle* de pobre desarrollo y árboles de *A. germinans* (sector 1). Continuando hacia el norte, predomina inicialmente *A. germinans* (sector 2) y luego *R. mangle* en la franja externa y más al interior se encuentran *L. racemosa* y *A. germinans* (sector 3). En el extremo noroccidental, la franja de *R. mangle* ha sido talada y posteriormente hay una floresta bien desarrollada de *L. racemosa* (sector 4). Al norte, el caño está rodeado por árboles jóvenes y maduros de *R. mangle* y al interior se encuentra *A. germinans* (sector 5). En la zona nororiental de la bahía, se presenta una franja estrecha de árboles de *R. mangle* de baja altura (sector 6). Al

oriente en la desembocadura de un caño de agua dulce a la bahía, la cobertura del manglar es pobre y se observan *R. mangle* y *A. germinans* (sector 7). En el extremo suroriental de la bahía, el manglar ha sido eliminado completamente (sector 8).

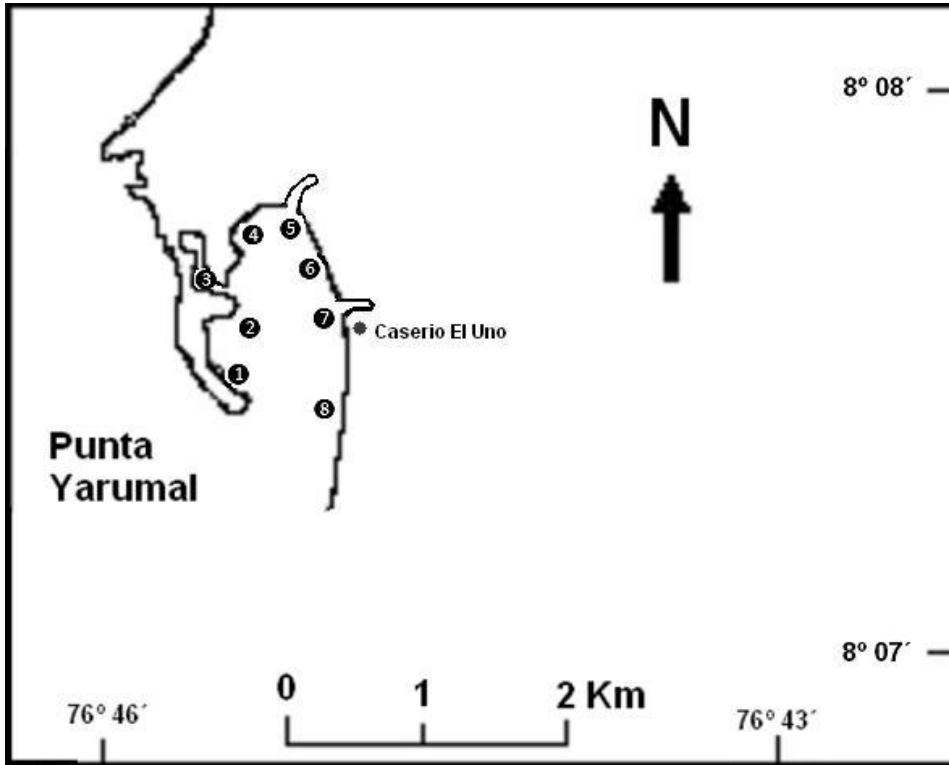


Figura 3. Sectores de la Bahía El Uno

## 2.2. Fase de campo

Las faenas se realizaron bimensualmente. Cada muestreo incluyó jornadas diurnas y nocturnas en las que se emplearon aparejos tradicionales de pesca. Mientras en la bahía Turbo el muestreo se inició en agosto de 2004 y finalizó en febrero de 2005, en la bahía El Uno se extendió de agosto hasta enero. Tres redes agalleras tenían 30 m de longitud y 1,5 m de altura. No obstante, el ojo de malla fue 3, 6 y 8 cm. Adicionalmente se empleó una red agallera experimental de 30 m de longitud, 2,5 m de altura y ojos de malla de 3, 6, 9, 12 y 14 cm cada 6 m. La atarraya tenía un ojo de malla de 1/2" y una altura de 2 m.

Las redes agalleras se dispusieron bordeando la zona externa de la franja del manglar. El tiempo de exposición varió entre cuatro y 12 horas y cada tres horas se retiraron los ejemplares capturados. En cada faena de pesca con atarraya, se hicieron 50 lances, dirigiéndolos hacia la franja externa de *R. mangle* y entre árboles cuando fue posible. Durante las faenas con línea de mano, se emplearon tamaños de anzuelos y calibres de nylon diferentes. Las faenas se extendieron por periodos de una a dos horas, empleando como carnada trozos de pescado.

Las muestras se preservaron en frío, separadas de acuerdo al aparejo de captura, y se transportaron al laboratorio. Los peces fueron lavados con agua y se les midió la longitud total. Posteriormente se pesaron en una balanza electrónica y se separaron por morfotipo. Todas las muestras fueron almacenadas en recipientes plásticos, fijadas con formol al 10% y rotuladas.



Las muestras de peces fueron reenvasadas con alcohol al 70% y transportadas al laboratorio del Grupo GAIA de la Universidad de Antioquia en Medellín. La determinación taxonómica se realizó con la ayuda de un estereoscopio Carl Zeiss- Stemi DV4 y de los trabajos de Dahl (1971), Fischer (1978), Yáñez (1978), Mallard *et al.* (1981), Yáñez y Sánchez (1986), Aguirre y Yáñez (1986), Cervigón *et al.* (1992) y Saavedra *et al.* (2000).

### 2.3. Tratamiento de los datos

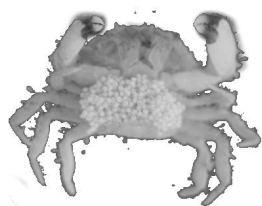
Para el tratamiento de la información se empleó el programa DIVERS en ambiente DOS (Franja, 1993). La expresión matemática propuesta por Shannon- Weaver (1963) se utilizó en el cálculo de la diversidad, además se emplearon los índices de Simpson (1949), Pielou (1966) y Margalef (1969). Se realizaron comparaciones entre muestreos empleando los índices de similitud de Morisita y Jaccard con la ayuda del programa SIMIL en ambiente DOS (Franja, 1993).

## 3. RESULTADOS Y DISCUSION

### 3.1. Comportamiento de la salinidad

En Bahía de Turbo, la salinidad osciló entre 2 UPS (unidades prácticas de salinidad) en febrero en el sector ocho y 32 UPS en noviembre en el sector cinco (Figura 4). El comportamiento de la salinidad en la línea costera de la Bahía de Turbo indica un incremento general de los valores de septiembre a noviembre. En septiembre, la salinidad se redujo paulatinamente hacia el interior de la Bahía y pasó de 20 UPS en la parte externa (sector dos) a 5 UPS en el sector cinco. En contraste, en noviembre, la distribución espacial de la salinidad mostró un aumento gradual de los valores hacia el interior de la Bahía y alcanzó el valor máximo de 32 UPS en el extremo norte (sector cinco). De esta forma, la parte más interna de la Bahía de Turbo parece experimentar los cambios más amplios en esta variable. Mientras en septiembre, la salinidad fluctuó en general entre 10 y 20 UPS, en noviembre, fue superior a 20; en diciembre y en enero no superó el nivel de 5 UPS.

En la bahía El Uno los valores de salinidad fluctuaron entre 3 UPS en enero en la parte externa o extremo suroriental y 22 UPS en septiembre en el extremo noroccidental (sector cinco). En esta Bahía, la salinidad mostró una tendencia decreciente de septiembre a enero (Figura 5). En este mes, la distribución espacial de los valores fue muy uniforme. Estrada y Gil (2005) obtuvieron en la bahía El Uno salinidades entre 3 y 4 UPS entre enero y febrero y de 16.6 a 17.5 UPS en junio. En general, la salinidad en las Bahías Turbo y El Uno evidencian condiciones típicas de ambientes estuarinos con amplias fluctuaciones y niveles muy bajos en ciertos periodos del año



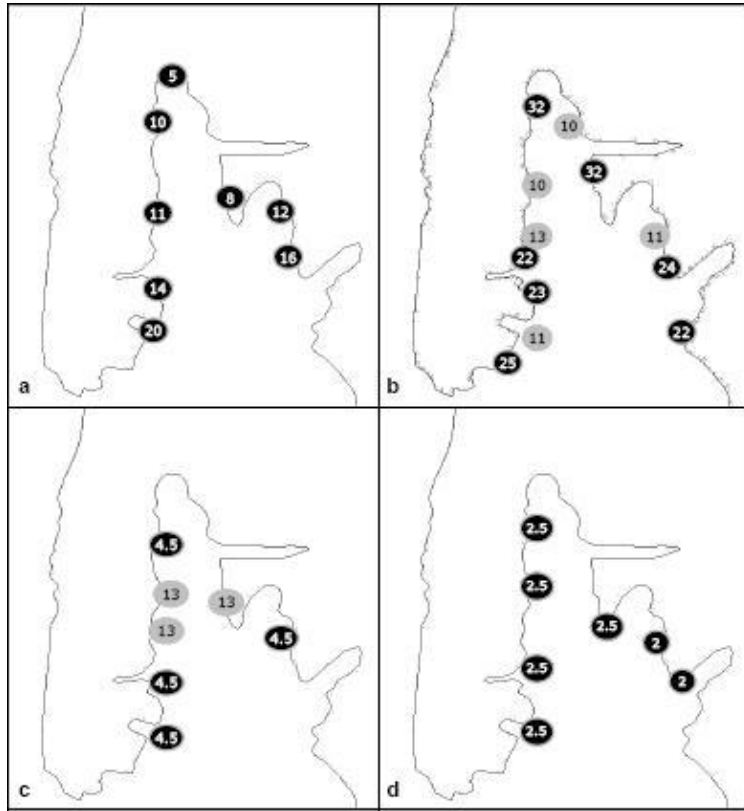


Figura 4. Distribución de la salinidad en la Bahía Turbo. a) septiembre, b) noviembre, c) diciembre y d) febrero. Los colores indican diferentes días de medición.

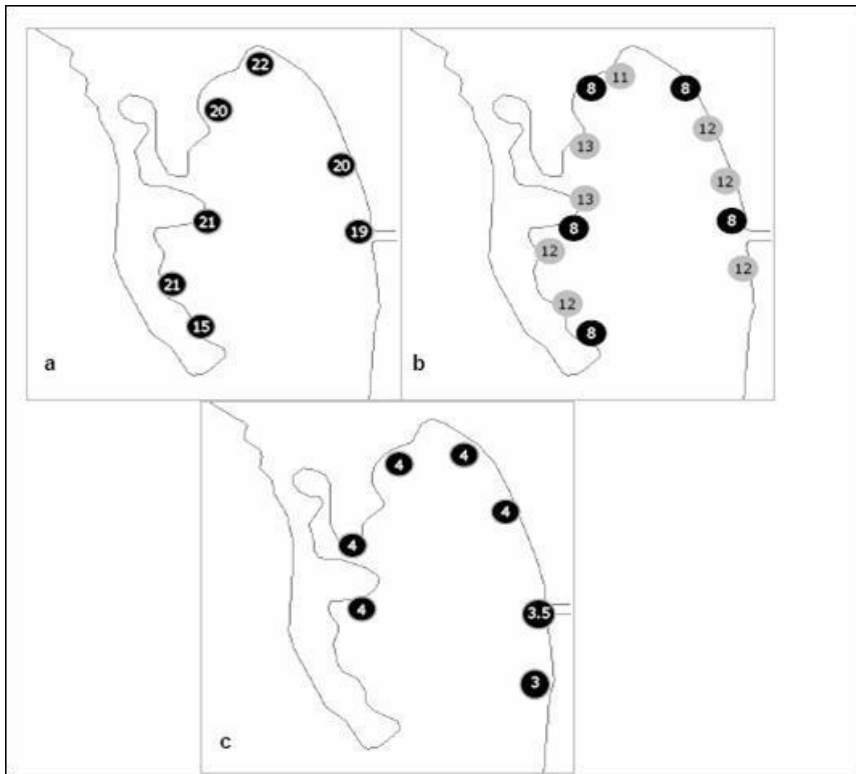


Figura 5. Distribución de la salinidad en la Bahía El Uno. a) septiembre, b) noviembre, c) diciembre y d) febrero (los colores indican diferentes días de medición).



### 3.2. Análisis faunístico

Se registró un total de 32 especies de peces (Tablas 1 y 2), una especie limnética, cinco estuarinas, 14 marinas que emplean el estuario como criadero y 12 marinas visitantes ocasionales. Entre las especies de importancia pesquera en el Golfo de Urabá, se encontraron *C. ensiferus*, *C. undecimalis*, *C. pectinatus*, *E. itajara*, *L. jocu*, *S. barracuda*, *C. hippos*, *O. saliens*, *B. spp*, *M. curema* y *E. plumieri*. Particularmente, las familias Centropomidae (róbalos), Serranidae (meros) y Lutjanidae (pargos) tienen especial importancia económica y soportan gran presión pesquera. *A. clupeoides*, *A. hepsetus*, *C. edentulus*, *Ilisha* sp y *E. melanopterus* son relevantes en la pesca de subsistencia y se usan como carnada.

La composición de la comunidad de peces en las bahías Turbo y El Uno es similar a la de otras áreas estuarinas del Caribe Colombiano como la Ciénaga Grande de Santa Marta (Sánchez y Rueda, 1999) y la Ciénaga de Mallorquín (Arrieta y De la Rosa, 2003). En el estudio se encontraron representantes de las familias más comunes en áreas estuarinas del Caribe, entre las que se destacan Gerridae, Ariidae, Centropomidae, Tetraodontidae, Clupeidae, Scianidae y Eleotridae. De las 70 especies citadas por Román y Acero (1992) para el Golfo de Urabá, 22 se capturaron en el presente estudio. La riqueza de especies fue mayor en la bahía Turbo (29) que en la bahía El Uno (26). Mientras que *C. magdalanae*, *S. barracuda*, *Bairdiella* sp1, *C.*, *Dormitator* sp y *B. surinamensis* se encontraron solo en la bahía Turbo, *O. compressus*, *S.* y *Gambusia* sp se capturaron únicamente en la bahía El Uno.

Mientras en la bahía Turbo se colectaron 335 individuos con una biomasa de 8 780.07 g., en la bahía El Uno se capturaron 494 individuos y una biomasa de 10 240.39 g.

Aunque el 87% de los ejemplares (725) y el 54% de la biomasa (10 341.01g) fueron capturados con la atarraya, la mayoría correspondió a ejemplares de tallas reducidas. A pesar de que las capturas con redes agalleras no fueron importantes en número (79 individuos), representaron el 39% del total de la biomasa (7 371.96 g.). Las capturas con línea de mano fueron menores en número y biomasa (25 ejemplares y 1 308.09 g.).

Tabla 1. Peces colectados en las Bahías Turbo y El Uno.

Especie	Bahía Turbo				Bahía El Uno			
	Abundancia		Biomasa		Abundancia		Biomasa	
	No.	%	Peso	%	No.	%	Peso	%
<i>Arius</i> sp	56	16.62	614.6	7.12	54	10.95	741.96	7.19
<i>Cyphocharax magdalanae</i>	2	0.59	87.23	1.01				
<i>Anchovia clupeoides</i>	14	4.15	234.7	2.72	53	10.75	217.5	2.11
<i>Anchoa hepsetus</i>	3	0.89	41.87	0.48	51	10.34	116.7	1.13
<i>Cetengraulis edentulus</i>	17	5.04	312.4	3.62	2	0.41	31.15	0.30
<i>Ilisha</i> sp	4	1.19	62.50	0.72	2	0.41	16.04	0.16
<i>Odontognathus compressus</i>					1	0.20	8.16	0.08
<i>Strongylura timucu</i>					3	0.61	231.9	2.25
<i>Gambusia</i> sp					1	0.20	4.94	0.05
<i>Sphoeroides testudineus</i>	67	19.88	1480	17.15	40	8.11	704.64	6.83
<i>Mugil curema</i>	2	0.59	604.6	7.00	15	3.04	2204.5	21.36
<i>Sphyraena barracuda</i>	4	1.19	1250.	14.49				
<i>Caranx hippos</i>	3	0.89	41.08	0.48	3	0.61	16.09	0.16
<i>Oligoplites saliens</i>	3	0.89	54.64	0.63	5	1.01	65.9	0.64
<i>Centropomus ensiferus</i>	33	9.79	660.6	7.65	97	19.68	1706.0	16.53
<i>Centropomus undecimalis</i>	1	0.30	304.4	3.53	9	1.83	1784.8	17.30
<i>Centropomus pectinatus</i>	3	0.89	146.3	1.69	13	2.64	497.46	4.82
<i>Bairdiella</i> sp1	11	3.26	70.66	0.82				
<i>Bairdiella</i> sp2	5	1.48	157.4	1.82	8	1.62	204.27	1.98
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	0.30	11.30	0.13				
<i>Eugerres plumieri</i>	26	7.72	853.5	9.89	83	16.84	721.69	6.99
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	2	0.59	14.46	0.17	4	0.81	28.46	0.28



Especie	Bahía Turbo				Bahía El Uno			
	Abundancia		Biomasa		Abundancia		Biomasa	
	No.	%	Peso	%	No.	%	Peso	%
<i>Diapterus rhombeus</i>	44	13.06	296.5	3.43	7	1.42	126.49	1.23
<i>Epinephelus itajara</i>	1	0.30	98.64	1.14	1	0.20	57.6	0.56
<i>Lutjanus jocu</i>	5	1.48	708.0	8.20	1	0.20	11.35	0.11
<i>Dormitator</i> sp	9	2.67	143.5	1.66				
<i>Gobiomorus dormitor</i>	1	0.30	90.05	1.04	3	0.61	502.17	4.87
<i>Eleotris</i> sp	9	2.67	181.6	2.10	3	0.61	67.04	0.65
<i>Batrachoides surinamensis</i>	3	0.89	46.98	0.54				
<i>Citharichthys spilopterus</i>	6	1.78	53.46	0.62	15	3.04	156.34	1.54
<i>Achirus lineatus</i>	2	0.59	11.22	0.13	19	3.85	92.41	0.90
Total	337	100	8634	100	493	100	10318.62	100

Las capturas de *C. ensiferus* (130), *Arius* sp (110), *E. plumieri* (109), *S. testudineus* (107), *A. clupeioides* (67), *A. hepsetus* (54) y *D. rhombeus* (51) agruparon cerca del 76% del número total. Por su parte, *M. curema* (2 809.18 g.), *C. ensiferus* (2 366.64 g.), *S. testudineus* (2 185.28 g.) *C. undecimalis* (2 089.28 g.), *E. plumieri* (1 575.27 g.), *Arius* sp (1 356.59 g.) y *S. barracuda* (1 250.84 g.) constituyeron el 72% de la biomasa húmeda.

Según Román y Acero (1992), *C. ensiferus* presenta una alta abundancia relativa en el Norte de Antioquia y Sánchez y Rueda (1999) encontraron que es dominante en el Complejo Salamanca Occidental en el delta del río Magdalena. *Arius* sp fue la segunda especie en abundancia, la única que se encontró en todos los muestreos y de acuerdo con Román y Acero (1992), predominó en algunas estaciones estuarinas y marinas en el litoral antioqueño.

*S. testudineus* fue muy frecuente en el área, especialmente en la bahía Turbo y ha sido considerada muy importante en todos los subsistemas de la Laguna de Términos en el Golfo de México (Mallard *et al.*, 1981). A pesar de que *M. curema* alcanzó la más alta biomasa, 14.8% del total, no fue importante en número de individuos. Mientras que *S. testudineus* y *D. rhombeus* fueron más abundantes en la bahía Turbo, *C. ensiferus*, *E. plumieri*, *A. clupeioides* y *A. hepsetus* fueron significativamente más numerosas en la bahía El Uno. Para *Arius* sp, no se evidenció diferencia en el número de individuos entre las dos Bahías

La biomasa en las faenas nocturnas fue mayor en ambas bahías, debido a la captura de algunos ejemplares de tallas importantes. No obstante, en la bahía El Uno, la abundancia numérica fue mayor para los muestreos diurnos. En la Bahía Turbo, *A. clupeioides*, *A. hepsetus*, *S. barracuda*, *C. pectinatus*, *C. faber*, *E. melanopterus* y *B. surinamensis*, solo fueron capturadas en las horas nocturnas. En la bahía El Uno, *O. compressus*, *Bairdiella* sp2, *L. jocu* y *G. dormitor* solo se capturaron en muestreos nocturnos.

Para efectos del cálculo de algunos índices de diversidad de la comunidad íctica, se emplearon sólo los datos de las faenas con atarraya. La riqueza de especies por muestreo en Bahía Turbo fue baja y osciló entre 8 y 12. Mientras el mayor número de especies se encontró en los muestreos nocturnos, particularmente en septiembre y noviembre, el menor se registró durante el día en septiembre y en febrero. Aunque el índice de diversidad (2,43) se considera bajo, la proporcionalidad (78%) indica que la estructura general de la comunidad de peces en la Bahía Turbo tiende a la homogeneidad (Figura 6).



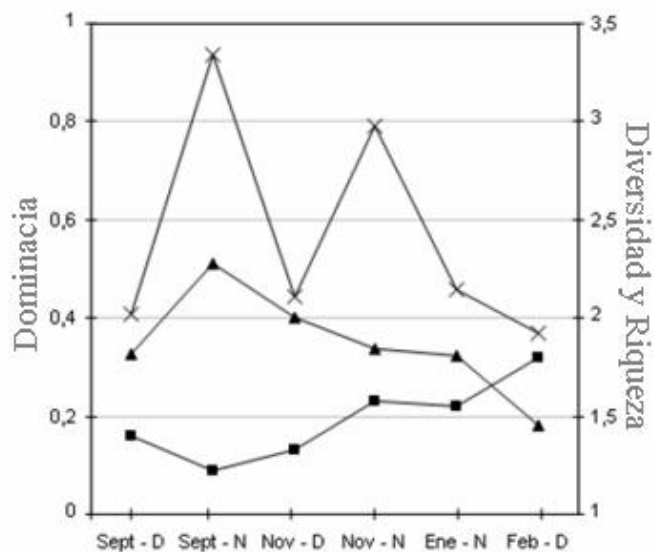


Figura 6. Variación de los índices de Dominancia (■), Diversidad (▲) y Riqueza (×) de la comunidad de peces en la Bahía Turbo

El máximo valor de diversidad y la menor dominancia en el muestreo nocturno de septiembre coincidió con salinidades entre 11 y 20 UPS y la presencia de especies eurihalinas. En contraste, el menor índice de diversidad se observó en febrero en salinidades cercanas a 2 UPS y una alta dominancia de *D. rhombeus*. Al integrar los datos de los muestreos diurnos y nocturnos de cada mes, se obtuvieron valores de diversidad similares. Sin embargo, en el periodo de baja salinidad, se redujo el número de especies y aumentó la abundancia relativa de algunas

Los valores del índice de Jaccard (Tabla 2) en Bahía Turbo indican un bajo número de especies comunes entre los muestreos diurnos y nocturnos y una mayor similitud entre septiembre y noviembre. En general, los índices de Jaccard y Morisita no mostraron diferencias significativas entre meses.

Tabla 2. Índices de similitud de Jaccard y Morisita calculados para la comparación de los peces capturados por mes en la Bahía Turbo.

Muestras comparadas	Especies comunes	Jaccard	Morisita
Septiembre-Enero/febrero	10	0.55	0.73
Septiembre-Noviembre	12	0.60	0.49
Noviembre-Enero/febrero	9	0.43	0.64

Aunque la riqueza de especies por muestreo en la Bahía El Uno (Figura 7) fue baja y fluctuó entre 7 y 15, los valores fueron superiores a los obtenidos en Bahía Turbo y el menor número de especies se encontró durante el muestreo nocturno de enero en el periodo de menor salinidad. Por el contrario, el mayor número de especies se capturó en el muestreo diurno de septiembre y en salinidades entre 15 y 22 UPS. Tal como sucedió con la riqueza, la abundancia fluctuó significativamente y los menores valores se encontraron en los muestreos nocturnos. Si se excluye el muestreo nocturno de septiembre, la abundancia se relacionó con la salinidad y disminuyó progresivamente desde septiembre hasta enero.

La mayor diversidad y la menor dominancia se dieron en el muestreo nocturno de noviembre en un rango de salinidades entre 8 y 13 UPS. Aunque en muestreo diurno en septiembre se cuantificó el mayor número de especies, la dominancia de *A. clupeioides* y *A. hepsetus* afectó negativamente el valor de la diversidad. Al integrar los datos de los muestreos diurnos y nocturnos de cada mes, se obtuvieron valores de diversidad muy similares y como en el caso de la abundancia y la riqueza de especies, no se observaron cambios relacionados con la salinidad.

Como lo indican los valores del índice de similitud de Jaccard (Tabla 3), las diferencias en la composición de especies entre los muestreos diurnos y nocturnos en Bahía El Uno no fueron notables. No obstante, el índice de Morisita reveló que la estructura varío entre el día y la noche, especialmente en septiembre y en enero. De acuerdo con los valores del índice de Jaccard, en septiembre y noviembre se presentó la mayor similitud en la composición ictiofaunística.

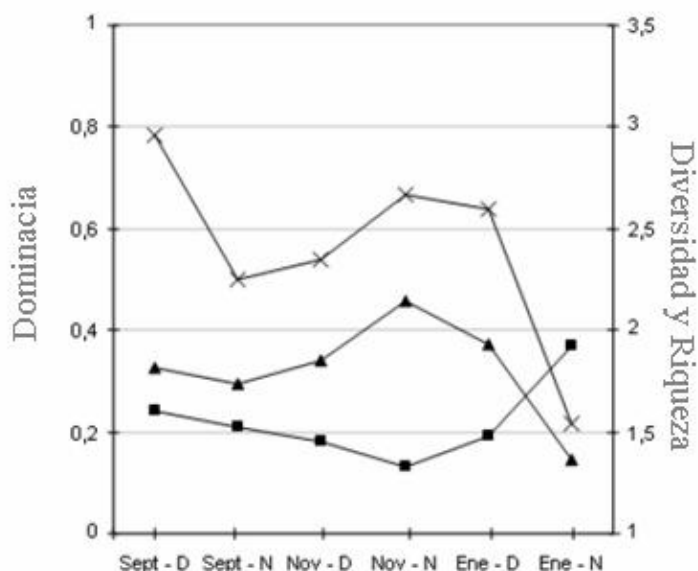


Figura 7. Variación de los índices de Dominancia (■), Diversidad (▲) y Riqueza (×) de la comunidad de peces en la Bahía El Uno.

Muestras comparadas	Especies comunes	Jaccard	Morisita
Septiembre- Enero	10	0.48	0.35
Septiembre- Noviembre	13	0.62	0.56
Noviembre- Enero	11	0.55	0.72

Tabla 3. Índices de similitud de Jaccard y Morisita calculados para la comparación de los peces capturados por mes en la Bahía El Uno.

#### 4. CONCLUSIONES

En las bahías Turbo y El Uno, los mínimos valores de salinidad se observan en la época seca, debido a que los vientos alisios del noreste atrapan en la Bahía Colombia el agua dulce del río Atrato, las mayores salinidades se encuentran en el periodo húmedo.

Se registró un total de 32 especies de peces (Tablas 1 y 2), una especie limnética, cinco estuarinas, 14 marinas que emplean el estuario como criadero y 12 marinas visitantes ocasionales.

El comportamiento estuarino del área de estudio favorece la presencia de peces estuarinos y marinos eurihalinos. Estas especies encuentran una amplia oferta alimenticia en las raíces del manglar para ejemplares de pequeña talla.

Se encontraron en la zona norte de la bahía Turbo algunos ejemplares de *S. testudineus* parasitados externamente por un tipo de hongo, dado que es una especie estuarina, el hallazgo indica niveles de deterioro significativos en esta zona donde se presentan asentamientos humanos y vertimiento de aguas residuales.

#### BIBLIOGRAFIA

Acero, A. y Garzón, J., 1987. Los peces marinos hallados durante la expedición Urabá II al Caribe Chocoano (Colombia). Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín. Vol. 17: pp. 113- 136.

Aguirre, A. y Yañez, A., 1986. Las mojarras de la Laguna de Términos: taxonomía, biología, ecología y dinámica trófica (Pisces: Gerridae). An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.

Arrieta, A. y De La Rosa, J., 2003. Estructura de la comunidad íctica de la Ciénaga de Mallorquín, Caribe colombiano. Bol. Inv. Mar. Cost. Vol. 32: pp. 23- 242.

Báez, D., Márquez, J. y López, M., 2002. Una salacuna para los peces arrecifales del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Bol. Inv. Mar. Cos. Vol 31: pp. 243- 246.

Cervigón, F., et al, 1992. FAO, Guía de Campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa



- septentrional de Sur América. Roma, 513 P.
- Chevillot, P., 1989. Estudio geológico e hidrográfico del Golfo de Urabá. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH). Colombia.
- Chevillot, P., Molina, A., Giraldo, L. y Molina, C., 1993. Estudio geológico e hidrológico del Golfo de Urabá. Boletín científico del Centro de investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas: pp. 79- 89
- Corpouraba. 2003. Caracterización y zonificación de los manglares del Golfo de Urabá, Departamento de Antioquia. Convenio Fonade - Corpouraba. Litografía Élite, Apartadó, Colombia, 80 P.
- Dahl, G., 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables INDERENA, Bogotá. 391 P.
- Estrada, E. y Gil, S., 2005. Análisis de las condiciones morfológicas actuales como indicadores de la evolución de la flecha litoral, en la actual desembocadura del río Turbo, Antioquia. Corporación académica ambiental, Universidad de Antioquia, seccional urabá. Turbo, Antioquia. 77 P.
- Fischer, W., 1978. FAO Species identification sheets for fishery purposes, Western Central Atlantic (Fishing Area 31). Fischer, W. (Ed.) Roma, pp. 1- 7.
- Franja, 1993. Programa computacional SIMIL, MS-DOS.
- González, E., 1984. Los hábitats costeros de los juveniles de peces en la región de Punta Gloria a la Isla de Salamanca, Caribe colombiano. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 14 (133- 156).
- González, J. y Rivera, R., 1998. Primer registro del *Nebreis microps* (Cuvier, 1830) (Pisces: Scianidae) para el Caribe colombiano. Proyecto de Investigación de los recursos Pesqueros del Golfo de Urabá, INPA. 87 P.
- Gutierrez, O. y Chinchia, J., 2001. Información biológica pesquera y económica en el Golfo de Urabá. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, INPA. 11 P.
- Magallanes, H., 1992. Estudio preliminar sobre la actividad pesquera en el Golfo de Urabá. Corporación para el desarrollo Sostenible de Urabá, CORPOURABA. División de Recursos Hidrobiológicos, CIMUR. Medellín. 150 P.
- Mallard, L., Yáñez, A. y Amezcua, F., 1981. Taxonomía, biología y ecología de los tetraodontidos de la laguna de términos, sur del golfo de México (Pisces: Tetraodontidae). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. 65 P.
- Margalef, R., 1969. *Perspectivas in ecological theory*. University of Chicago., Chicago. 111 P.
- Márquez, B. y Jiménez, M., 2002. Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle*, en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. Rev. Biol. Trop. 50(3/4): pp. 1101- 1112.
- Molina, A., Molina, C. y Chevillot, P., 1993. Percepción remota aplicada para determinar la circulación de las aguas superficiales del Golfo de Urabá y las variaciones de su línea de costa. Boletín Científico CIOH, 11:pp. 43- 58.
- Osorio, D., 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (PISCES: MUGILIDAE) en la Ciénaga Grande de santa Marta, Caribe colombiano. I: Análisis cualitativo y cuantitativo. Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín. 18: pp. 113- 126.
- Pielou, E., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theoret. Biol. 13: pp. 131- 144.
- Rivera, R., 1997. Investigación de los recursos pesqueros del golfo de Urabá, INPA. Informe final del contrato no. 149. Turbo, Antioquia. 16 P.
- Rojas, J., 2003. Contribución al conocimiento de la fauna de macroinvertebrados asociados a las raíces del manglar en el Golfo de Urabá, Trabajo de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Medellín. 98 P.
- Román, C. y Acero, A., 1992. Notas sobre las comunidades de peces del norte de Antioquia (Colombia). An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 21; pp. 117- 125.
- Rubio, E. A., 1984. Estudio taxonómico preliminar de la ictiofauna de bahía Málaga (Pacífico colombiano). An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 14: pp. 157- 173.
- Ruppert, E. y Barnes, B., 1996. *Zoología de los invertebrados*. Mc Graw-Hill Interamericana. México, D.F. 1114 P.
- Saavedra, L., Acero, A. y Navas, R., 2000. Lenguados de la familia Paralichthyidae (Pises: Pleuronectiformes) conocidos del Caribe colombiano. Rev. Acad. Col. Cienc. 24 (91): pp. 295- 310.
- Sánchez, C., Rueda, M. y Santos, A., 1998. Dinámica poblacional y pesquería de la Lisa, *Mugil incilis*, en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Rev. Acad. Col. Cienc. 22(85): pp. 507- 517.
- Sánchez, C. y Rueda, M., 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el delta del Río Magdalena, Colombia. Rev. Biol. Trop. V47 - No. 4.
- Shannon, C. y Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana. 119 P.
- Simpson, E., 1949. Measurement of Diversity. Nature 163: 688 P.
- Van Der Heiden, A., 1985. Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California, Cap. 4: pp. 149- 200.
- Vega, M., 2004. Ictiofauna de la Reserva de la Biosfera Celestún, Yucatán: una contribución al conocimiento de su biodiversidad. Anales del instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica. 75(1): pp. 195- 206.