

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTADA DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
CARRERA DE ECOLOGIA**

**COMPARACION TEMPORAL DE LA ESTRUCTURA DE DOS
COMUNIDADES ÍCTICAS DE ARRECIFES SOMEROS EN LAS BAHÍA DE
CAPURGANÁ Y EN LA ENSENADA DEL AGUACATE CARIBE - CHOCÓ**

Susana Peláez de la Torre

TRABAJO DE GRADO

Presentado como requisito parcial

Para optar al título

ECOLOGA

Bogotá D.C

Julio 2010

**COMPARACION TEMPORAL DE LA ESTRUCTURA DE DOS
COMUNIDADES ÍCTICAS DE ARRECIFES SOMEROS EN LA BAHÍA DE
CAPURGANÁ Y EN LA ENSENADA DEL AGUACATE CARIBE - CHOCÓ**

SUSANA PELAËZ DE LA TORRE

Director

Raúl Navas Camacho

Co-director

Fabio Gómez

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
PROGRAMA DE ECOLOGIA
BOGOTÁ D.C.- CUNDINAMARCA-COLOMBIA

2010

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Dios

Agradezco sinceramente a todos aquellos que con amor me ayudaron a cumplir esta etapa de mi vida, invirtiendo su tiempo y dedicación.

A las personas que me recibieron en sus casas en Capurganá y en el Aguacate. Gracias a Norman, Iván y Ashley, Gabriel Jaime y Silvina. Me apoyaron y ayudaron en todo lo que estaba su alcance.

Gracias a Mercedes que me alimentó durante mucho tiempo con pescado delicioso.

A mis padres por el apoyo incondicional.

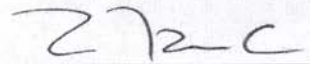
A las personas que me acompañaron en los muestreos, y me ayudaron a ubicar las zonas y me prestaron material. Gracias Leonardo.

Gracias a mis directores Fabio y Raul por su apoyo, tiempo y paciencia.

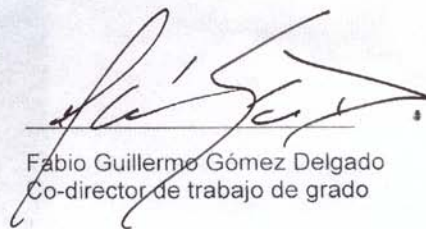
A todas las personas que leyeron y releeron conmigo y me acompañaron largas horas en la biblioteca corrigiendo Miryam, Raquel y Aleja.

Gracias sin todos ustedes no hubiera sido posible terminar, al fin termine.


NOTA DE ACEPTACIÓN




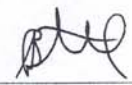
Raúl Navas Camacho
Coordinador del SIMAC
Director de trabajo de grado



Fabio Guillermo Gómez Delgado
Co-director de trabajo de grado



Alberto Ramírez
Jurado



Santiago Bustamante
Jurado

TABLA DE CONTENIDO

1. RESUMEN.....	8
2. INTRODUCCIÓN.....	10
3. JUSTIFICACIÓN	11
4. OBJETIVOS	13
A.Objetivo general	13
B.Específicos.....	13
5. MARCO TEORICO.....	14
A.Antecedentes.....	14
B.Marco conceptual	16
C.Diagrama conceptual	26
6. AREA DE ESTUDIO.....	27
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	32
A.Fase 1 preliminar	32
B.Fase 2 Levantamiento de información	33
C. Fase 3 Análisis de información.....	34
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	37
9. CONCLUSIONES.....	53
10. RECOMENDACIONES.....	53
11. BIBLIOGRAFÍA.....	55
12. ANEXOS.....	62

ÍNDICE DE TABLAS

	Pagina
Tabla 1. Índice de riqueza para la Bahía de Capurganá y para la Ensenada del Aguacate.	38
Tabla 2. Listado de densidad relativa de las especies para cada año A. Bahía de Capurganá, zona 1 y B. Ensenada del Aguacate, zona 2.	45
Tabla 3. Índices de diversidad según abundancia apreciativa para A. la Bahía de Capurganá y B. Ensenada del Aguacate.	49
Tabla 4. Método de Hutchinson entre años de A. la Bahía de Capurganá y B. Ensenada del Aguacate.	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio

Figura 2. Mapas del área de estudio. Occidente del Golfo de Uraba. El círculo rojo y los puntos rojos es donde se encuentran las áreas de estudio (Igac 2010, INVEMAR 2003).

Figura 3. Imagen de la Bahía de Capurganá.

Figura 4. Imagen de la Ensenada del Aguacate.

Figura 5. Ubicación de los transectos en las dos zonas. (Modificado de Garzón-Ferreira et. al. 2002).

Figura 6. Diagrama metodológico.

Figura 7. Curvas de acumulación de especies para la Bahía de Capurgana (izquierda) y para la Ensenada del Aguacate (derecha).

Figura 8. Riqueza en los diferentes años para A. Bahía de Capurganá y B. la Ensenada del Aguacate.

Figura 9. Dendrograma de Jaccard con base en presencia ausencia por especies en la A. Bahía de Capurganá (izquierda) y B. la Ensenada del Aguacate (derecha).

Figura 10. Dendrograma de Jaccard con base en presencia - ausencia de generos para todos los años en la Bahía de Capurgana (izquierda) y en la Ensenada del Aguacate (derecha).

Figura 11. Dendrograma de Jaccard para familias de todos los años en la Bahía de Capurgana (izquierda) y en la Ensenada del Aguacate (derecha).

Figura 12. Riqueza de las familias en cuanto a número de especies de A. Bahía de Capurganá y B. de la Ensenada del Aguacate en todos los años.

Figura 13. Abundancia apreciativa por familia de la A. Bahía de Capurganá y B. de la Ensenada del Aguacate en los diferentes años.

Figura 14. Densidad relativa por familias en la A. Bahía de Capurganá y B. de la Ensenada de Aguacate en los diferentes años.

Figura 15. Dendrograma de Bray-Curtis para la A. Bahía de Capurganá y B. la Ensenada del Aguacate entre años utilizando abundancias apreciativas.

Figura 16. Clasificación de especies por porcentaje según su abundancia apreciativa para todos los años en la A. Bahía de Capurganá y B. en la Ensenada del Aguacate.

Figura 17. Método de Hutchinson para la Bahía de Capurganá y Ensenada del Aguacate, comparando las diversidades entre años.

1. RESUMEN

El presente trabajo se desarrolla bajo una investigación retrospectiva, la cual busca identificar los cambios en la estructura de la comunidad íctica evaluando cambios en una escala de tiempo en las Bahías de Capurganá y Ensenada del Aguacate, ubicadas en el Golfo de Urabá costa Caribe del Departamento de Chocó, Colombia.

Con el objetivo de determinar por medio de un análisis comparativo a través del tiempo, la estructura de dos comunidades ícticas, en términos de abundancia, densidad y diversidad, en los arrecifes someros de la Bahía de Capurganá y Ensenada del Aguacate, se realizó un estudio cuantitativo por medio de dos tipos de censos visuales: buceo errante para evaluar riqueza, donde se realizaron 4 censos en cada zona; y transecto de bandas para determinar la densidad de especies importantes ecológica y económicamente, donde se realizaron 10 censos de un área de 60m^2 . Se estudiaron 5 años de información basada en la estructura de la comunidad íctica arrecifal, donde se observó que para todos los años en la Bahía de Capurganá hay un total de 36 familias dividido en 48 géneros y 92 especies. A su vez, para la Ensenada del Aguacate en los 5 años estudiados se encontraron 26 familias, 45 géneros y 91 especies. La especie que presentó la mayor densidad relativa y abundancia apreciativa durante los cinco años observados para la Bahía de Capurganá y la Ensenada del Aguacate fue *Stegastes adustus*. Los resultados de diversidad y riqueza fueron muy altos para las dos zonas y se mantuvieron a través de los años. Dentro de las diversidades altas se presentaron diferencias entre los años según el índice de Hutchinson. Se presentan diferencias a través de los años en la estructura de la comunidad de peces arrecifales pertenecientes a las Bahías de Capurganá y en la Ensenada del Aguacate.

Las condiciones normales que se presentan en el arrecife de coral permiten el desarrollo estable de las comunidades ícticas, cuando ocurren cambios en éstas condiciones ambientales la comunidad íctica se ve afectada (Munro 1985 en Sale 1991, Odum 1972), por esto es importante determinar y conocer como se compone la comunidad, y qué variaciones ocurren a medida que pasan los años.

ABSTRACT

The present work is an historic investigation, which identifies changes in the structure of the ictic community in a scale of time, in Capurgana bay and Aguacate inlet, located in the Urabá Gulf (Caribbean coast), department of Chocó, Colombia.

The objective is to determine by a comparative analysis throughout time, the structure of two ictic communities, in terms of abundance, density and diversity, at a shallow coral reef located in Capurganá bay and Aguacate inlet. Two visual census were used for this quantitative study which are: errant skin diving used to evaluate richness, by doing 4 census in each zone; and a band of 60m² where density of ecological and economical important species were counted by 10 census in each zone. Five years of information were analyzed, in Capurganá bay was found a total of 36 families divided into 48 kinds and 92 species. In the same way in Aguacate inlet was found a total of 26 families, 45 kinds and 91 species. The specie which presented the highest density and abundance in the two zones being kept throughout the five years was *Stegastes adustus*. The diversity and richness of the two study areas were high during the time analyzed, but there were changes within the high diversity between the years according to Hutchinson. There were changes in the structure of the reef's fish community on the two study areas during the analyzed time.

It's important to develop this study because the normal conditions of a coral reef allows a stable community growth, so when changes occurred in this type of environment the fish community is going to be affected (Munro 1985 en Sale 1991, Odum 1972).

Key Word : ictic community, structure, diversity and richness.

2. INTRODUCCIÓN

Un arrecife coralino es un sistema abierto, donde la suma de la estructura y dinámica de componentes de la población no son constantes (Sale 1996). Los sustratos inestables, como los arenosos y los fangosos, no son adecuados para el desarrollo de estructuras arrecifales (Prahl 1985), por lo tanto la diversidad de éstos es mayor entre más consolidados sean los fondos ya que pueden construir su andamio esquelético (Margalef 1991), ésta diversidad solo existe en los arrecifes coralinos, pues no hay otro ecosistema que logre ser tan diverso, lo que genera que los arrecifes produzcan un atractivo importante en el hombre no solo por su belleza escénica, sino por los bienes y servicios que provee, entre los que se haya la posibilidad de pesca para la sobrevivencia. Por tal razón es importante conocerlos para aprender a manejarlos de la mejor manera sin destruirlos.

Los arrecifes coralinos estudiados, se formaron sobre rocas son arrecifes de borde o costeros, se caracterizan por desarrollarse en aguas someras, directamente desde la orilla (Prahl 1985). Las dos Bahías de Capurganá y el Aguacate fueron estudiadas únicamente en la parte somera la cual está dominada principalmente por *Siderastrea siderea*. Debido a la ubicación en el mar Caribe en el noreste del Golfo de Urabá frontera con Panamá, el ambiente es propicio para formaciones coralinas con el único limitante específico del aporte de sedimentos y de agua dulce por el río Atrato y afluentes.

El arrecife suministra lugares seguros para los peces que constituyen el 3% del total de la fauna existente en este ecosistema (Prahl 1989), los peces arrecifales se caracterizan por ser muy abundantes y ricos en número de especies (Margalef 1991), la mayoría son pequeños y sedentarios, estos peces son accesibles a los buceadores, se pueden observar con facilidad porque continúan con sus actividades en presencia de los buceadores excepto por algunas familias de hábitos nocturnos y cripticas (Sale 1991). La comunidad íctica modifica el ecosistema y responde así mismo a los cambios que éste presenta, éste trabajo busca determinar por medio de un análisis comparativo, la estructura de dos comunidades ícticas a través del tiempo en arrecifes someros en las Bahías de Capurganá y el Aguacate, respondiendo a las variaciones estructurales que existen a través del tiempo en la comunidad de peces arrecifales en éstas bahías.

Algunas características distintivas de los peces arrecifales en los trópicos incluyen una alta diversidad de especies, una gran variedad de estructuras morfológicas distintivas, particularmente relacionadas con la alimentación y la natación, especies con ciclos de vida complejos y una alta dominancia de peces perciformes en cuanto a la composición.

Los estudios ecológicos en una comunidad íctica, pueden tener muchos métodos que hacen énfasis en diferentes tipos de patrones dependiendo del propósito de la investigación. En éste caso el estudio busca conocer las características de la comunidad íctica de los arrecifes por medio de diferentes expresiones cuantitativas de su composición y estructura a través de los años, ya que es una comunidad que tiene una gran variedad de especies, muy compleja y diversa de aguas claras y cálidas. La información aquí recolectada permite, por medio de la recopilación de información histórica, que se puedan responder preguntas como por qué la comunidad tiene cierta distribución, comportamiento y sí es estable o no.

3. JUSTIFICACIÓN

Es importante destacar el papel primordial, fundamental y multifuncional que representa la caracterización y elaboración de los conteos o censos anuales con continuidad en las comunidades de fauna y flora de un determinado ecosistema. Es de suma relevancia determinar y conocer realmente que compone un ecosistema y como va cambiando a través de los años, comparando la situación del ecosistema actual con las situaciones anteriores y determinando las variaciones como consecuencia posiblemente de factores como:

- El acelerado crecimiento demográfico en áreas costeras y su consecuente reducción del espacio de los ecosistemas, fragmentación y cambio de uso del suelo.
- La extracción incontrolada e intensiva de recursos, hasta puntos críticos de sobreexplotación o más grave aún hasta su desaparición, debido a la falta de regulación en prácticas de extracción no selectivas, o de la captura de individuos con tallas inferiores a las tallas medias de madurez sexual, entre otros.
- El uso de métodos de captura más “eficientes” en términos de esfuerzo pesquero, que destruyen el ecosistema o los hábitats esenciales para la supervivencia de las especies recurso.

- El incremento desmesurado en la carga sedimentaria y de residuos contaminantes proveniente de fuentes terrestres (INVEMAR 2003).

Estas posibles causas no se evalúan en este trabajo ya que requieren de mucho tiempo y dinero por lo tanto solo serán mencionadas, se recomienda realizar estudios relacionados con éstas problemáticas.

Cuando son alteradas algunas de las condiciones normales de estos ecosistemas como la salinidad, temperatura, concentración de nutrientes etc, las especies que los habitan, entre ellas las que conforman la comunidad íctica, se ven severamente afectadas, haciendo evidente la disminución de la diversidad característica presente en un arrecife de coral (Torres 1993, Odum 1972). Por esto es importante determinar si hay variaciones o no dentro del ecosistema a través del tiempo.

Para el 2008, según el informe del estado de los ambientes marinos y costeros de Colombia realizado por SIMAC (INVEMAR 2008), hay un total de 47 aportes al conocimiento de estado de los arrecifes coralinos en Colombia, enfocados principalmente a las temáticas de caracterización y Biología de organismos, donde para la zona de Capurganá de estos 47 aportes solo hay 3 estudios, relacionados con Caracterización (comprende qué, cómo y dónde) y Distribución (comprende únicamente dónde y cuánto), siendo así que es importante la presente investigación como un aporte nuevo al conocimiento de la zona. Según el sistema de información sobre biodiversidad marina y los estudios realizados para la zona de Capurganá hay un total de 37 familias, 75 géneros y 146 especies de peces, dentro de éstas especies hay un total de 14 especies que se encuentran en cierta categoría de amenaza según la UICN, es importante saber si aún existen individuos de éstas especies y en qué cantidades. Es una de las zonas que a pesar de la importancia turística de los últimos años (Acero 1987) es de las menos estudiadas de Colombia (Prahl 1985, Acero 1987) o con poca información publicada.

4. OBJETIVOS

A. Objetivo general

Determinar por medio de un análisis comparativo a través del tiempo, la estructura de dos comunidades ícticas, en términos de riqueza, abundancia y diversidad, en los arrecifes someros de las Bahías del Aguacate y Capurganá.

B. Específicos

- Establecer la abundancia y densidad relativa de la comunidad íctica del arrecife somero para cinco años en la Bahía de Capurganá y Ensenada del Aguacate.
- Determinar la riqueza íctica del arrecife somero para el periodo de tiempo estudiado, en las dos zonas estudiadas.
- Establecer la diversidad íctica del arrecife somero para cinco años en las dos zonas de estudio.
- Comparar las riquezas, abundancia, densidad y diversidad a través de los diferentes años en la Bahía de Capurganá y en la Ensenada del Aguacate.

C. HIPÓTESIS

Hay diferencias significativas a través de los años en la estructura de la comunidad de peces arrecifales pertenecientes a la Bahía de Capurganá y en la Ensenada del Aguacate.

5. MARCO TEÓRICO

A. Antecedentes

Hay muchos estudios realizados que actualmente se desarrollan en diferentes comunidades de los arrecifes en Colombia, y en arrecifes en general. A continuación se presentan trabajos realizados en arrecifes coralinos y en peces de arrecife, ordenados de la siguiente manera, 1) internacionales, 2) nacionales y 3) locales.

En el trabajo desarrollado por Sale (1996) se discute cuál es la naturaleza de la forma, como se estructuran los peces en los arrecifes, su distribución geográfica, y el ciclo de vida, haciendo comparaciones temporal entre el Caribe y la gran barrera de coral de Australia.

El proyecto Arrecifes en Peligro en el Caribe fue creado para contribuir a los esfuerzos de protección y restauración de estos valiosos y amenazados ecosistemas. Su propósito es dotar a los que toman las decisiones y al público en general, de información y herramientas para el manejo más eficiente de los hábitats costeros. El proyecto consiste en recopilar, integrar y difundir información clave sobre estos recursos en todo el Caribe. Ésta recopilación tiene dos objetivos: por un lado, elevar la conciencia sobre el valor y los peligros que se ciernen sobre los arrecifes, y por otro, fomentar los esfuerzos de protección y restauración. Haciendo un análisis de la condición en la que se encuentran los arrecifes del mundo (Burke & Maidens, 2005).

Luckurst y Luckurst en 1978 investigaron el uso diurno del espacio en 25 especies de peces arrecifales residentes en 3 profundidades distintas en Curazao, Antillas Holandesas; utilizando censos visuales. Reafirmaron que el espacio es uno de los recursos más limitados en el arrecife.

Carpenter y colaboradores en 1981, estudiaron la influencia de la estructura del sustrato en la abundancia y diversidad de peces arrecifales en las Filipinas, mediante técnicas visuales y transectos; encontraron una relación entre la abundancia de peces, la complejidad y tipo de sustrato.

Sale y Douglas (1984) estudiaron la variación temporal de las comunidades de peces en parches arrecifales de Australia, mediante censos visuales. Concluyeron que el tamaño del arrecife puede estimar el número aproximado de especies de peces que soporta el arrecife.

Wells (1988) desarrolló un trabajo de investigación donde observó los arrecifes coralinos del Atlántico dentro de los que observó los del Golfo de Urabá y los arrecifes del Pacífico Este.

Los estudios realizados sobre la fauna marina íctica en Colombia fueron iniciados en la segunda mitad del siglo pasado y a partir de ese punto numerosos trabajos han permitido vislumbrar las enormes dimensiones de nuestra biodiversidad de peces (Mejía y Acero, 2002).

En los años 70, Dahl (1971) escribió sobre la ictiofauna en Cartagena, pero no especificó sobre lo existente en los arrecifes. Uno de los primeros esfuerzos por tener inventarios de ictiofauna arrecifal en el Caribe se desarrollaron en Santa Marta y Cartagena por Palacio (1974).

En 1990 Márquez hizo un análisis arqueológico, inventarios de recursos naturales, estudios geológicos y biológicos, elaboradas descripciones de las entidades que contienen el mar y las ciénagas, tesis sobre la evolución del uso humano de la naturaleza, trabajos sobre la realidad y las posibilidades del proceso económico en la región Caribe.

Existen informes desarrollados por el SIMAC desde el 2002 hasta la actualidad “Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia” estos discuten las condiciones en las que se encuentran los ecosistemas de arrecife de coral en Colombia con relación a como se encontraban en años pasados, analizando todas las partes del ecosistema desde los corales artrópodos, algas, peces, etc. (INVEMAR, 2004).

Cuadrado en el año 2002, comparó la estructura de la comunidad de peces de 5 arrecifes coralinos, en el Caribe Colombiano, mediante la técnica del CVR (censo visual rápido). Encontró grandes similitudes entre las diferentes comunidades.

En el Caribe Colombiano Torres (1993), estudió la abundancia y diversidad de 26 familias de peces arrecifales en cinco zonas diferentes, por medio de censo visual rápido.

Existen muchas tesis en las que se han hecho estudios acerca de la estructura de peces arrecifales, en la zona del Caribe, solo se mencionan las que se usaron en ésta tesis como: Gamba en el 2003, estudió la estructura de la comunidad de peces arrecifales en cuatro zonas diferentes, por medio de la técnica de Conteo Visual Rápido. En el año 2002 Maz determino la estructura de la comunidad de peces de un arrecife artificial en la isla de San Andrés, por medio de conteo visual Rápido. Gonzales (2002) desarrollo una caracterización de la estructura de las comunidades ícticas en la zona arrecifal de isla Aguja, Parque Nacional Natural Tayrona.

Díaz et, al. (2000), hace una recopilación de información sobre las áreas coralinas de Colombia, aclara que las formaciones coralinas del Urabá chocono han sido poco estudiadas y solo se cuenta con los estudios de Prah y Erhardt (1985) y Wells (1988).

Colciencias apoyó investigaciones realizadas sobre las formaciones arrecifales de la Bahía de Neguange y de la zona de Urabá, entre Zapzurro y Acandi, ésta fue de las primeras investigaciones que se realizaron en la zona reportando a *Siderastrea siderea* como un coral dominante en la zona. (Werding y Manjarres, 1978).

Uno de los primeros trabajos realizados en la zona con relación a peces fue en 1980 por Smith-Vaniz el cual hace una revisión en el Atlántico oeste, pero solo trabaja el género *Hypsoblennius* (Acero 1987).

El trabajo hecho por Acero en el año 1987 en la expedición Urabá II, sobre los peces marinos hallados en el Urabá recolecta información base de las especies presentes en la zona y un primer acercamiento a las condiciones en las que se encuentran (Acero 1987), existe una expedición Urabá I la cual se realizó en 1977, pero no se encontró el documento.

B. Marco conceptual

La comunidad biótica es una reunión natural de poblaciones de diversos tamaños que viven en un área o en un hábitat físico determinado; es la parte viva del ecosistema. Las comunidades tiene productores, macro-consumidores y micro-consumidores, dentro de estos

grupos hay especies que controlan en gran parte la corriente de energía y se designan dominantes ecológicos, generalmente son un número relativamente pequeño de especies las que controlan la comunidad, éstas especies dominantes son en sus respectivos grupos tróficos las que presentan la mayor productividad (Odum 1972).

Las comunidades pueden clasificarse según sus características estructurales, el hábitat físico o sus atributos funcionales, en este caso la comunidad que se va estudiar se clasifica en base al hábitat en el que se encuentra, el arrecife de coral, donde las especies son altamente características, en las bahías de Capurganá y el Aguacate.

La estructura de la comunidad resulta de la distribución de organismos en un medio y su actividad recíproca (Hutchinson 1953), el medio tiene una estructura física y los organismos una estructura biológica, cada uno de estos se pueden analizar de diferentes formas por estratificación vertical, zonación, periodicidad, organización reticular en las cadenas de alimentos, asociación de progenitores y descendientes, manadas o rebaños, coactivos, y estocásticos (Odum 1972). Para este estudio se analizara la estructura de forma cuantitativa en términos biológicos de periodicidad y zonación, abarcando abundancia, riqueza, diversidad y los cambios temporales de las comunidades. Estos aspectos de la estructura de una comunidad, a su vez, influyen intensamente en el funcionamiento de la misma (Krebs 1985).

La riqueza se determina por el número de especies presentes en un ecosistema, existen factores que influyen directamente en la riqueza, como el tiempo, porque la diversidad es un producto de la evolución y, en consecuencia depende del tiempo durante el cual las comunidades se han desarrollado en forma ininterrumpida (Krebs 1985), todas las comunidades se diversifican con el paso del tiempo, de modo que las más antiguas tienen un número de especies mayor que el de comunidades jóvenes. La heterogeneidad espacial es otro factor que al ir aumentando la complejidad del medio ambiente físico las comunidades también se van volviendo más complejas. La competencia se da cuando el factor recurso es quien está determinando el grado de competencia, ya que mantienen las poblaciones limitadas. La estabilidad ambiental permite que el número de especies aumente a medida que la estabilidad también aumenta (Pianka 1988).

La densidad de la comunidad es la magnitud de ésta expresada en relación con alguna unidad de espacio, en este caso es el número de individuos por unidad de superficie (Odum 1972), para este estudio se trabajo con abundancias relativas ya que no se tiene el total del área del ecosistema y tampoco el total de las especies que podrían estar presentes, y abundancias apreciativas las cuales se obtienen por medio de apreciaciones del investigador por lo tanto pueden conllevar a un margen de error (Ramírez 2006).

La diversidad en este trabajo se considera como un número simple, que evalúa las especies en número de individuos, es una descripción cuantitativa de la comunidad, en un instante de tiempo. Se abordo por medio de índices como Shannon el cual demuestra los cambios que experimenta la diversidad como consecuencia de alteraciones en el ecosistema (Margalef 1991). Todo cambio se debe a la sustitución de un individuo de una especie por uno de otra. Según Margalef (1991) este índice da valores mayores a medida que se constituyen cadenas alimentarias, por el contrario ha de disminuir durante cualquier transición.

La comunidad puede diferir en cuanto a diversidad según Pianka (1982) de varias maneras: las comunidades multiformes pueden, 1. Contener una gama mayor de recursos disponibles es decir un espacio mayor del hipervolumen total del nicho. 2. Sus especies componentes pueden por término medio presentar amplitudes de nichos más pequeños, es decir, que cada especie podría explotar una fracción más pequeña del nicho. 3. Dos comunidades con un espacio y una amplitud media de nichos idénticos, pueden diferir en la diversidad de especies si difieren en el grado medio de solapamiento de nicho, ya que un mayor solapamiento significa que son más las especies que pueden explotar cualquier recurso. 4. Alternativamente en las comunidades que no tienen todas las especies que podrían contener la diversidad de especies puede variar con el grado de explotación de todo los recursos disponibles por tantas especies distintas como sea posible.

Ecosistemas coralinos

Los arrecifes son aquellas porciones del paisaje marino moldeadas y dominadas por la presencia de los procesos geomorfológicos y ecológicos de formaciones coralinas que constituyen uno de los escenarios más característicos de las costas tropicales. Las áreas coralinas además de las formaciones coralinas que le dan su nombre, comprenden una serie

de biotopos y hábitats asociados, usualmente distribuidos en forma de mosaico, que se distinguen entre sí por la naturaleza física del sustrato, por componentes bióticos conspicuos que cubren el fondo (Díaz et, al. 2000) por lo general forman un banco que desde el fondo marino se eleva hasta la superficie del agua. Su consistencia es lo bastante sólida como para resistir los embates del oleaje protegiendo de la erosión en las costas; forman un recinto de muchos años de duración que está subdividido, para habitantes con características específicas (Schuhmacher 1978) esto permite que exista la más alta diversidad de especies de todos los ecosistemas marinos explorados, soportando un cuarto de todas las especies marinas; es un sistema con varias partes que interactúan entre sí; son dinámicos, cambiantes y se pueden estudiar sus partes o el sistema completo (Sale, 1996). Ésta diversidad de organismos vivientes, al mismo tiempo juega un papel importante en la fijación de gas carbónico ya que el coral está compuesto por carbonato de calcio. Éste ecosistema es complejo y presenta una estructura conformada por grandes biomásas de plantas y animales (Marquez, 1990) que están limitados a aguas claras y a zonas poco profundas, generalmente por encima de los 50m y con salinidad relativamente alta (Díaz et, al. 2000a).

Las diferentes estructuras tridimensionales del arrecife crean diferentes condiciones de luminosidad y modifican el curso de las corrientes. Se producen también gradientes de temperatura, nutrientes y oxígeno entre las diferentes zonas (Gonzales 2002). Generalmente están distribuidos mundialmente en la franja tropical. La región con mayor desarrollo de estructuras arrecifales y mayor diversidad de organismos arrecifales es el Indo-Pacífico, incluyendo el Mar Rojo y la Polinesia. La región con menor desarrollo está en el Atlántico oriental y el Pacífico americano. “El atlántico occidental, en particular el mar Caribe, ocupa una posición intermedia” (Díaz et, al. 2000a).

Hay dos tipos básicos de formaciones coralinas, las comunidades y las alfombras de coral, que son desarrollos incipientes con corales dispersos o continuos, que no muestran un crecimiento superpuesto ni modifican la topografía; las comunidades coralinas por su parte son estructuras topográficas que resultan del crecimiento superpuesto de generaciones sucesivas de coral. Estos últimos presentan cuatro formas diferentes (Márquez 1990):

- “Arrecifes costeros, crecen pegados a la costa.

- Arrecifes barrera, crecen paralelos a la costa y separados de ésta por una laguna.
- Atolones, que se desarrollan en mar abierto y tienen forma de anillo con una laguna central.
- Arrecifes parche y bancos de coral, crecimientos masivos aislados de coral, que no tienen una configuración específica”.

Las formaciones coralinas presentes en las bahías revisadas en este estudio son los clásicos ejemplos de arrecifes costeros o de borde, el sustrato dominante es el rocoso de origen basáltico, perteneciente a las estribaciones costeras de la serranía del monte Tacarcuna. Es una zona que se encuentra bajo la influencia de frentes marinos de la corriente de San Blas. Se caracteriza por tener formaciones coralinas de transición, fuertemente influenciadas por condiciones estuarinas subóptimas, ya que hay un efecto directo del río Atrato y de las aguas estuarinas del golfo (Prah 1985).

Arrecifes del Caribe colombiano

Colombia es el único país suramericano con costas en los océanos Pacífico y Atlántico. En el Pacífico se encuentran cuatro localidades con áreas coralinas, en torno a la Isla de Gorgona, en la Ensenada de Utría, en inmediaciones de Punta Tebada y en la Isla de Malpelo. En el Caribe, hay un total de 21 áreas, las cuales ocupan una extensión de menos de 3000 km², de los cuales más de dos terceras partes se localizan en el archipiélago oceánico de San Andrés y Providencia. Las áreas coralinas del Caribe son más heterogéneas y albergan una mayor cantidad de especies de coral que las áreas del Pacífico (Díaz et, al. 2000a). Ésta heterogeneidad no se presenta en la zona, ya que hay una dominancia de *Siderastrea siderea* (INVEMAR 2003).

La zona costera del Caribe continental colombiano es el resultado de la interacción de múltiples condiciones relacionadas con los aspectos geológicos, hidrodinámicos y atmosféricos e incluso actividades antrópicas y bióticas, que dan como resultado a costas en equilibrio o estables y costas sometidas a la erosión o en retroceso (Marín et, al. 2005 en INVEMAR 2005). La costa del Urabá está formada por acantilados rocosos, regularmente interrumpida por playas y ensenadas protegidas del oleaje como Capurganá. Los cambios en

el nivel del mar se evidencian en las terrazas calcáreas que bordean todo el litoral rocoso, soportando oleajes y corrientes fuertes en diferentes épocas del año (Díaz et, al 2000, INVEMAR 2003).

La costa Caribe colombiana presenta las condiciones ideales de PH, corrientes, temperatura, sustrato y clima, entre otros, que permiten un crecimiento de comunidades de arrecifes, pero debido a la presencia de grandes ríos y la predominancia de ambientes sedimentarios, los arrecifes coralinos son escasos en las costas colombianas y por ello constituyen aquí un recurso máspreciado que en otras naciones con formaciones más extensas (Garzón-Ferreira, 1997, en INVEMAR 2004). En el Urabá el limitante es el gran aporte de sedimentos por parte del rio Atrato y sus afluentes (Prahl 1985).

Ictiofauna Colombiana

Los peces constituyen uno de los componentes bióticos más notorios de los arrecifes coralinos, modifican la estructura del sustrato bentónico y se convierten en el principal conducto del flujo de materia y energía (Wainwright y Bellwood, 2002), dependen del sustrato para obtener alimento, refugio o ambos. Dentro de los arrecifes coralinos los peces son una parte fundamental pues contribuye a su dinámica alimenticia y morfológica (Acero 1984). Los peces constituyen el 3% de la fauna del arrecife y se han adaptado al medio con mimetismo, camuflaje y moviéndose en cardúmenes.

Cumplen un importante papel dentro del ecosistema las especies de la familia SCARIDAE al controlar la población de algas que sin ellos proliferarían, al abrir nuevos espacios para que se fijen larvas de esponjas y plánulas de corales y octocorales y al abonar con sus excrementos permitiendo la circulación de nutrientes. “Ésta circulación sucede de la siguiente manera las algas al ser consumidas digeridas y evacuadas por los peces herbívoros, hacen que los nutrientes vuelvan al medio para ser reutilizados, permitiendo el crecimiento de fitoplancton, base para la red alimenticia del arrecife” (Prahl 1989).

Además de los peces herbívoros existen los peces que se alimentan de pólipos coralinos y otros pequeños invertebrados, están adaptados con una trompa terminada en punta, también

existen los que se alimentan de corales que rompen y destrozan con sus mandíbulas y placas dentarias las colonias coralinas, son animales lentos que para evitar la predación tienen un cuerpo cubierto de placas óseas o cubierto de espinas venenosas entre otras cosas como las especies de la familia OSTRACIIDAE.

Los peces que ramonean son muy ágiles pues necesitan moverse para ir en busca de alimentos como las especies de la familia ACANTHURIDAE. Hay peces grandes y gregarios que habitan en aguas abiertas pero al anochecer se acercan al arrecife para alimentarse y protegerse, dejando allí sus residuos orgánicos, que constituyen una importante fuente de energía para el coral. Algunas especies como *Holocanthus ciliaris*, viven generalmente en parejas. Otros se mueven en grandes cardúmenes recorriendo el arrecife y ramoneando algas del sustrato como las especies de la familia ACANTHURIDAE, existen algunos peces territoriales quienes cultivan y cuidan su propio jardín de algas, depositando sus huevos en estos jardines como *Stegastes*. También existen los peces que limpian a sus congéneres como las especies de la familia LABRIDAE, estos conservan saludable a la población arrecifal. Entre los peces existen numerosos que defienden el territorio, especialmente en los arrecifes, generalmente son especies propias de sustratos estables, el territorio generalmente solo tiene valor para individuos de la misma especie pero contados casos (POCENTRIDAE) se defiende frente a especies vecinas, en cuyo caso se considera como un elemento de competencia (Margalef 1991).

La comunidad íctica se encuentra en todos los hábitat del arrecife de coral, las especies de peces responden de manera diferente a las diversas escalas espaciales del arrecife, además presentan características especiales para cada espacio de los arrecifes, por esto es importante la estructura del hábitat para la comunidad de peces (Maz 2002). Los hábitats estructuralmente complejos ofrecen más variedad de microhábitats distintos que los hábitats sencillos, por lo tanto estos hábitats más heterogéneos contienen más especies que los hábitats homogéneos.

Los peces pobladores del arrecife y de las lagunas arrecifales no se pueden multiplicar en exceso ya que pueden poner en peligro tanto el entorno como su propia especie, por lo tanto deben tener un control, uno de estos casos es el de los peces predadores de otros peces que

mantiene la población controlada como la barracuda y la morena. Como se puede comprender la existencia de uno depende de la de los otros, todo en la permanente tendencia de un delicado equilibrio (Prahl 1989). El equilibrio en la dinámica y la estructura de la comunidad íctica se alcanza entre un año y máximo cinco años, aunque variaciones estacionales entre el equilibrado número de especies y individuos, ocurre con frecuencia y puede tener más influencia que la sucesión, debido a la edad del arrecife. Este patrón de rápida colonización es constante en colonias grandes como pequeñas (Maz 2002).

La dinámica de la comunidad de peces arrecifales se basa fundamentalmente en dos teorías: la teoría del orden, la cual sostiene que éstas comunidades son equilibradas en la naturaleza y son temporalmente estables y predecibles; según ésta, los peces arrecifales tienen requerimientos de hábitats muy precisos que reducen la competencia por los recursos limitados; al reducirse la competencia permite una riqueza de especies alta y el resultado es una comunidad aparentemente constante y ordenada (Smith, 1973; Smith & Tyler, 1975; y Gladfelter et, al., 1980 en Muñoz & Obregon, 1994 en Maz 2002) la segunda teoría es la del caos (Sale, 1980), la cual afirma que la composición de las comunidades de peces arrecifales es impredecible, su estructura y dinámica es principalmente estocástica, siendo determinada por la colonización de juveniles al impredecible espacio disponible.

Estabilidad del ecosistema y sus comunidades

Existen dos definiciones diferentes para estabilidad según Steele (1976), la que se asume en este trabajo es el grado de persistencia de un patrón en el tiempo, debido seguramente a que las características físicas del ambiente de una comunidad de organismos a existido por un periodo largo de tiempo. Las comunidades muy diversas se forman en donde el ecosistema ha sido estable por un largo tiempo, a su vez la comunidad de organismos es más estable (Steele 1976), si hay algún tipo de perturbación la comunidad tendría algún tipo de respuesta, ya que las comunidades tropicales, las cuales son muy diversas, son altamente susceptibles a perturbaciones en el medio (Paine 1969 en Steele 1991), pero al mismo tiempo se ha propuesto que la alta diversidad hace que las comunidades sean resistentes a perturbaciones en el medio (MacArthur, 1955 en Steele 1991).

La estabilidad se logra por medio de tres circunstancias la primera donde hay una selección por saturación en el sentido que el ambiente está ocupado completamente o selección por interacciones en un ambiente que es principalmente favorable y relativamente estable, la segunda circunstancia se da donde la selección se da por explotación, donde el ambiente es intermitentemente favorable y no favorable, o ambientes que únicamente temporalmente son favorables, la tercera circunstancia se da cuando la selección la hace la adversidad porque el ambiente es permanentemente desfavorable y limitante y solo en algunos momentos permite el crecimiento de la comunidad (Whittaker 1975).

La estabilidad es un tema de discusión, ya que se han llegado a diferentes conclusiones con diferentes experimentos. May (1973) observó que la estabilidad matemática disminuye con la complejidad en las comunidades reales, no están construidas al azar. Mientras que Mac Arthur (1955) sugirió que la estabilidad de las poblaciones de una comunidad aumenta con el número de enlaces tróficos distintos entre las especies y con la equidad del flujo energético para las distintas cadenas alimentarias, por lo tanto el autor argumenta que habrá más equilibrio entre más enlaces tróficos existan en una comunidad.

Causas del deterioro de los arrecifes

Las causas del deterioro del ecosistema coralino han resultado inciertas o imposible de determinar en muchos casos, debido a la escasez de buenas bases de datos, en general es un problema muy complejo y con frecuencia han actuado simultáneamente diversos factores, tanto de origen natural como antropogénico, de modo que efectos aditivos o sinérgicos pueden haber acentuado los procesos de degradación (Birkeland 1996).

Existen causas naturales como los cambios bruscos en los niveles de temperatura, como los que ocurren en el fenómeno El Niño y el calentamiento global, dando como resultado el blanqueamiento de los corales. Los huracanes pueden causar deterioro que puede contribuir localmente a la disminución de especies (Díaz 1995). La exposición al aire y la radiación solar directa durante mareas extremadamente bajas es otro factor natural que se da en la costa del

Pacífico. Las enfermedades también son causantes de mortandades importantes en los arrecifes (Díaz et al. 2000a).

Otros agentes recientemente considerados como causantes de deterioro, son consecuencia de otros factores como la sobre pesca, la cual elimina especies y a su vez aumenta el número de otras, como resultado de las interacciones, como depredación de tejido coralino por parte de los peces loro. El territorialismo del pez damisela en muchos casos produce daños extensivos del tejido. Las algas son otros agentes que tienden a desplazar a los corales y modificar el arrecife (Díaz et al. 2000a).

Entre los principales signos de deterioro está la reducción progresiva de la cobertura coralina viva y el paso a la dominancia de las algas bentónicas, la ocurrencia de mortandades masivas de diversos organismos arrecifales (corales duros, abanicos de mar, erizos), la proliferación de blanqueamientos, el incremento de enfermedades coralinas y la escasez de recursos pesqueros (INVEMAR 2004).

Existen también causas antropogénicas de deterioro de los arrecifes coralinos, las principales en Colombia son la tala y quema indiscriminada de bosques, reforestación restringida, deficiencias en la tecnología agrícola, degradación de los cuerpos de agua por vertimientos de residuos domésticos y otros, explotaciones mineras, contaminación del aire debido a las emisiones producidas por el parque automotor y la industria, ruido, olores ofensivos, contaminación del suelo por el uso inadecuado e intensivo de plaguicidas y fertilizantes (INVEMAR 2005). En la costa Caribe la sedimentación, ocasionada por la deforestación y la consecuente erosión por esorrentía, es uno de los agentes principales debido a las grandes descargas de grandes ríos como el Magdalena, el Sinú, y el Atrato (Díaz et al. 2000a).

El análisis de más de 3.000 cuencas hidrográficas en toda la región Caribe demostró que un 20% de los arrecifes coralinos están bajo un alto nivel de amenaza, y cerca de 15% bajo amenaza media por el daño causado por el aumento de los sedimentos y la contaminación, derivados de los campos agrícolas y otras modificaciones de la tierra (Burke 2005). Para la zona del golfo de Urabá el cual recibe las descargas del río Atrato y otros ríos como el León y Leoncito, que arrastran residuos de agroquímicos y metales resultantes de las actividades agrícolas y mineras de la zona. A esto se suman los residuos de hidrocarburos y nutrientes

provenientes de las localidades ubicadas sobre las orillas, como Turbo y Necoclí, lo que resulta en niveles elevados y persistentes de contaminantes que hacen del golfo una de las zonas más críticas del país por la contaminación marina y costera (INVEMAR 2003).

Cerca de un tercio de los arrecifes de la región Caribe están amenazados por las presiones asociadas al desarrollo costero, incluyendo las descargas de las aguas residuales, las aguas de drenaje urbano, la construcción y el desarrollo turístico (Burke 2005).

C. Diagrama conceptual

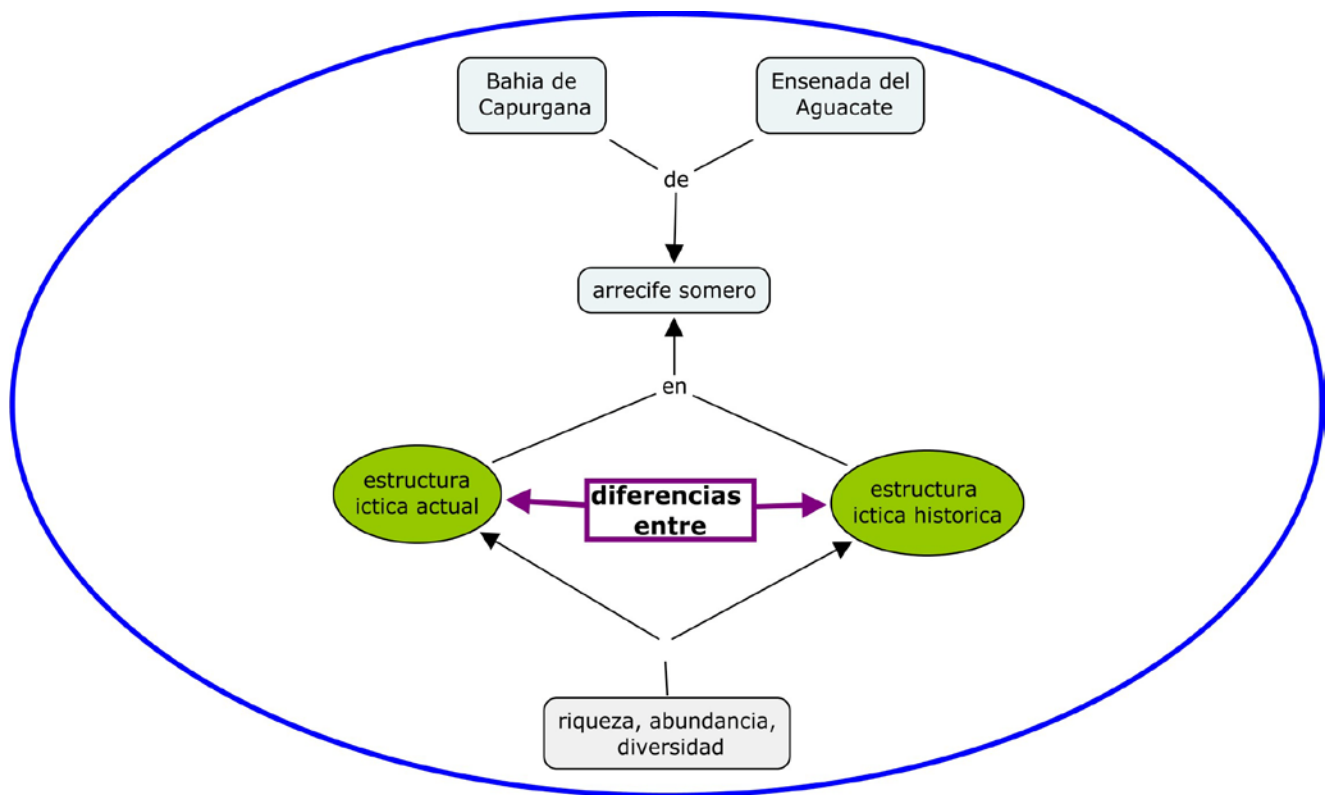


Figura 1. Diagrama conceptual.

6. ÁREA DE ESTUDIO

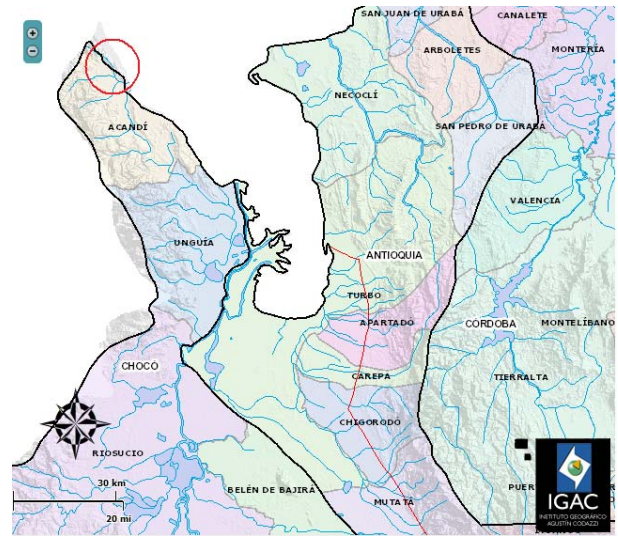


Figura 2: Mapas del area de estudio. Occidente del Golfo de Urabá. El círculo rojo y los puntos rojos dan la ubicacion de las areas de estudio (Igac 2010, INVEMAR 2003).

La Bahía de Capurganá y la Ensenada del Aguacate están en el departamento de Chocó en la parte noroccidente de Colombia, cerca de la frontera con Panamá, hacen parte del municipio de Acandí, hacia el norte a 40min en lancha se encuentra la Ensenada del Aguacate, de ahí 15min en lancha hacia el norte se encuentra la Bahía de Capurganá (figura 2). La zona presenta importantes descargas de agua dulce del rio Atrato el cual tiene un curso de aproximadamente 700 km y un área de 36000 km², desemboca en el Golfo de Urabá en donde forma un delta fluvial liberando una descarga de sedimentos de aproximadamente 11 millones de t año⁻¹ (Restrepo y Kjerfve, 2000) además de los numerosos arroyos, por esto las condiciones del agua no son apropiadas para el crecimiento de corales, sin embargo, en la parte más al norte del costado oeste del golfo

donde la serranía del Darién configura el paisaje costero, se han logrado desarrollar arrecifes coralinos franjeantes y de parche (Garzón-Ferreira et al. 2002).

La franja marina, contrasta con los asentamientos humanos de los respectivos municipios, generando una transición de ecosistemas naturales transformandolos (cultivos, potreros, rastrojos, estanques y bosques, principalmente). La calidad ambiental de las aguas del Golfo de Urabá está influenciada por los ríos que desembocan en él, que son a la vez la principal fuente de contaminación debido a que reciben residuos de agroquímicos (cultivos de banano y plátano), el vertimiento de aguas residuales domésticas y de residuos sólidos provenientes de los asentamientos humanos y también de las actividades turísticas; la actividad portuaria y el transporte marítimo, que vierten hidrocarburos al mar (INVEMAR et, al. 2008).

En éstas áreas cerca a la frontera con Panamá el litoral está formado por playas abiertas, con presencia de ecosistemas de manglares, humedales, bosques, praderas de pastos marinos (INVEMAR et, al. 2008), acantilados rocosos que se prolongan en el mar hasta 15-30m de profundidad, dando paso por lo general a fondos arenosos y lodosos de suave inclinación, aunque en algunos sectores vuelve a aflorar en forma de islote como es el caso de terrón de azúcar y Isla Narza. En términos generales, el desarrollo arrecifal, diversidad y la cobertura viva de coral sobre el fondo se incrementa en sentido SW-NW (Díaz et, al. 2000a). Las formaciones coralinas que se encuentran son tapetes y arrecifes coralinos franjeantes, fondos rocosos, algas calcareas, octocorales praderas de pastos marinos y llanuras de arena, estos conforman mosaicos con características muy especiales que alojan en conjunto una increíble diversidad de organismos (Díaz et, al. 2000a).

El clima en la región Caribe es estacional debido a la migración a lo largo del año de la zona de convergencia intertropical que determina la intensidad y persistencia de los vientos alisios del NE. Cuando la zona de convergencia intertropical se encuentra al sur de la región (diciembre a abril), los vientos del NE ejercen su mayor influencia y marcan el

periodo de sequía. Cuando la zona de convergencia intertropical se desplaza hacia el norte sobre la región (mayo a noviembre), sobreviene la época de lluvia, con predominancia de calmas en la mitad septentrional y vientos del sur en la mitad meridional de la región. Predomina en la región la corriente del Caribe que fluye de SW - NE, paralela a la costa y hace parte del giro Panamá – Colombia. (Díaz et, al. 2000a).

La precipitación promedio anual del área, oscila entre los 4.000 – 8.000 mm. La temperatura promedio anual es de 27.3° C la máxima de 40° C y mínima de 19.2° C, según datos del Himat (IGAC 1980). La humedad relativa de la región tiene valores que fluctúan entre 81.5% y 85%. Los vientos que predominan en la región son procedentes del occidente, concretamente del Océano Pacífico, con vientos Alisios que provienen del Atlántico, que ocasionan con frecuencia remolinos en la región. Entre los meses de diciembre y abril predominan los vientos del norte y en el resto del año provienen del Pacífico (IGAC 1980).

Las zonas de estudio y algunas de sus generalidades son:

A. Bahía de Capurganá

El arrecife donde se realizó el estudio está ubicada a unos 250 metros de la costa a 8° 38' 20.4" N – 77° 20' 31 40.8" O, frente al extremo norte de la población de Capurganá (figura 5b y figura 3), el arrecife tiene una profundidad de 1.5 – 2m con una cobertura coralina del 60% y está formada básicamente por grandes colonias de *Siderastrea siderea* que se levanta considerablemente sobre el fondo constituyendo terrazas planas (Garzón-Ferreira et, al. 2002). La zona está expuesta al tráfico constante de las lanchas, que le han generado muchos daños al arrecife ya que está muy superficial; hay una fuerte corriente, por lo tanto hay muy poco o ningún coral blando en ésta área somera, el oleaje es fuerte dependiendo de las estaciones (Díaz-Pulido 2004).

Es importante mencionar que a ésta bahía desemboca el río Capurganá, el cual está ubicado al sur del arrecife, los sedimentos liberados por este río no llegan al arrecife directamente (observación del investigador), pero dependiendo de la época del año y los cambios de dirección en la corriente pueden dirigir los sedimentos del río hacia el arrecife de coral. Existe además de este río una quebrada llamada la Carolina (figura 3), a donde se vierten la mayoría de las aguas residuales del pueblo, está ubicada horizontal al

arrecife por lo tanto todos los sedimentos llegan directamente al arrecife especialmente cuando es época de lluvia.



Figura 3. Imagen de la Bahía de Capurganá.

B. Ensenada del Aguacate

Se encuentra localizada a $8^{\circ} 37' 0.2''$ N – $77^{\circ} 19' 36.7''$ O, al sur de la Bahía de Capurganá, el transecto está al fondo de la ensenada “El Aguacate” más o menos a unos 40 m de la costa (figura 4 y 5b). Este arrecife está a una profundidad de 1.5 - 2m, con una cobertura coralina del 47% y está conformado por colonias de *Siderastrea siderea* que forman terrazas planas (Garzón-Ferreira et al. 2002). El arrecife tiene los límites muy claros ya que tiene un corte abrupto hasta la profundidad de 5-7m. Donde termina *S. siderea* se presenta un talud de pendiente suave dominado por *Agaricia tenuifolia*, alga filamentosa y *Lobophora* sp. después a los 11m se inicia la arena (Garzón-Ferreira et, al. 2002). El

arrecife en sus límites se ve expuesto al tráfico de lanchas sobre todo en la época donde hay mucho turismo, el oleaje y la corriente no son muy fuertes ya que está protegida por la ensenada del mar abierto. La ensenada presenta arrecifes en los dos costados el norte y el sur, la investigación se realizó en el costado norte, a Barlovento (González 2010).

En ésta ensenada desembocan cuatro quebradas (figura 4), liberando sedimentos a los arrecifes, de norte a sur hay una quebrada que desemboca en el costado norte de la ensenada, al fondo, en ésta quebrada se vierten las aguas residuales de una casa - restaurante, los sedimentos de ésta quebrada llegan directamente al arrecife. Un poco más al sur, desembocan dos quebradas en el fondo de la ensenada. La última quebrada se ubica casi donde termina la ensenada, ésta desemboca en el arrecife del costado sur.



Figura 4. Imagen de la Ensenada del Aguacate.

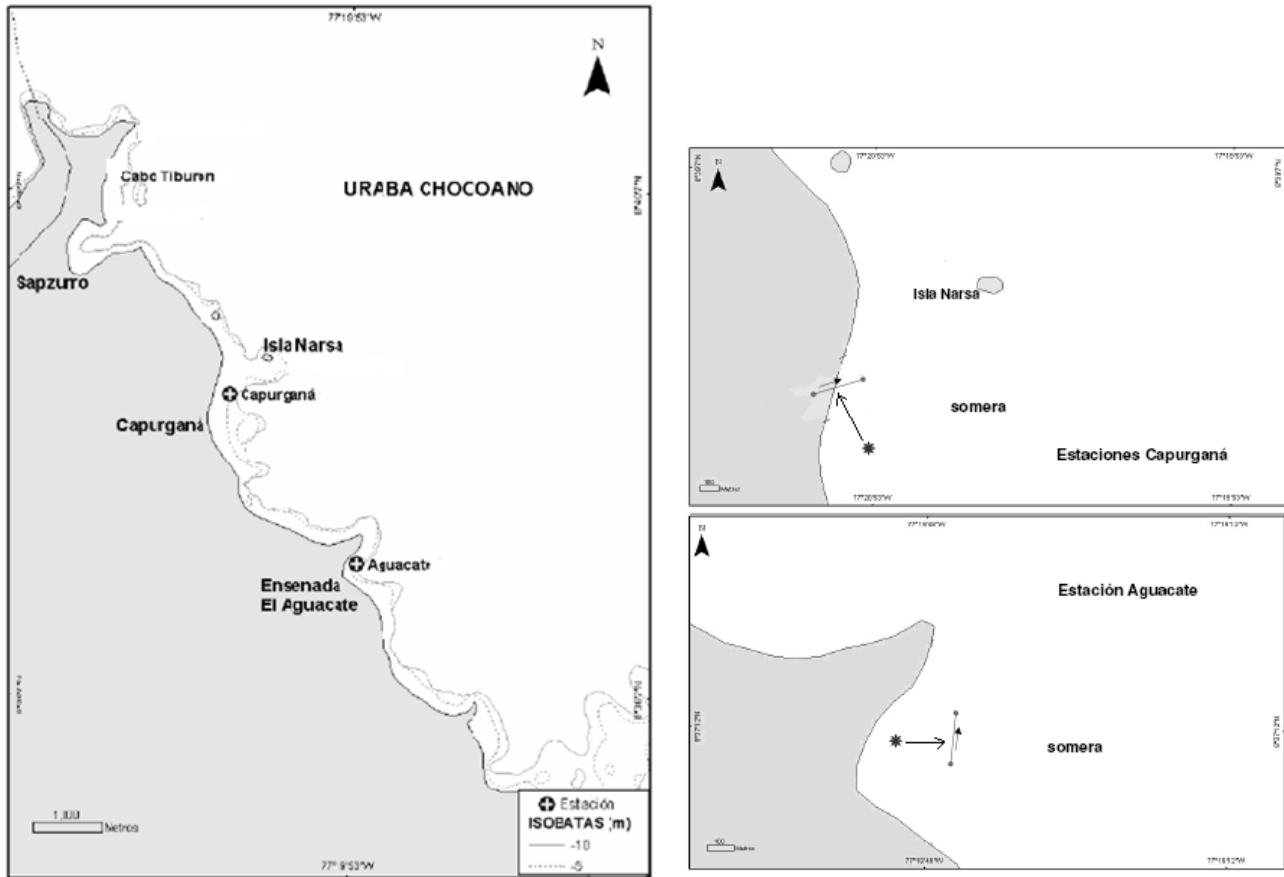


Figura 5. Ubicación de los transectos en las dos zonas.
(Modificado de Garzón-Ferreira et. al. 2002)

7. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Fase 1 preliminar

Se hizo una revisión bibliográfica sobre las condiciones ambientales, cambios demográficos, turismo e historia de la zona desde el año 2002 hasta el año 2009, además se pidieron datos en bruto de la riqueza, abundancias y diversidad de estos años al sistema nacional de monitoreo de arrecifes coralinos en Colombia SIMAC (INVEMAR), con los cuales se creó una base de datos, a partir de ésta información se hizo una lista de las especies potenciales que habitan los arrecifes de las dos bahías, después de la recolección de los datos se pudo por medio de estadística determinar si hay cambios a través de los años.

B. Fase 2 Levantamiento de información

La fase de levantamiento de la información se realizó en dos arrecifes diferentes, el primero ubicado en la Bahía de Capurganá al norte del pueblo y el segundo en la Ensenada del Aguacate en el costado norte de ésta.

El procedimiento que se realizó es igual al procedimiento propuesto por INVEMAR en el sistema nacional de monitoreo de arrecifes coralinos en Colombia (SIMAC), el cual se encuentra en el manual de procedimientos del SIMAC (Garzón-Ferreira et, al. 2002) se utilizó este mismo procedimiento para que los datos pudieran ser comparados con los datos tomados por el SIMAC.

Las variables que se buscan son riqueza, abundancia, densidad y diversidad. Se aplicaron dos métodos de censos visuales, el primero fue buceo errante el cual permite obtener estimaciones de la riqueza de especies y abundancias apreciativas. El segundo método fue transecto de banda el cual provee información sobre las abundancias relativas de especies de importancia ecológica y económica (Garzón-Ferreira et al. 2002). Entre las desventajas de los censos visuales ésta la experiencia y el entrenamiento del observador en la identificación de las especies, en la mayoría de los casos se subestiman las especies crípticas y son limitados en la cuantificación y determinación del tamaño de los peces (Lincoln 1989 en Grijalba-B et, al. 2004), por esto algunos autores consideran que no es un método válido para el estudio cuantitativo de estructura íctica de fondos duros (Kimmel 1985).

El método de buceo errante consiste en un buceo errante de 30min, durante los desplazamientos se permaneció dentro del ambiente arrecifal, y se registró todo lo observado con cantidades apreciadas, en una tabla acrílica que tiene un formato para llenar (anexo 1). Se realizaron 4 censos para cada bahía, ésta cantidad ya fue demostrada por el SIMAC (Garzón-Ferreira et, el. 2002). Se estimaron las abundancias apreciativas de cada una de las especies asignándole alguna de las categorías de la siguiente escala logarítmica: A= 1 individuo, B= 2-10 individuos, C=11-100 individuos o D >100 individuos, las especies dentro de la escala que están entre A y B son consideradas escasas o raras, las que presentan puntaje C son comunes y las que presenten un puntaje de D son consideradas abundantes.

Ésta técnica de buceo fue desarrollada e implementada por la fundación Reef (Reef Environmental Education Foundation/www.reef.org) y el programa internacional AAGRA.

El método de transecto de banda consiste en el conteo y registro en una tabla acrílica con un formato (anexo 2) de las especies presentes en una banda de 30x2m, se realizaron 10 censos para cada bahía. Los juveniles de la familia SCARIDAE (loros) y HAEMULIDAE (roncos) menores a 5cm de largo no fueron incluidos, el número mínimo de derivas se tomó del manual de métodos del SIMAC.

Con la información recolectada se escogieron dos áreas de estudio con formaciones arrecifales en las que el SIMAC tiene trabajos históricos, en la Bahía de Capurganá el transecto fue instalado sobre el borde externo del arrecife donde se mezcla *S. siderea* con *Agaricia tenuifolia* (Garzón-Ferreira et, al. 2002). Es un arrecife que sube desde un fondo arenoso de 5-7m de profundidad con un corte abrupto, están muy bien definidos los límites del arrecife (Reyes-Nivia et, al. 2004). En la Ensenada del Aguacate se trabajó el arrecife del costado norte de la bahía, el cual tiene también el límite bien definido, por un corte abrupto, y una pendiente.

El estudio se realizó durante la época lluviosa en los meses de agosto y septiembre, la primera parte de la fase de campo consistió en ubicar las zonas de muestreo donde se había muestreado en años anteriores por el SIMAC, por medio del reconocimiento de la zona, en el mes de agosto se realizó el estudio en la Bahía de Capurganá, en el mes de Septiembre se realizó el estudio en la Ensenada del Aguacate.

Para ésta fase de la metodología, se utilizó un equipo de buceo autónomo, el cual incluye careta con snorkel y aletas, además se utilizó un lápiz, una tabla acrílica, láminas de identificación de especies, un cronometro o reloj, un tubo de PVC de un metro de largo y de ½ pulgada de diámetro y una cinta métrica de 30m.

C. Fase 3 Análisis de información

La cantidad de censos ya fueron establecidos y comprobados por el SIMAC (Garzón-Ferreira et, al., 2002). Por lo tanto se considera que el esfuerzo de muestreo es adecuado y representativo para las dos zonas estudiadas. A pesar de esto se hicieron curvas de

acumulación de especies para las dos zonas en cada año para determinar si realmente fue representativo el esfuerzo para este estudio.

Los datos de estructura recolectados durante la fase de campo se organizaron en matrices de EXCEL, donde se integraron los datos históricos recolectados por SIMAC, con el fin de analizar la dinámica a través del tiempo de la estructura íctica arrecifal. Debido a que los datos históricos recolectados por INVEMAR y los recolectados en campo, tienen diferentes esfuerzos de muestreo, donde mediante el método de buceo errante en el año 2002 solo se hicieron 2 censos y en el 2004 se hicieron 6 censos, todos los demás años tiene un esfuerzo de muestreo de 4 censos en las dos zonas. Para el método de transecto de banda para el 2002 solo se hicieron 6 censos, en el 2003 se hicieron 9 censos, en el 2004 se hicieron 11 y en el 2006 y 2009 se hicieron 10 censos en las dos zonas. Ya que los esfuerzos en las dos metodologías son próximos, se igualaron los datos por medio de una regla de tres, donde la unidad en común para el método de transecto de banda son 10 censos y para buceo errante son 4 censos, la metodología es planteada por Ramírez (2006).

Con los datos de riqueza, se determinó la cantidad de familias, géneros y especies por año y para las zonas en todos los años. Para determinar si existe similaridad entre los años en cuanto a riqueza, a los datos se les aplicó un índice de afinidad binario de Jaccard para familia, género y especies. Con el listado de las especies presentes por medio de la literatura se determinó el hábito alimenticio de cada una.

Ya que los datos de abundancia apreciativa corresponden a rangos, se tomaron los valores medios de dicho rango para poderlos procesar (Ramírez 2006), se determinó la diversidad con estos datos de la comunidad muestreada cada año con pruebas de (Shannon, Simpson), para determinar si los resultados de los índices de diversidad de Shannon son significativamente diferentes se hicieron pruebas de Hutchinson para la ensenada y bahía obteniendo el valor de P, por medio de cálculos en Excel.

Los datos de densidad relativa se analizaron por medio del índice de disimilaridad de Bray-Curtis para familia, género y especies, para determinar diferencias entre los años en cada zona estudiada.

D. Diagrama metodológico

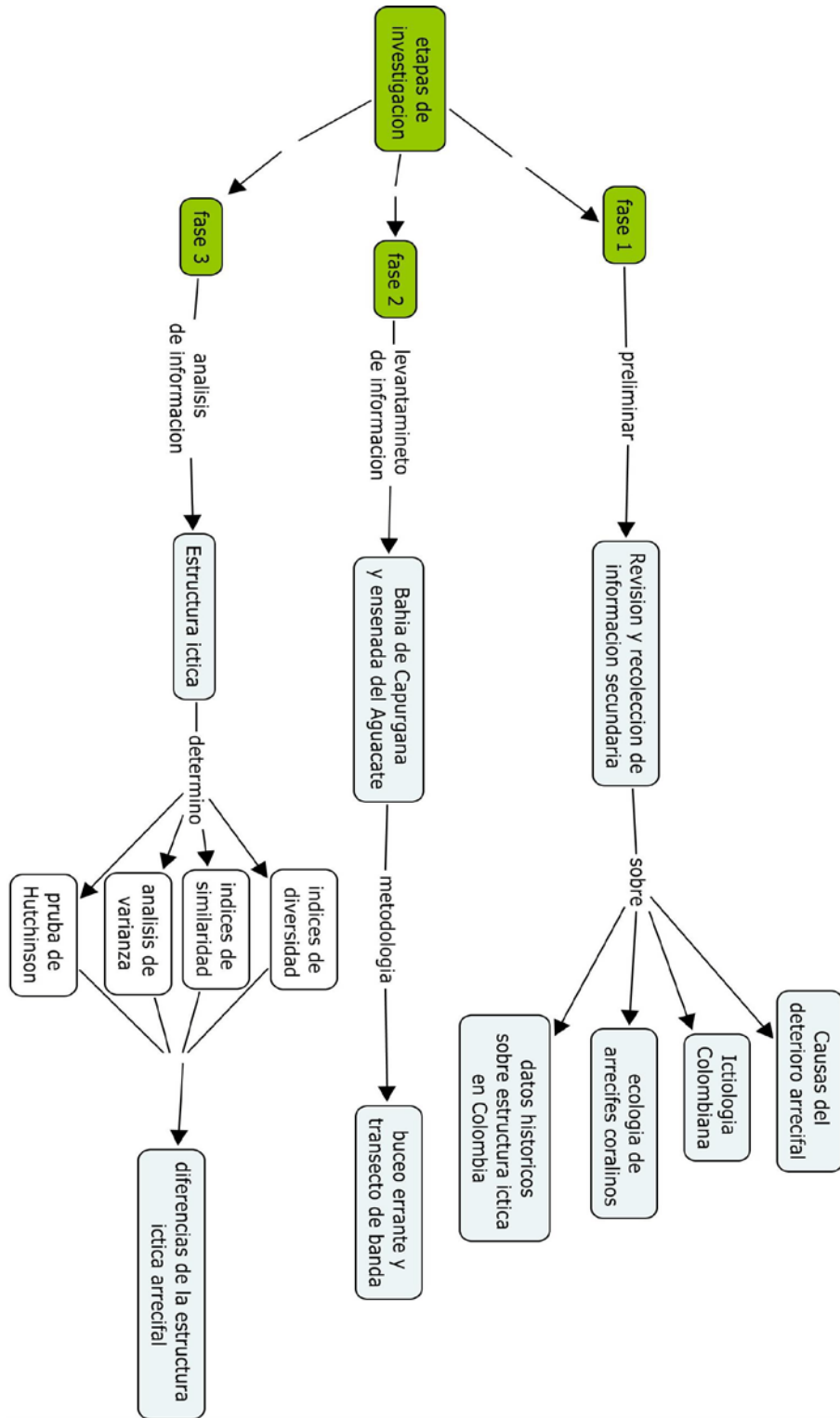


Figura 6. Diagrama metodológico

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En dos zonas del Darién Chocoano se analizan 5 años: 2002, 2003, 2004, 2006 y 2009, determinando la estructura de la comunidad íctica de arrecifes someros. Se observó que, para todos los años acumulados en la Bahía de Capurganá (zona 1) y Ensenada del Aguacate (zona 2) hay un total de 32 y 26 familias, 48 y 45 géneros y 91 y 92 especies, respectivamente. Esto contrasta con lo obtenido por INVEMAR (2009), donde la zona del Darién desde el año 2002 hasta el año 2006 en todos los niveles de profundidad estima que hay 37 familias, 75 géneros y 140 especies de peces arrecifales. En la expedición al Urabá en 1985 (Acero et. al. 1987), se reportaron 146 especies para la zona y Reyes (2004) encontró 119 especies en ésta región. Al compararse lo obtenido en ésta investigación la riqueza es menor en comparación a los estudios anteriormente nombrados, ya que 91 y 92 especies corresponden al 62% y 63% de las 146 especies conocidas para la zona, posiblemente esto se debe a que sólo se observó el nivel somero del arrecife coralino.

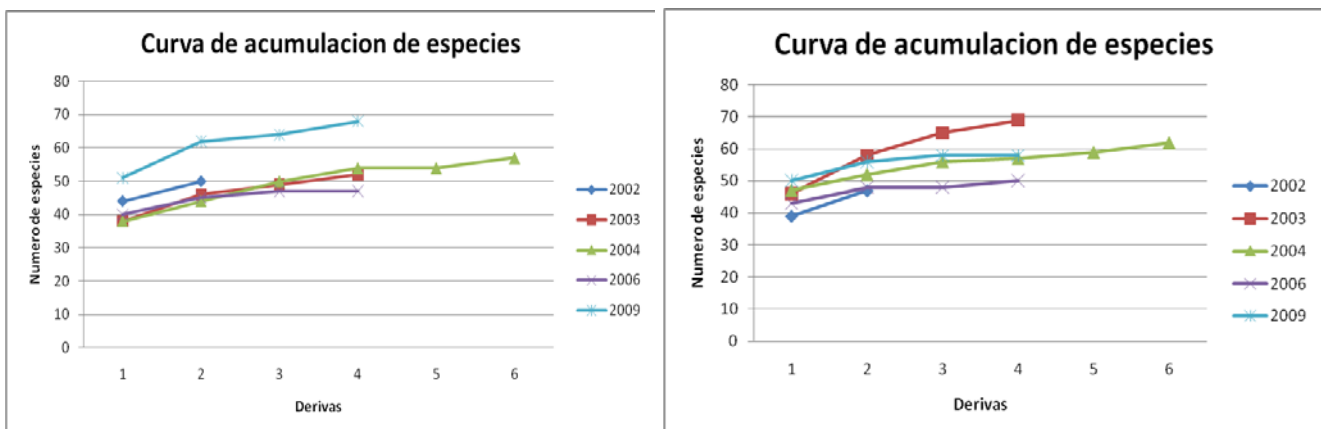


Figura 7. Curvas de acumulación de especies para la Bahía de Capurgana (izquierda) y para la Ensenada del Aguacate (derecha).

La curva de acumulación de especies no muestra claramente el punto de inflexión en las cuatro derivas, (figura 7) pero el número de especies nuevas que se encuentran después de la cuarta deriva es muy poco como se ve en el año 2004. Para los años 2009 y 2006 se observa claramente que la curva se acuesta desde la segunda deriva en la Ensenada del Aguacate, para el año 2003 en las dos zonas no hay inflexión de la curva, el esfuerzo de muestreo se considera apropiado, ya que ésta cantidad fue estipulada y comprobada por el SIMAC. El número de especies obtenido en los sitios de estudio presentaron valores entre 48

y 69 en Capurganá, mientras que en el Aguacate estuvieron entre 47 y 69 (tabla1), se encontraron datos mayores a 20 especies implicando alta riqueza según Ramírez (2006). Al comparar estos resultados con otros autores que trabajan en el Caribe Colombiano se evidencia igualmente alta riqueza: Torres (1993), el cual observó entre 83 y 125 especies en diferentes zonas arrecifales: Islas del Rosario, San Bernardo, Banco Bushnell y Golfo de Urabá, y por, Solano et al., (1995) quien realizó un inventario en el que registra un total de 93 especies en 52 géneros y 30 familias en la Isla de Barú.

Ésta alta riqueza se puede atribuir al gran tamaño en cuanto a área y volumen del arrecife (Sale y Douglas 1984), ya que es una terraza franjeante que recorre toda la costa con pocas interrupciones desde 8°35'N (Acandí) hasta Cabo Tiburón al norte de Capurganá (Díaz et al. 2000b). Por otro lado ésta situación también puede ser explicada porque el ecosistema presenta heterogeneidad vertical y horizontal, ya que al ir aumentando la complejidad del ambiente físico también va aumentando la complejidad de la ictiofauna, que se observa en las dos zonas, donde en el primer nivel de profundidad hay algas y coral muerto, después se encuentran formaciones de *Siderastrea sidérea*, *Millepora* y *Thalassia*, en el siguiente nivel hay presencia de *Diploria strigosa* y algas, después *Agaricia agaricites* y finalmente arena a 20m de profundidad (Díaz et al., 2000b).

Tabla 1. Índice de riqueza para todos los años en la Bahía de Capurganá (C) y para la Ensenada del Aguacate (A).

	2002		2003		2004		2006		2009	
	C	A	C	A	C	A	C	A	C	A
Taxa_S	50	47	52	69	57	62	48	50	69	60

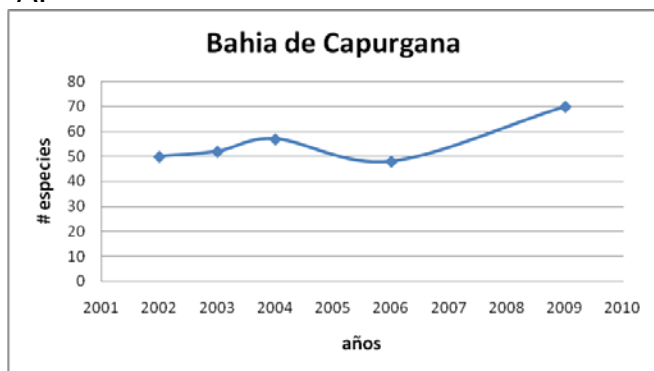
La riqueza para la zona 1 y 2 a través de los años tuvo un aumento en el 2009 y 2003 y disminuyó en 2006 y 2002 respectivamente (figura 8 a y b). Éstas oscilaciones de la riqueza, puede deberse a que se presentó algún tipo de perturbación en el ecosistema, por ejemplo para el año 2006 la disminución presentada posiblemente se relaciona con la calidad del agua para la preservación de la fauna y la flora arrecifal, que según el índice ICAM (Índice de calidad de aguas marinas y costeras) fue regular para ese año, otro posible factor fue el

aumento con respecto a otros años de las enfermedades y el blanqueamiento coralino (INVEMAR 2009).

Según Wilkinson (2008), los resultados observados en el 2006 podrían ser atribuidos a que en el año 2005, fue de los más calientes y más devastadores para los arrecifes coralinos de acuerdo a los registros globales, resultando corales blanqueados y bajo presión que subsecuentemente murieron por enfermedades coralinas en el 2006 y 2007. Por lo anterior se generaron nuevos espacios disponibles para la colonización de algas, disminuyendo la cobertura de coral vivo (Díaz-Pulido 2004), permitiendo que las especies íctica herbívoras aumentaran, pero que las especies asociadas al coral vivo disminuyeran (Syms y Jones 2000, Lewis 1998), ya que la estructura del sustrato o la cobertura del arrecife pueden afectar a la comunidad de peces asociada (Luckhurst 1978; Bell 1984; Sale 1984; Hixon 1993 en Lewis 1998).

Sin embargo según Méndez (1988) las poblaciones oscilan naturalmente a través del tiempo presentado cambios diarios, anuales e interanuales, lo que explica también el aumento o disminución de los valores de riqueza. Otra posible explicación se relaciona con variaciones inherentes al muestreo (INVEMAR 2005), ya que han participado diferentes observadores en la toma de datos.

A.



B.



Figura 8. Riqueza en los diferentes años para A. Bahía de Capurganá y B. la Ensenada del Aguacate.

La riqueza a través del periodo estudiado ha variado poco según el índice de Jaccard, en el cual todos los años están por encima del 50%, lo que significa que son similares entre si, indicando que se mantuvo estable la composición (figura 9). Sin embargo se pueden diferenciar tres grupos para la Bahía de Capurganá y cuatro en la Ensenada del Aguacate: en

las dos zonas el primer grupo lo integran el 2003 y 2004 con la mayor similitud en número y tipo de especies (tabla 1) siendo además las mayores riquezas observadas para el Aguacate, el segundo grupo lo conforman el 2002 y 2006, debido a que reportan la menor riqueza y son muy pocas las especies que se observaron exclusivamente en estos dos años, el 2009 de manera aislada presenta una similitud dudosa a los años anteriores, porque los valores de riqueza son los más altos en la Bahía de Capurganá y porque se observaron 22 y 10 especies exclusivamente en este año respectivamente. El índice de Jaccard para especies es similar para las dos zonas puesto que las zonas están ubicadas en la misma región y son muy cercanas entre sí.

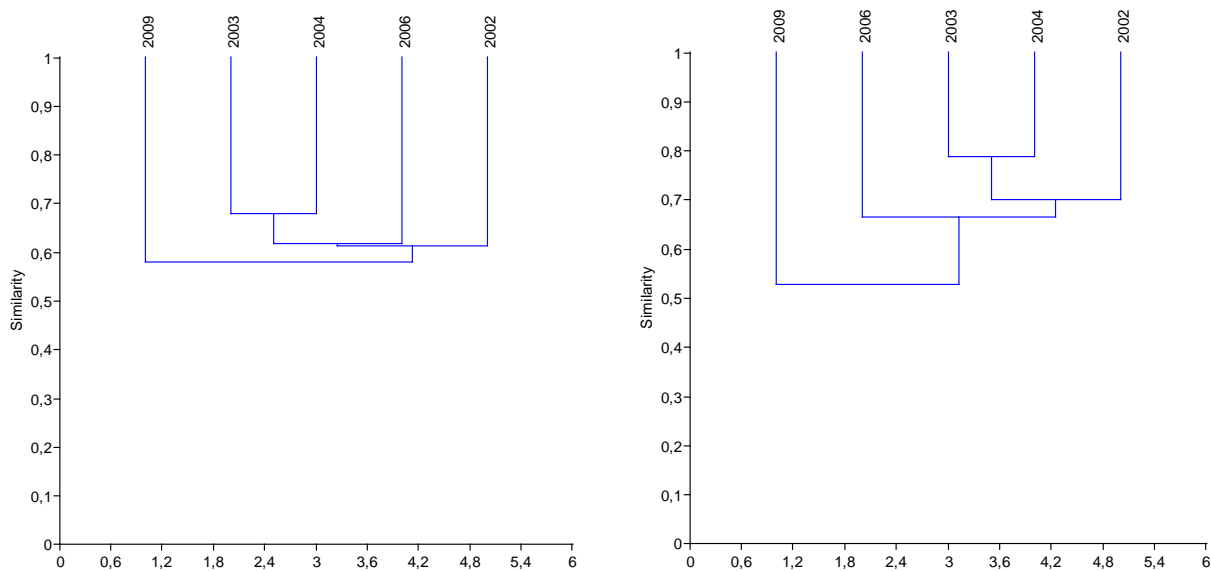


Figura 9. Dendrograma de Jaccard con base en presencia ausencia por especies en la A. Bahía de Capurganá (izquierda) y B. la Ensenada del Aguacate (derecha).

Al comparar los diferentes años en cuanto a los géneros presentes, se puede observar en el índice de Jaccard (figura 10) que hay alta similaridad entre los años, ya que los grupos están por encima del 65% en las dos zonas. En la Bahía de Capurganá el año que presentó la menor similitud con los anteriores fue el 2009 ya que se observaron 7 géneros exclusivamente para este año como *Ginglymostoma* y *Dasyatis* entre otros. Los años que presentan la mayor similitud entre sí son el 2003 y 2004 debido a que todos los géneros presentes en el 2003 están también presentes en el 2004 hay 34 y 38 géneros respectivamente de los 47 presentes en

los cinco años acumulados. En la Ensenada del Aguacate de los 44 géneros observados durante los cinco años acumulado, en el 2002 se observó la menor cantidad, 29 de ellos, por tanto presenta la menor similaridad a los años siguientes, lo cual podría deberse a que el esfuerzo de muestreo en este año fue menor a los anteriores, la mayor similaridad se da entre el 2004 y 2009 porque presentan 36 y 33 géneros respectivamente, son iguales debido a que están por encima del 80%.

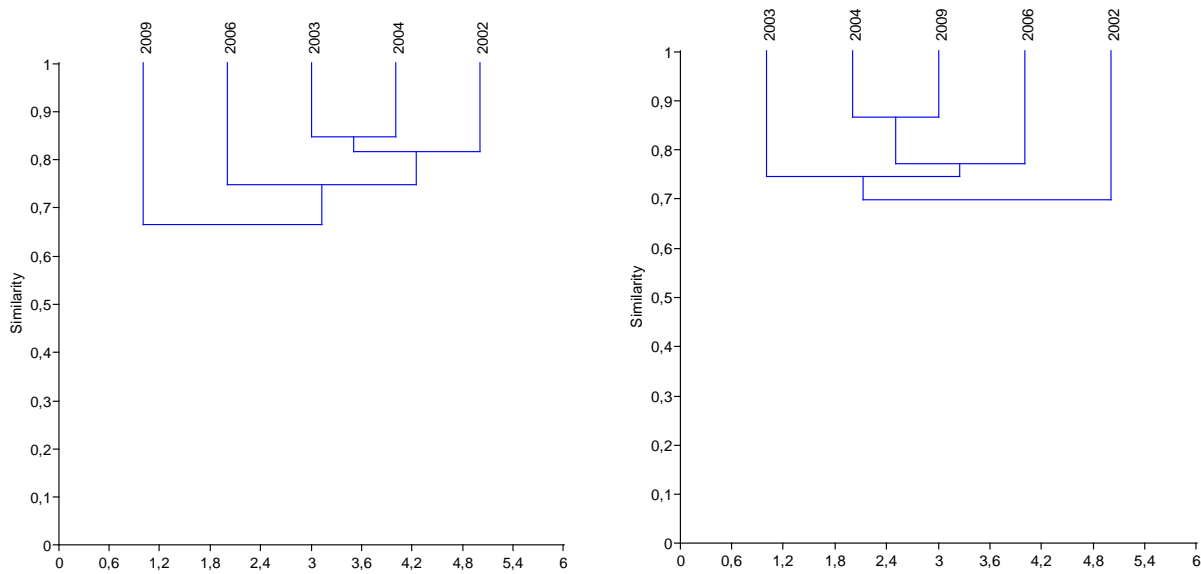


Figura 10. Dendrograma de Jaccard con base en presencia - ausencia de generos para todos los años en la Bahia de Capurgana (izquierda) y en la Ensenada del Aguacate (derecha).

En cuanto a la similaridad entre años para familias se puede observar en el índice de Jaccard (figura 11) que el resultado en las dos zonas está por encima del 65% por lo tanto son semejantes entre sí. Para la Bahia de Capurgana el 2003 y 2004 son iguales, ya que están por encima del 80% de similaridad. El 2009 presenta la menor semejanza con los años anteriores porque se observaron exclusivamente para este año 5 familias entre ellas ORECTOLOBIFORMES, DASYATIDAE y SYNODONTIDAE entre otras. En la Ensenada del Aguacate los resultados del índice de Jaccard son muy parecidos a los encontrados en la figura 10 donde los años 2009 y 2004 son iguales, el 2002 muestra la menor semejanza con los años posteriores debido a que presenta la menor cantidad de familias, no se observaron especies de las familias CHAENOPSIDAE GOBIIDAE y PEMPHERIDAE entre otras.

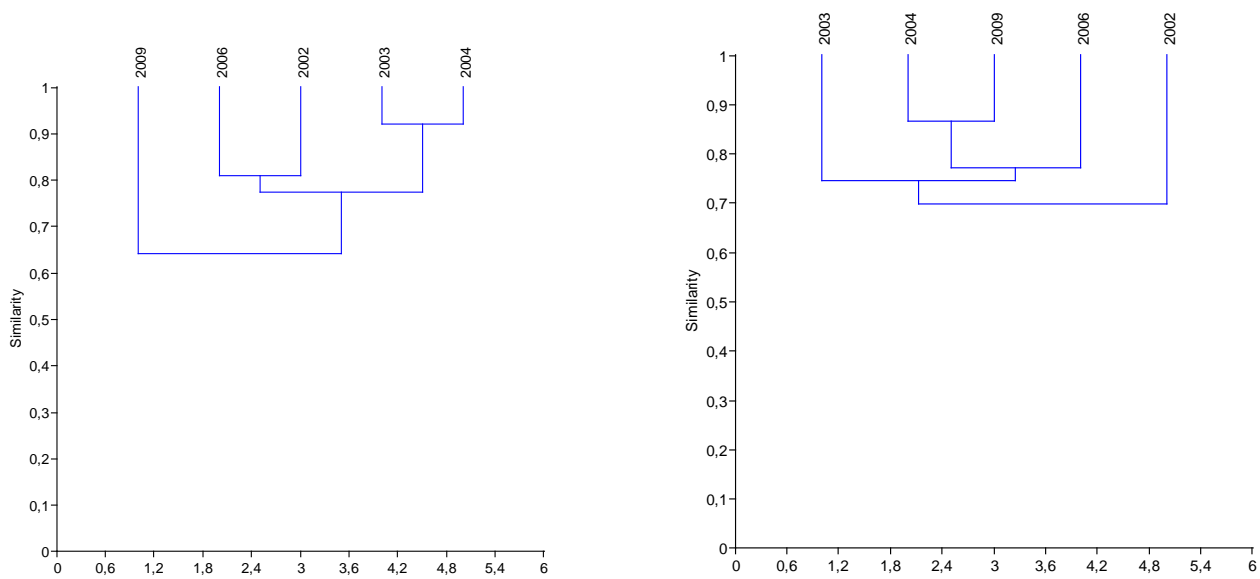


Figura 11. Dendrograma de Jaccard para familias de todos los años en la Bahía de Capurgana (izquierda) y en la Ensenada del Aguacate (derecha).

En la Bahía de Capurganá (figura 12A) y en la Ensenada del Aguacate (figura 12B) las familias con la mayor cantidad de especies fueron LABRIDAE con 8 especies, en 3 géneros en la zona 1 y con 9 especies, en 4 géneros para la zona 2 y la familia HAEMULIDAE con 7 especies, en 2 géneros para la zona 1 y con 11 especies, en 2 géneros para la zona 2. Estos resultados son similares a los hallados por Maz (2002), Gonzalez (2002), Cuadrado (2002) y Torres (1993).

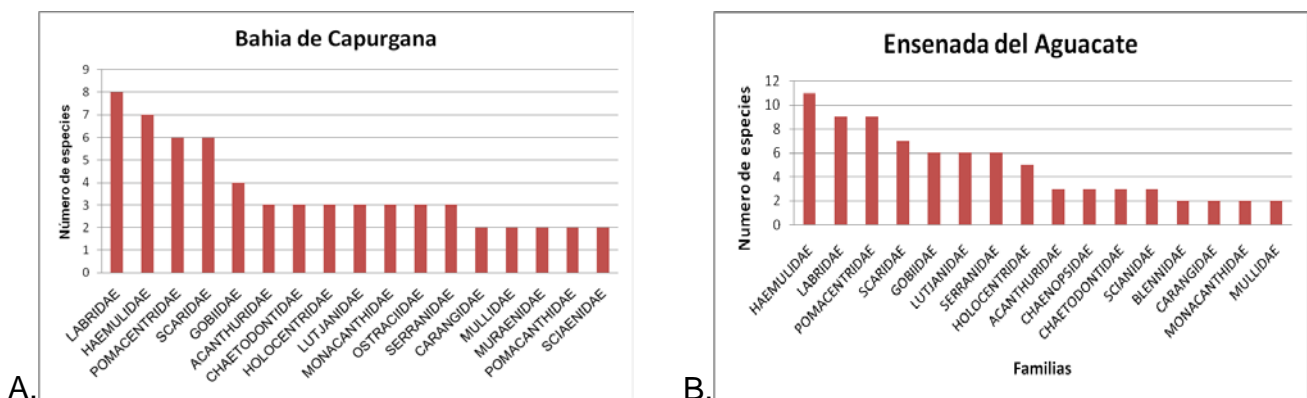


Figura 12. Riqueza de las familias en cuanto a número de especies de A. Bahía de Capurganá y B. de la Ensenada del Aguacate en todos los años.

En cuanto a la abundancia apreciativa, las familias que representaron una mayor abundancia para las dos zonas (figura 13), fueron POMACENTRIDAE, LABRIDAE, ACANTHURIDAE, SCARIDAE, HOLOCENTRIDAE, y HAEMULIDAE, éstas familias son también las de mayor riqueza observada (figura 12). Para la densidad relativa los resultados fueron iguales, excepto para el caso de HAEMULIDAE y HOLOCENTRIDAE que presentaron menores valores (figura 14). Éstas seis familias se destacan porque ocupan múltiples nichos en el arrecife (Ebeling y Hixon 1991 en Gonzalez, 2002), lo que podría explicar las altas abundancias y riquezas. Por ejemplo, en cuanto a la familia POMACENTRIDAE que presenta las mayores abundancias se observó por la investigadora que las especies como *Stegastes adustus*, *Stegastes planifrons*, *Microspathodon chrysurus* permanecen cercanos a la estructura física del arrecife, mientras que *Abudefduf saxatilis* usualmente se encontraba en la columna de agua. Dentro de las seis familias anteriormente mencionadas las primeras cuatro son principalmente herbívoras y las dos últimas carnívoras (anexo 2), por tanto, las que presentan mayor abundancia apreciativa y relativa son las herbívoras. Resultados similares han sido reportados por Maz (2002), Gonzalez (2002), Cuadrado (2002), Torres (1993), en la zona del Caribe.

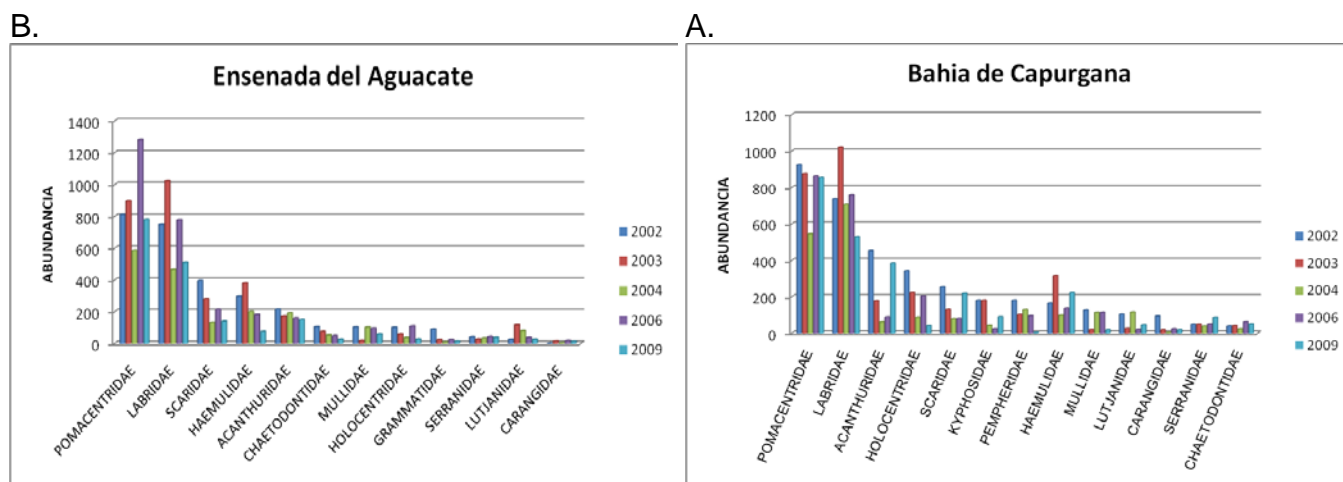


Figura 13. Abundancia apreciativa por familia de la A. Bahía de Capurganá y B. Ensenada del Aguacate en los diferentes años.

Al comparar los resultados aquí obtenidos para las dos zonas, en cuanto a densidad relativa con INVEMAR (2009) se encontró que familia de importancia económica y ecológica LUTJANIDAE presentó tendencia a menor densidad relativa, igual a lo reportado (figura 14 A y B), mientras que la familia SERRANIDAE contrario a lo reportado, presenta un leve incremento en sus densidades relativas en el 2009. La familia SCARIDAE es consumidora de

algas y tuvo una tendencia a aumentar, ya que en el año 2009 presenta mayor densidad, lo que coincide con lo reportado, esto se debe probablemente a que dentro de los principales depredadores de la familia están las especies de la familia LUTJANIDAE y CARANGIDAE (INVEMAR 2009), las cuales son capturadas por su importancia comercial (fishbase 2010), tendiendo éstas últimas a disminuir y permitiendo que los individuos de la familia SCARIDAE aumenten; la disminución de la familia CARANGIDAE no se observa claramente en este estudio, aunque las densidades se mantienen muy bajas.

La familia LABRIDAE en abundancia apreciativa aparece con valores muy altos contrario a lo reportado por la abundancia relativa, esto se debe a que se tuvieron en cuenta todas las especies que se observaron, sobre todo el aumento se debe a la genero *Thalassoma*.

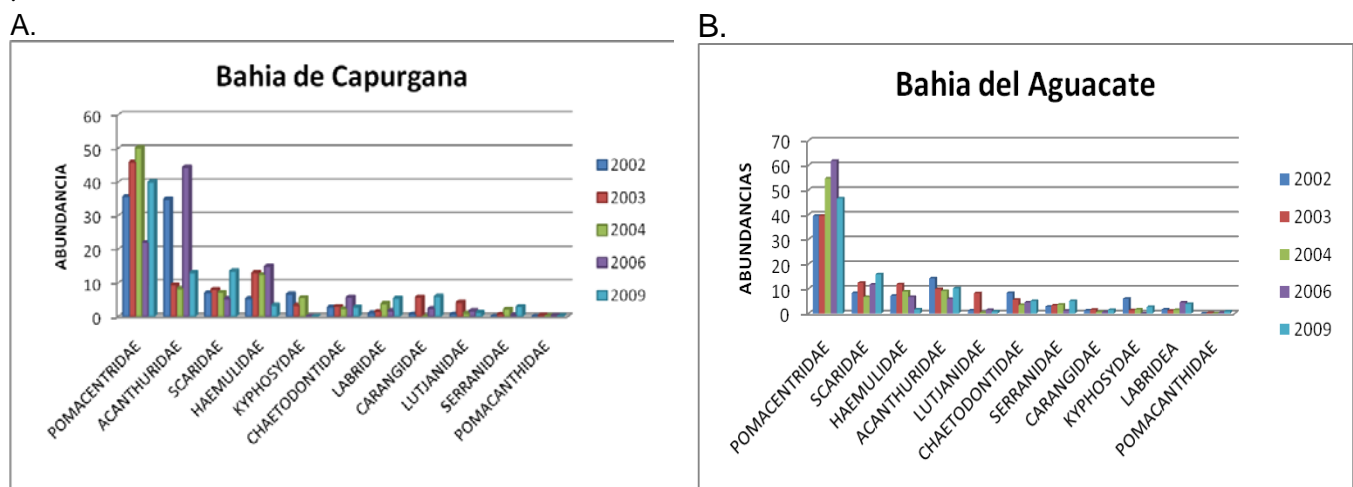


Figura 14. Abundancia relativa por familias en la A. Bahía de Capurganá y B. Ensenada de Aguacate en los diferentes años.

En cuanto a la abundancia y densidad por especies la que presenta la mayor abundancia apreciativa y densidad realtiva fue *Stegastes adustus*, ya que superó a todas las otras especies con porcentajes de densidad relativa de entre 19 ind/60m² y 46 ind/60m² en la zona 1 y en la zona 2 entre 23 ind/60m² y 54ind/60m² (tabla 2), siendo la dominante en las zonas estudiadas, sin embargo esto contrasta con lo reportado para el Caribe por INVEMAR (2009), Diaz *et. al.* (2000) y González (2003) ya que la especie que presenta dominancia es *Stegastes planifrons*, la cual en este estudio tiene densidades bajas, que podrian deberse a que el género *Stegastes* tiene preferencias de profundidad: *S. adustus* hasta 3m, *S. planifrons*

hasta 10m (Ballantine 2008), lo que puede explicar la dominancia de ésta especie, ya que el presente estudio se desarrolló a una profundidad somera hasta los 3m.

Dentro de las especies con mayor densidad relativa también se encontró *Microspathodon chrysurus* (tabla 2), posiblemente porque cohabita con varios individuos de *Stegastes adustus*. Éstas dos especies cohabitan únicamente si el tamaño de *S. adustus* es inferior en un 75% al de *M. chrysurus*, ya que parece ser que los adultos de *M. chrysurus* debido a la gran ventaja en el tamaño, dominan a los individuos pequeños de *S. adustus*, alimentándose de las algas cultivadas por este último (Robertson 1984). Paralelamente las especies *Acanthurus bahianus* y *A. coeruleus* también están dentro las abundantes en las dos zonas (tabla 2), esto coincide con los resultados encontrados en diferentes partes del Caribe Colombiano (Gonzalez 2003, Cuadrado 2002, Solano).

Tabla 2. Listado de densidades relativas de las especies para cada año **A.** Bahía de Capurganá, zona 1 y **B.** Ensenada del Aguacate, zona 2.

A.

Especies	2002	2003	2004	2006	2009
<i>Acanthurus bahianus</i>	24,39	3,01	1,18	25,27	6,11
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,00	1,17	0,98	0,22	0,00
<i>Acanthurus coeruleus</i>	10,45	5,18	6,10	18,95	6,90
<i>Anisotremus virginicus</i>	0,00	0,17	1,77	0,44	0,00
<i>Bodianus rufus</i>	1,05	1,51	3,74	1,74	5,33
<i>Caranx ruber</i>	0,70	5,69	0,00	2,40	5,92
<i>Cephalopolis cruentata</i>	0,00	0,67	2,17	0,22	2,96
<i>Cephalopolis fulva</i>	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Chaetodon capistratus</i>	2,79	2,17	1,18	4,79	0,59
<i>Chaetodon ocellatus</i>	0,00	0,33	1,18	0,44	2,17
<i>Chaetodon striatus</i>	0,00	0,50	0,00	0,44	0,00
<i>Haemulon carbonarium</i>	0,00	9,53	4,72	0,00	1,97
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulon flavolineatum</i>	3,14	2,17	1,97	13,51	0,20
<i>Haemulon macrostomum</i>	1,74	1,17	3,94	0,65	0,79
<i>Haemulon plumieri</i>	0,00	0,00	0,00	0,22	0,39
<i>Kyphosus sp.</i>	6,62	3,34	5,51	0,00	0,00
<i>Lutjanus apodus</i>	0,00	0,00	0,00	0,22	0,20
<i>Lutjanus jocu</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,70	4,18	0,20	1,53	0,39
<i>Microspathodon chrysurus</i>	5,57	5,02	7,09	1,31	11,64
<i>Ocyurus chrysurus</i>	0,00	0,00	0,79	0,00	0,39
<i>Pomacanthus paru</i>	0,00	0,33	0,20	0,22	0,20
<i>Scarus croicensis</i>	3,48	3,01	3,54	1,53	4,34
<i>Scarus sp.</i>	0,00	0,00	0,79	0,65	0,00
<i>Scarus taeniopterus</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	2,56

<i>Sparisoma atomarium</i>	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	0,00	0,84	0,39	1,09	0,00
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparisoma rubripinne</i>	2,44	2,34	0,79	1,31	1,18
<i>Sparisoma viride</i>	0,35	1,84	1,38	0,44	5,52
<i>Stegastes adustus</i>	35,19	38,96	46,65	21,35	19,53
<i>Stegastes diencaeus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	11,05
<i>Stegastes leucostictus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	5,72
<i>Stegastes partitus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59
<i>Stegastes planifrons</i>	0,35	6,86	3,54	0,65	3,16

B.

Especies	2002	2003	2004	2006	2009
<i>Acanthurus bahianus</i>	5,14	5,13	7,77	3,62	5,28
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,00	0,57	0,00	0,00	1,63
<i>Acanthurus coeruleus</i>	9,09	4,18	1,29	2,23	3,25
<i>Anisotremus surinamensis</i>	2,37	1,14	0,00	0,28	0,00
<i>Anisotremus virginicus</i>	0,40	0,57	1,94	0,00	0,00
<i>Bodianus rufus</i>	1,58	1,14	1,46	4,46	3,86
<i>Caranx ruber</i>	1,19	1,52	0,65	0,56	1,42
<i>Cephalopolis cruentata</i>	2,77	3,23	3,56	1,11	5,08
<i>Chaetodon capistratus</i>	8,30	4,75	2,59	3,90	4,27
<i>Chaetodon ocellatus</i>	0,00	0,76	0,81	0,56	0,81
<i>Haemulon aurolineatum</i>	0,00	3,04	2,10	0,56	0,41
<i>Haemulon carbonarium</i>	0,40	1,90	0,65	0,28	0,00
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	0,40	0,00	0,00	0,84	0,00
<i>Haemulon flavolineatum</i>	3,16	4,37	3,88	3,90	0,00
<i>Haemulon macrostomum</i>	0,40	0,76	0,32	0,56	0,00
<i>Haemulon plumieri</i>	0,00	0,00	0,00	0,28	1,22
<i>Kyphosus sp.</i>	5,93	1,33	1,62	0,00	2,64
<i>Lutjanus apodus</i>	0,40	2,47	0,00	0,28	0,00
<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,79	5,70	0,32	1,11	0,81
<i>Microspathodon chrysurus</i>	9,88	5,32	5,18	1,67	6,10
<i>Ocyurus chrysurus</i>	0,00	0,00	4,53	0,00	0,00
<i>Pomacanthus arcuatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00
<i>Pomacanthus paru</i>	0,00	0,19	0,00	0,00	0,81
<i>Scarus croicensis</i>	2,37	4,94	2,27	2,79	6,10
<i>Scarus sp.</i>	0,00	0,00	0,97	1,95	0,00
<i>Scarus taeniopterus</i>	0,79	0,00	0,49	0,00	6,71
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	1,19	0,38	0,32	1,11	0,61
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	1,19	0,00	0,00	0,84	0,81
<i>Sparisoma rubripinne</i>	2,77	2,66	1,13	1,11	0,61
<i>Sparisoma viride</i>	0,00	4,37	1,46	3,90	1,02
<i>Stegastes adustus</i>	39,13	36,69	53,72	54,60	23,58
<i>Stegastes diencaeus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,64
<i>Stegastes leucostictus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	10,16
<i>Stegastes planifrons</i>	0,40	2,85	0,97	6,41	5,69
<i>Stegastes variabilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,84	4,47

Al comparar las densidades relativas de las especies de importancia ecológica y económica en las zonas estudiadas se puede observar (figura 15) que tiene similitudes, ya que están por encima del 50% según en el índice de Bray Curtis. En la Bahía de Capurganá se generan diferentes asociaciones, donde los años con mayor similitud entre sí son 2003 y 2004, y el que presenta semejanza dudosa es el 2009, ya que en este año se observó menor cantidad de individuos en las especies más abundantes a través de los años. En la Ensenada del Aguacate los años que presentaron la mayor similitud entre sí son el 2004 y 2006, ya que el número de individuos para cada especie es muy parecido como en el caso de *Stegastes adustus* que presenta en el 2004 53 ind/60m² y en el 2006 54 ind/60m². El 2009 presenta la menor similitud con los años anteriores porque el número de individuos por especie es menor al reportado en los otros años.

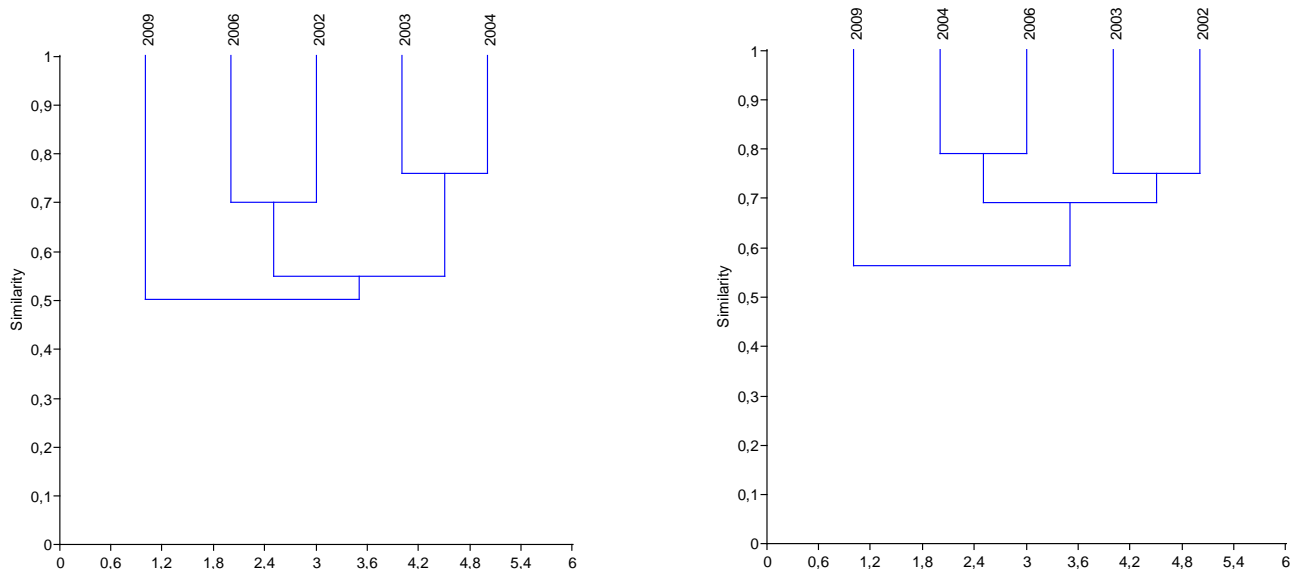


Figura 15. Dendrograma de disimilitud de Bray-Curtis en base a las densidades relativas por especies de importancia económica y ecológica para la Bahía de Capurganá (izquierda) y la Ensenada del Aguacate (derecha).

Según los valores obtenidos de abundancia apreciativa, además de las especies mencionadas anteriormente *Abudefduf saxatilis* también es de las más abundantes, se observó en grandes cantidades después de días lluviosos, cuando la visibilidad disminuía por la presencia de partículas disueltas en el agua. Así mismo la especie *Thalassoma bifasciatum*

es de las más abundantes, manteniéndose en el tiempo. Dentro de las seis especies más abundantes ya mencionadas, cuatro (*S. adustus*, *M. chrysurus*, *A. coeruleus* y *A. bahianus*) son herbívoras y las últimas dos son una onmívora y la otra carnívora, la mayor presencia de especies herbívoras se puede explicar porque dependen de la actividad fotosintética de las zonas poco profundas, su abundancia declina a medida que aumenta la profundidad (Steneck 1988, Bouchon-Navarro & Harmelin-Viven 1981 en Choat 1991). Estudios realizados en el Caribe ha reportado que éstas especies están dentro de las más abundantes a excepción de *S. adustus* (Cuadrado 2002, Gonzalez 2003, Maz 2002). A pesar de lo encontrado la especie *S. adustus* es la más abundante porque las observaciones en campo permiten ver a ésta especie muy territorial asociada a las colonias de coral. Ahora bien, aunque para *Thalassoma* y *Abudefduf* en la suma de los censos se muestran como abundantes, en realidad durante los muestreos, éstas especies se observan como comunes, es decir se ven en grupos que no superan entre los 20 y 50 individuos (Gómez, com. pers)

Según los valores de abundancia apreciativa se determinó que para las dos zonas las especies denominadas como raras (1 -10 ind.) son el 50%, manteniéndose la tendencia para todos los años, seguido por las especies comunes y finalmente las especies abundantes (figura 16). Puede notarse que existen pocas especies abundantes, representadas en la Ensenada del Aguacate por porcentajes entre 4% y el 15% del total de las especies, y para la Bahía de Capurganá las especies abundantes varían entre 5% y 20% del total de especies. Esto se corrobora con las bajas dominancias según el índice de Simpson, porque son pocas las especies dominantes con abundancias muy superiores a las de las demás especies y muchas especies raras.

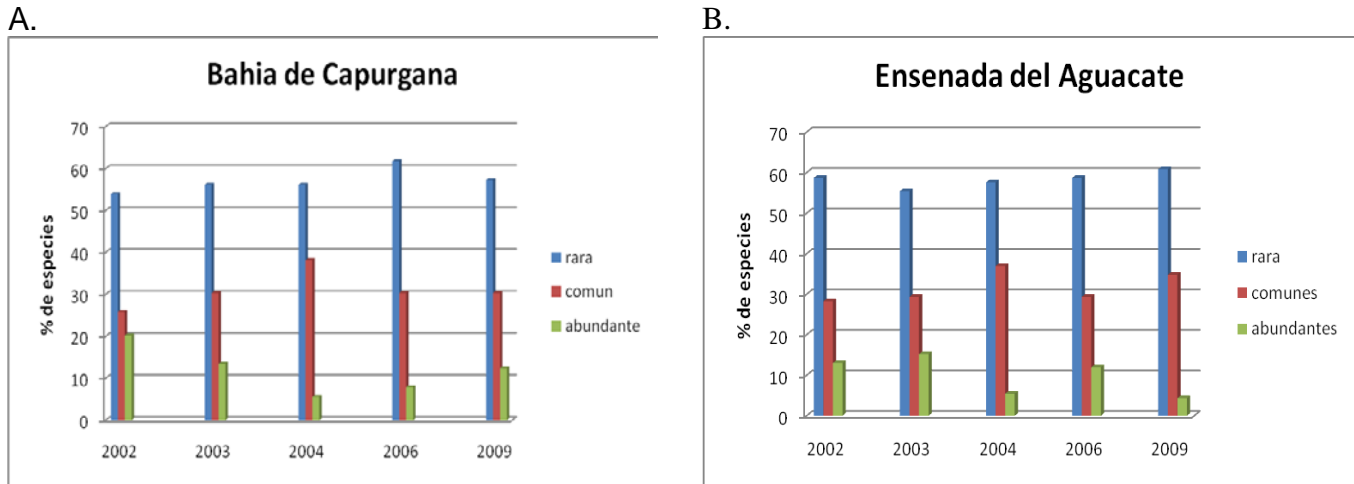


Figura 16. Clasificación de especies por porcentaje según su abundancia apreciativa para todos los años en la A. Bahía de Capurganá y B. en la Ensenada del Aguacate.

Según el índice de Shannon (equidad) y de Simpson (dominancia) en la Bahía de Capurganá y en la Ensenada del Aguacate (tabla 3) para todos los años la diversidad se califica como muy alta, porque los resultados varían entre 3,3 y 3,0 en Shannon y en Simpson variaron entre 0,94 y 0,92, de acuerdo con esto hay una alta equidad y baja dominancia (tabla 3). Lo anterior se puede explicar porque hay una gran cantidad de especies raras y comunes con valores de abundancia similares permitiendo uniformidad, que favorece la diversidad de Shannon (Franco 1991), pero también hay muy pocas especies que presentan abundancias altas, aumentado la probabilidad de que dos organismos tomados al azar de la comunidad sean de la misma especie, por esto el índice de Simpson da alto. La alta diversidad se mantiene a través de los años, posiblemente porque es una comunidad tropical y un arrecife coralino compuesto por numerosas especies especialistas, y se presenta una eficiente división de los recursos que no han sufrido perturbaciones dramáticas en el tiempo (Sale 1977).

Tabla 3A: Índices de diversidad según abundancia apreciativa para la Bahía de Capurganá.

Índices de diversidad	2002	2003	2004	2006	2009
Individuals	3712	3303	2110	2546	2818
Shannon_H	3,239	3,241	3,145	3,068	3,353
Simpson_1-D	0,9478	0,944	0,9233	0,925	0,9474
Dominance_D	0,05217	0,05599	0,07673	0,07504	0,05263

Las altas diversidades están dadas, por una posible especialización de las especies (principalmente raras), implicando una mayor posibilidad de diversificación en el tiempo, lo cual se traduce en alta diversidad, dada la reducción de la amplitud de los nichos por la especialización de las especies para usar los recursos (Pianka, 1982). La diversidad tiene una alta relación con el hábitat donde se encuentra la comunidad (Whittaker, 1972), entre mayor heterogeneidad mayor diversidad debido al uso del espacio por las diferentes poblaciones, el cual se divide horizontal y verticalmente (Pianka, 1982). Las dos zonas estudiadas presentan heterogeneidad horizontal y vertical como se menciona en los resultados de riqueza con topografías diversas y tridimensionales que incluye muchos hábitats, facilitando el número de especies con disponibilidad de recurso alimenticio, protección y reproducción (Muñoz & Obregon, 1994, en Maz, 2002). Paralelamente el arrecife coralino se puede considerar como un mosaico en donde se crean continua e impredeciblemente parches y nichos vacantes por la mortalidad, predación y migración, constantemente hay variación local contribuyendo así a la alta diversidad (Goldman, 1976).

Tabla 3B: índices de diversidad según abundancia apreciativa para la Ensenada del Aguacate.

Índices de diversidad	2002	2003	2004	2006	2009
Individuals	2990	3217	2100	3181	2042
Dominance_D	0,0593	0,05531	0,06405	0,05945	0,07572
Shannon_H	3,189	3,333	3,336	3,207	3,158
Simpson_1-D	0,9407	0,9447	0,9359	0,9406	0,9243

La comparación de los índices de diversidad por el método de Hutchinson muestran que las diversidades son diferentes entre años. En la Bahía de Capurganá los años son diferentes para el 2004, 2006 y 2009 dado que los valores calculados fueron mayores al “t” tabulado (1,64) con respecto a todos los años (tabla 4A, figura 13A), y para el 2002 y 2003, fueron menor al “t” tabulado siendo así diversidades similares entre los dos años. En la Ensenada del Aguacate los resultados del método de Hutchinson muestran que las diversidades del 2003 y 2004 son diferentes a los otros años (tabla 4B, figura13B), pero entre sí no presentan diferencias, así mismo entre las diversidades del 2002, 2006 y 2009 no hay diferencias.

Tabla 4A. Método de Hutchinson entre años de la Bahía de Capurganá.

Método de Hutchinson	2002	2003	2004	2006	2009
2002		0,078	3,58	6,4	4,47
2003	no hay		3,53	6,21	4,2
2004	si hay	si hay		1,8	6,66
2006	si hay	si hay	si hay		9,45
2009	si hay	si hay	si hay	si hay	

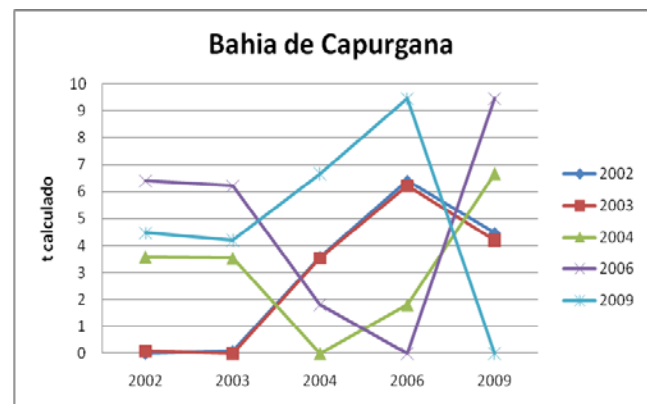


Figura 17A. Método de Hutchinson para la Bahía de Capurganá comparando las diversidades entre años.

Tabla 4B. Método de Hutchinson entre año de la Ensenada del Aguacate.

Método de Hutchinson	2002	2003	2004	2006	2009
2002		5,53	4,24	0,72	0,92
2003	si hay		0,38	4,76	5,14
2004	si hay	no hay		3,61	4,27
2006	no hay	si hay	si hay		1,46
2009	no hay	si hay	si hay	no hay	

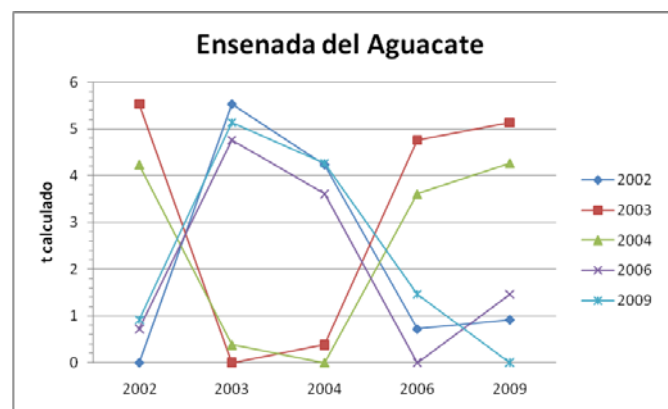


Figura 17B. Método de Hutchinson, para la Ensenada del Aguacate relacionando las diversidades de los diferentes años. El t tabulado es 1,64.

Dentro de las altas diversidades que se mantiene a través del tiempo, se presentan diferencias entre los años (figura 17) en las dos zonas estudiadas, probablemente debido a que las poblaciones son rítmicas, atraviesan ciclos diarios, anuales e interanuales (Whittaker 1975) y los organismos responden a estos ciclos, generando que la comunidad también presente fluctuaciones. Las poblaciones que componen la comunidad fluctúan en el tiempo llegando hasta la capacidad de carga del ecosistema, con grandes cantidades de individuos, y bajando hasta límites de extinción de especies, donde hay muy pocos individuos; una

población es considerada estable cuando fluctúa cerca de la capacidad de carga, pero nunca superándola y sin disminuir hasta llegar a límites de extinción.

Otra posible explicación de las diferentes diversidades a través de los años en un mismo lugar, se da porque puede haber mayor o menor solapamiento de nichos en los diferentes tiempos, o alternativamente porque si éstas comunidades no tienen todas las especies que podrían contener, la diversidad puede variar con el grado de explotación de todos los recursos disponibles por tantas especies distintas como sea posible (Pianka 1982). Ésta fluctuación se observa en los resultados de riqueza y de abundancia.

De manera general los hallazgos en riqueza, abundancia, densidad y diversidad indican que posiblemente la comunidad íctica en las zonas estudiadas, fluctúa en el periodo de tiempo analizado sin llegar a límites de extinción debido a las altas diversidades. Así mismo ésta fluctuación podría significar estabilidad en la comunidad íctica, al presentarse interacciones en un ambiente relativamente estable, ya que según Whittaker 1975 en ambientes favorables (trópicos), hay una mayor estabilidad, porque hay una gran cantidad de especies y una complejidad de interacciones entre las poblaciones. Los resultados obtenidos de diversidades y riquezas altas pueden ser un indicador de que la comunidad se formó en un ecosistema que ha permanecido estable por un largo periodo de tiempo (Steele 1976). Si hay algún tipo de perturbación la comunidad tendría algún tipo de respuesta, ya que las comunidades tropicales son altamente susceptibles a perturbaciones en el medio (Paine 1969 en Steele 1991, Whittaker 1975).

9. CONCLUSIONES

Se presentan diferencias en la estructura de la comunidad de peces arrecifales a través de los cinco años estudiados en la Bahía de Capurganá y en la Ensenada del Aguacate.

Las dos zonas estudiadas tienen valores de riqueza y diversidad altos que se mantuvieron a través de los años estudiados.

Dentro de las altas diversidades se presentan fluctuaciones a través de los años, que responden posiblemente a comunidades rítmicas.

La especie *Stegastes adustus* en las dos zonas fue la más abundante, manteniéndose en el tiempo, contrastando con resultados en otras zonas del Caribe.

10. RECOMENDACIONES

Se recomienda hacer nuevos estudios sobre la estructura arrecifal en diferentes profundidades en la zona, para poder generar estrategias de manejo de la comunidad íctica arrecifal.

Continuar con los monitores a la comunidad íctica arrecifal, para poder determinar sus variaciones y posibles causas a través del tiempo, formulando alternativas de conservación.

Dar a conocer a la comunidad los resultados de de los diferentes estudios realizados en la zona, para concientizar a la población acerca de importancias de la conservación del ecosistema arrecifal como hábitat de múltiples especies.

Investigar más acerca de la estabilidad del ecosistema arrecifal y como se relaciona esto con la comunidad íctica.

Generar nuevas propuestas de investigación relacionadas con especies ícticas que posiblemente se puedan usar como indicadoras de los cambios en el arrecife.

Relacionar los parámetros abióticos del ecosistema con los cambios en la estructura de la comunidad íctica arrecifal, durante periodos de tiempos prolongados.

Recopilar información acerca los fenómenos climáticos, buscando posibles conexiones con los cambios en las diferentes comunidades de fauna y flora.

Involucrar la población del Darién en la preservación del ecosistema, con el fin de garantizar que las generaciones futuras continúen disfrutando de los recursos provenientes del ecosistema arrecifal.

Generar información acerca de la ecología de las especies ícticas de importancia ecológica y económica, presentes en la zona, para hacer uso adecuado de éstas.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Acero, A., Garzón F. J. 1987. Los peces marinos hallados durante la expedición Urabá II al Caribe chocoano (Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 17, pag. 113 - 136
- Anonymous. 2007. Coral Reef Fish Need Decades Or Longer to Recover *Sea Technology*; ProQuest Sci. Jour. 48(8), pag. 64
- Ballantine D. L., Appeldoorn R. S., Yoshioka P., Weil E., Armstrong R., Garcia J. R., Otero E., Pagan F., Sherman C., Hernandez-Delgado E. A., Bruckner A., Lilyestrom C. 2008. Coral Reefs of the USA. Capitulo 9 Biology and Ecology of Puerto Rican Coral Reefs, Springer Netherlands pag. 375 – 406.
- Birkeland, C. 1996. *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman & Hall. New York, London.
- Burke L. & Maidens J. 2005. arrecifes en peligro en el Caribe. World Resources Institute.
- Carpenter, K.E., R.I. Micalat, V. D. Albaladejo y V. T. Corpuz. 1981. The influence of substrate on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. Proceeding of the fourth international coral reef symposium, Manila.
- Côté, I. M. 2003. Ecology in hot water: Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem edited by Peter F. Sale. Academic Press, 2002. (549 pages). *Trends in Ecology & Evolution*, 18(9), pag. 446-447.
- Cuadrado, J. 2002. Caracterización de la estructura de las comunidades ícticas de las zonas arrecifales de isla Aguja, PNN Tayrona, Caribe Colombiano. Trabajo de grado. Carrera de Biología. Pontificia universidad javeriana, Bogotá, Colombia
- Choat, J. H. 1991. The biology of herbivorous Fishes on Coral Reefs. En: Sale, P.F. (Ed). The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego. Pag. 120-153.
- Dahl, G. 1971. Los peces del Norte de Colombia. INDERENA. Bogotá D.C. 391P.

Díaz J. M, Barrios L. M, Cendales M. H, Garzon Ferreira J, Geister J, Lopez V. M, Ospina G. H, Parra velandia F, Pinzon J, Vargas A. B, Zapata F, Sven eloy zea Sjoberg. 2000a. Áreas coralinas de Colombia Ed. INVEMAR. Santa Marta Colombia.

Diaz J. M, Garzon-Ferreira J. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andres, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Editora Guadalupe Ltda. Bogota Colombia.

Díaz J.M, Díaz-Pulido G, Sánchez J. A, 2000b. Distribution and structure of the southernmost Caribbean coral reefs: Golfo de Urabá, Colombia. *Sci. Mar.* 64 (3), pag. 327-336.

Díaz-Pulido G., Sánchez J.A, Zea S., Díaz J.M, Garzón J. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28 (108), pag. 337-347.

Franco, J. G. De la Cruz, A. Cruz, A. Rocha, N. Navarrete, G. Flores, L. G. Abarca, C. M. Bendia. 1989. Manual de ecología. Editorial Trillas. Segunda edición. México.

Garzón Ferreira J, Reyes Nivia M. C, Rodriguez Ramirez A. 2002. Manual de métodos del SIMAC. INVEMAR. Punta Betín, Santa Marta.

Golman, B. & Talbot, F.H. 1976. Aspects of the Ecology of Coral Reef Fishes. In *Biology and geology of coral reefs*, vol. 3, biology 2, (O. A. Jones & R. Endean, eds), New York: Academic Press pag. 125-154.

González, H. G. 2003. Comparación estructural de la comunidad íctica de 5 parches arrecifales coralinos en isla fuerte Caribe Colombiano. Pontificia Universidad javeriana. Bogotá Colombia.

Grijalba, B. M, Castañeda, M. E, Acero A. 2004. Estructura de un ensamblaje íctico asociado a fondos duros en el Caribe colombiano empleando la técnica del censo visual estacionario (CVE). *Actual biol* 26 (81), pag. 197-211.

Hodgson, G. 1999. A global assessment of human effects on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 38(5), pag. 345-355.

INVEMAR, CORPOURABA, Gobernación de Antioquia, CODECHOCO. 2008 Cartilla lineamientos y estrategias para el manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera del Darién (UAC-Darién). Editado por López Rodríguez A., Reyes S.P., Sierra-Correa, P.C., Caicedo Herrera D., Mona Sanabria Y y D. Morales Betancourt. Serie de Documentos Generales INVEMAR No. 24. 30 P.

INVEMAR. 2003. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2002. Serie de publicaciones Periódicas No. 5. Santa Marta.

INVEMAR. 2004. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Seria de publicaciones Periódicas No. 6. Santa Marta.

INVEMAR. 2007. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2006. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta.

INVEMAR. 2009. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2008. Seria de publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta.

Jaramillo, J. 1910. Historia El Darién, Informe de una expedición ordenada por el ministro de guerra. Bogota. imprenta eléctrica calle 10.

Jones, G. P., and Syms. C. 1998. Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Australian Journal of Ecology* 23:287-297

Karlson, R. H., and Hurd. L. E. 1993. Disturbance, coral reef communities, and changing ecological paradigms. *Coral Reefs* 12:117-125.

Kimmel 1985. A new species-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environmental biology of fishes*, 12(1), pag. 23-32.

Krebs C. J. 1995. *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia*.

Lewis, A. R. 1998. Effects of experimental coral disturbances on the population dynamics of fishes on large patches reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 230 pag. 91-110.

Luckhurst, B. E. y K. Luckhurst. 1978. Diurnal space utilization in coral reef fish communities. *Marine Biology*.

Margalef, R. 1991. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona, España.

Marquez, G. 1990. *Ecosistemas marinos en: Caribe Colombiano fondo FEN Colombia*.

Maz. G. T. 2002. *Estructura de la comunidad íctica asociada a un arrecife artificial de la isla de San Andres, Caribe-Colombia*. Pontificia universidad Javeriana. Bogotá Colombia.

Mejía, L. S. y A. Acero. (Eds). 2002. *Libro rojo de peces marinos de Colombia*. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá.

Prahl, H. & Erhardt, H. 1985. *Colombia: corales y arrecifes coralinos*. Fondo FEN Colombia, 295p.

Puttman, R. J. 1994. *Community ecology*. Chapman & Hall, London. 574p.

Ramírez G. A. (2006) *ecología métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*, pontificia universidad javeriana, pg.152

Restrepo, J. D. y B. Kjerfve. 2000. Magdalena river: interannual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *Journal of Hydrology*. 235 (1-2), pag. 137-149.

Reyes, C. M. y Ramírez, R. A. et al. 2004. Peces asociados a formaciones coralinas de cinco áreas del Caribe Colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. Santa Marta. Colombia.

Reyes-Nivia M. C, Rodríguez-Ramírez A, J. Garzón-Ferreira ,2004, Peces asociados a formaciones coralinas de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33. Santa marta Colombia. Pag. 101-115.

Robertson, D.R., 1984. Cohabitation of competing territorial damselfishes on a Caribbean coral reef. *Ecology* 65, pag. 1121– 1135.

Roberts, C. M., Ormond, R. F G., and Shepherd. A. R. D. 1988. The usefulness of butterflyfishes as environmental indicators on coral reefs. *Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium, Australia* 2:331-336.

Sale, P. 1996. Structure and Dynamics of Reef Fish Communities A Biogeographical Comparison, *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*, Windsor, Ontario N9B 3P4, Canada.

Sale, P. F. 1991. The ecology of fish and coral reef. Academic Press, San Diego.

Sale, P. y Douglas, W. 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reef and the relation of community structure to reef structure. *Ecology*. 65. (21), pag. 409-422.

Schumacher, h. 1978. Arrecifes coralinos. Edición Omega. Barcelona España.

Steele, J. H. 1976. The Structure of Marine Ecosystems. Harvard College United States of America. 128p.

Syms, C. 1998. Disturbance and the structure of coral reef 2728 Ecology, Vol. 81, No. 10

Torres, D. 1993. Abundancia y diversidad de 26 familias de peces arrecifales del costado oeste del Caribe colombiano. Tesis de grado. Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena, Colombia. 118p.

Venail, R. 2002. Acercamiento a la estructura y composición de la comunidad íctica arrecifal de la isla de Malpelo, utilizando el censo visual rápido en el mes de marzo 2002. Pontificia universidad Javeriana. Bogotá Colombia.

Wells, S. M. 1988. Coral reefs of the world Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific. UNEP/IUCN, Nairobi.

Werding, B y G. Manjarres. 1978. Informe sobre las estructuras litorales y de flora y fauna en el noroeste del golfo de Urabá. Unpub. Rep., INVEMAR, Santa Marta Colombia, 87p.

Whittaker R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon (21):213-251.

Whittaker R. H. 1975. Communities and ecosystems. Second edition. Coller-Macmillan Canada. 385p.

Wilkinson C, Green A, Almany J, Dionne S. 2003. Monitoring coral reef marine protected areas, A practical guide on how monitoring can support effective management of MPAs version 1.

Wilkinson C., Souter D. 2008. Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville Australia 152 p.

RECURSOS ELECTRONICOS:

Instituto de investigaciones marina y costeras Jose Benito Vives de Andreis.

<http://www.invemar.org.co/noticias.jsp?id=3769&pagina=1&idcat=122> (consulta abril 2010).

Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina de Colombia - SIBM

<http://www.INVEMAR.org.co/siam/sibm/index.htm> (consultada abril 2010)

Base de búsqueda de datos Fishbase

<http://www.fishbase.com/search.php> (consultada segundo semestre del 2010).

Instituto Geográfico Agustín Codazzi

<http://www.igac.gov.co> (consulta abril 2010).

ANEXOS 1.

a. Formato de toma de datos en campo para abundancia.

estacion	censos abundancias de peces																				
	fecha					localidad															
profundidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
abudedefduf saxatilis											holacanthus ciliaris										
acanthemblemária aspera											holocentrus adscensionis										
acanthemblemária rivasi											holocentrus rufus										
acanthostracion polygonia											holocentrus vexillarium										
acanthostracion quadricornis											hypoplectrus guttavarius										
acanthurus bahianus											hypoplectrus indigo										
acanthurus chirurgus											hypoplectrus n.sp.1 (tan hamlet)										
acanthurus coeruleus											hypoplectrus n.sp.2 (lagrima)										
aluterus scriptus											hypoplectrus nigricans										
amblycirrhitus pinos											hypoplectrus providencianus										
anisotremus surinamensis											hypoplectrus puella										
anisotremus virginicus											hypoplectrus unicolor										
apogon townsendi											hypoplectrus planifrons										
Aulostomus maculatus											inermia vittata										
balistes vetula											kyphosus sectatrix										
bodianus pulchellus											kyphosus sp.										
bodianus rufus											lactophrys bicaudalis										
calamus calamus											lactophrys trigonus										
cantherhines macrocerus											lactophrys triqueter										
cantherhines pullus											liopropoma rubre										
canthidermis sufflamen											loglossus helenae										
canthigaster rostrata											lucayablennius zingaro										
caranx bartholomaei											lutjanus analis										
caranx ruber											lutjanus apodus										
cephalopholis cruentata											lutjanus cyanopterus										
cephalopholis fulva											lutjanus griseus										
chaetodon capistratus											lutjanus jocu										
chaetodon ocellatus											lutjanus mahogoni										
chaetodon sedentarius											lutjanus synagris										
chaetodon striatus											melichthys niger										
chromis cyanea											microspathodon chrysurus										
chromis insolata											monacanthus tuckeri										
chromis multilineata											mulloidichthys martinicus										
clepticus parrae											mycteroperca bonaci										
coryphopterus dicrus											mycteroperca interstitialis										
coryphopterus eidolon											mycteroperca phenax										
coryphopterus glaucifraenum											mycteroperca rubra										
coryphopterus personatus											mycteroperca tigris										
coryphopterus thrix											mycteroperca venenosa										
decapterus sp											myripristis jacobus										
diodon histrix											neoniphon marianus										
diodon holacanthus											ocyurus chrysurus										
echidna catenata											odontoscion dentex										
elacatinus horsti											ophioblennius atlanticus										
elacatinus illecebrosus											opistognathus aurifrons										
elegatis bipinnulata											pempheris schomburgki										
epinephelus adscensionis											pempheris sp.										
epinephelus guttatus											pomacanthus arcuatus										
epinephelus itajara											pomacanthus paru										
epinephelus morio											priacanthus cruentatus										
epinephelus striatus											prognathodes aculeatus										
equetus lanceolatus											pseudopeneus maculatus										
equetus punctatus											rypticus saponaceus										
fistularia tabacaria											scarus coelestinus										
gnatholepis cauerensis											scarus guacamaia										
gramma loreto											scarus iseri										
gramma melacara											scarus taeniopterus										
gymnothorax funebris											scarus vetula										
gymnothorax miliaris											scomberomorus brasiliensis										
gymnothorax moringa											scomberomorus regalis										
gymnothorax ocellatus											serranus tigrinus										
haemulon album											serranus tortugarum										
haemulon aurolineatum											sparisoma atomarium										
haemulon bonariense											sparisoma aurofrenatum										
haemulon carbonarium											sparisoma chrysopterygum										
haemulon chrysargyreum											sparisoma rubripinne										
haemulon flavolineatum											sparisoma viride										
haemulon macrostomum											sphaeroides spengleri										
haemulon melanurum											sphyræna barracuda										
haemulon parrai											stegastes adustus										
haemulon plumieri											stegastes diencaeus										
haemulon sciurus											stegastes fuscus										
haemulon striatum											stegastes leucostictus										
halichoeres bivittatus											stegastes partitus										
halichoeres cyanocephalus											stegastes planifrons										
halichoeres garnoti											stegastes variabilis										
halichoeres maculipinna											synodus intermedius										
halichoeres pictus											thalassoma bifasciatum										
halichoeres poeyi											trachinotus falcatus										
halichoeres radiatus																					

b. Formato de toma de datos en campo para riqueza.

censo riqueza de especies									
localidad:						fecha:			
estacion:									
a=1, b=2-10, c=11-100, d=>100									
genero especies	1	2	3	4		1	2	3	4
abudefduf saxatilis					holacanthus ciliaris				
acanthemblemaria aspera					holocentrus adscensionis				
acanthemblemaria rivasi					holocentrus rufus				
acanthostracion polygonia					holocentrus vexillarium				
acanthostracion quadricornis					hypoplectrus guttavarius				
acanthurus bahianus					hypoplectrus indigo				
acanthurus chirurgus					hypoplectrus n.sp.1 (tan hamlet)				
acanthurus coeruleus					hypoplectrus n.sp.2 (lagrima)				
aluterus scriptus					hypoplectrus nigricans				
amblycirrhitus pinos					hypoplectrus planifrons				
anisotremus surinamensis					hypoplectrus providencianus				
anisotremus virginicus					hypoplectrus puella				
apogon townsendi					hypoplectrus unicolor				
Aulostomus maculatus					inermia vittata				
balistes vetula					kyphosus sectatrix				
bodianus pulchellus					kyphosus sp.				
bodianus rufus					lactophrys bicaudalis				
calamus calamus					lactophrys trigonus				
cantherhines macrocerus					lactophrys triquetter				
cantherhines pullus					liopropoma rubre				
canthidermis sufflamen					loglossus helenae				
canthigaster rostrata					lucayablennius zingaro				
caranx bartholomaei					lutjanus analis				
caranx ruber					lutjanus apodus				
cephalopholis cruentata					lutjanus cyanopterus				
cephalopholis fulva					lutjanus griseus				
chaetodon capistratus					lutjanus jocu				
chaetodon ocellatus					lutjanus mahogoni				
chaetodon sedentarius					lutjanus synagris				
chaetodon striatus					melichthys niger				
chromis cyanea					microspathodon chrysurus				
chromis insolata					monacanthus tuckeri				
chromis multilineata					mulloidichthys martinicus				
clepticus parrae					mycteroperca bonaci				
coryphopterus dicrus					mycteroperca interstitialis				
coryphopterus eidolon					mycteroperca phenax				
coryphopterus glaucifraenum					mycteroperca rubra				
coryphopterus personatus					mycteroperca tigris				
coryphopterus thrux					mycteroperca venenosa				
decapterus sp					myripristis jacobus				
diodon histrix					neoniphon marianus				
diodon holocanthus					ocyurus chrysurus				
echidna catenata					odontoscion dentex				
elacatinus horsti					ophioblennius atlanticus				
elacatinus illecebrosus					opistognathus aurifrons				
elegatis bipinnulata					pempheris schomburgki				
epinephelus adscensionis					pempheris sp.				
epinephelus guttatus					pomacanthus arcuatus				
epinephelus itajara					pomacanthus paru				
epinephelus morio					priacanthus cruentatus				
epinephelus striatus					prognathodes aculeatus				
equetus lanceolatus					pseudopeneus maculatus				
equetus punctatus					rypticus saponaceus				
fistularia tabacaria					scarus coelestinus				
gnatholepis cauerensis					scarus guacamaia				
gramma loreto					scarus iseri				
gramma melacara					scarus taeniopterus				
gymnothorax funebris					scarus vetula				
gymnothorax miliaris					scomberomorus brasiliensis				
gymnothorax moringa					scomberomorus regalis				
gymnothorax ocellatus					serranus tigrinus				
haemulon album					serranus tortugarum				
haemulon aurolineatum					sparisoma atomarium				
haemulon bonariense					sparisoma aurofrenatum				
haemulon carbonarium					sparisoma chrysopterus				
haemulon chrysargyreum					sparisoma rubripinne				
haemulon flavolineatum					sparisoma viride				
haemulon macrostomum					sphoeroides spengleri				
haemulon melanurum					sphyraena barracuda				
haemulon parrai					stegastes adustus				
haemulon plumierii					stegastes diencaeus				
haemulon sciurus					stegastes fuscus				
haemulon striatum					stegastes leucostictus				
halichoeres bivittatus					stegastes partitus				
halichoeres cyanocephalus					stegastes planifrons				
halichoeres garnoti					stegastes variabilis				
halichoeres maculipinna					synodus intermedius				
halichoeres pictus					thalassoma bifasciatum				
halichoeres poeyi					trachinotus falcatus				
halichoeres radiatus									

Anexo 2

a. Especies, niveles tróficos y clasificación según abundancia apreciativa (A=abundante, C=común, R=rara) para la Ensenada del Aguacate en todos los años. (Nivel trófico adaptado de González 2003, Gamba 2003 y Fishbase 2010).

ESPECIES	NIVELES TROFICOS	Cla.			
<i>Abudefduf saxatilis</i>	omnívoro	A	<i>Halichoeres pictus</i>	carnívoro	C
<i>Acanthemblemaria rivasi</i>	carnívoro	R	<i>Halichoeres poeyi</i>	carnívoro	C
<i>Acanthurus bahianus</i>	herbívoro	C	<i>Halichoeres radiatus</i>	carnívoro	C
<i>Acanthurus chirurgus</i>	herbívoro	C	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	carnívoro	R
<i>Acanthurus coeruleus</i>	herbívoro	C	<i>Holocentrus adscensionis</i>	carnívoro	C
<i>Anisotremus surinamensis</i>	carnívoro	C	<i>Holocentrus rufus</i>	carnívoro	R
<i>Anisotremus virginicus</i>	carnívoro	C	<i>Holocentrus vexillarius</i>	carnívoro	R
<i>Bodianus rufus</i>	carnívoro	C	<i>Hypoplectrus nigricans</i>	carnívoro	R
<i>Bothus lunatus</i>	carnívoro	R	<i>Hypoplectrus puella</i>	carnívoro	R
<i>Cantherines pullus</i>	carnívoro	R	<i>Hypoplectrus unicolor</i>	carnívoro	R
<i>Canthigaster rostrata</i>	carnívoro	C	<i>Kyphosus sp.</i>	herbívoro	C
<i>Caranx bartholomaei</i>	carnívoro	R	<i>Lucayablennius zingaro</i>	carnívoro	R
<i>Caranx ruber</i>	carnívoro	R	<i>Lutjanus analis</i>	carnívoro	R
<i>Cephalopis cruentata</i>	carnívoro	C	<i>Lutjanus apodus</i>	carnívoro	R
<i>Chaetodon capistratus</i>	carnívoro	C	<i>Lutjanus jocu</i>	carnívoro	R
<i>Chaetodon ocellatus</i>	carnívoro	C	<i>Lutjanus mahogoni</i>	carnívoro	C
<i>Chaetodon striatus</i>	carnívoro	R	<i>Lutjanus synagris</i>	carnívoro	R
<i>Chromis multilineata</i>	planctívoro	C	<i>Microspathodon chrysurus</i>	herbívoro	C
<i>Clepticus parrai</i>	carnívoro	C	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	carnívoro	C
<i>Coryphopterus dicrus</i>	omnívoro	R	<i>Myripristis jacobus</i>	planctívoro	C
<i>Coryphopterus personatus</i>	omnívoro	R	<i>Ocyurus chrysurus</i>	carnívoro	R
<i>Coryphopterus sp.</i>	omnívoro	R	<i>Odontoscion dentex</i>	carnívoro	R
<i>Coryphopterus thrix</i>	omnívoro	R	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	carnívoro	R
<i>Ddiodon histrix</i>	carnívoro	R	<i>Ophioblennius macclurei</i>	carnívoro	R
<i>Elacatinus illecebrosus</i>	omnívoro	R	<i>Pempheris schomburgkii</i>	planctívoro	C
<i>Elacatinus saucrum</i>	omnívoro	R	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	omnívoro	R
<i>Epinephelus striatus</i>	carnívoro	R	<i>Pomacanthus paru</i>	omnívoro	R
<i>Equetus lanceolatus</i>	carnívoro	R	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	carnívoro	R
<i>Equetus punctatus</i>	carnívoro	R	<i>Rhinesomus bicaudalis</i>	carnívoro	R
<i>Gnatholepis cauerensis</i>	omnívoro	R	<i>Rhinesomus triqueter</i>	carnívoro	R
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	omnívoro	R	<i>Sargocentron vexillarium</i>	carnívoro	R
<i>Gramma loreto</i>	carnívoro	C	<i>Scarus iseri</i>	herbívoro	C
<i>Haemulon aurolineatum</i>	carnívoro	C	<i>Scarus sp.</i>	herbívoro	C
<i>haemulon bonariense</i>	carnívoro	R	<i>Scarus taeniopterus</i>	herbívoro	R
<i>Haemulon carbonarium</i>	carnívoro	C	<i>Serranus tigrinus</i>	carnívoro	C
<i>Haemulon chrysargyreum</i>	carnívoro	R	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	herbívoro	C
<i>Haemulon flavolineatum</i>	carnívoro	C	<i>Sparisoma chrysopterygum</i>	herbívoro	R
<i>Haemulon macrostomum</i>	carnívoro	C	<i>Sparisoma rubripinne</i>	herbívoro	C
<i>Haemulon parra</i>	carnívoro	R	<i>Sparisoma viride</i>	herbívoro	C
<i>Haemulon plumieri</i>	carnívoro	R	<i>Stegastes adustus</i>	herbívoro	A
<i>Haemulon sciurus</i>	carnívoro	R	<i>Stegastes leucostictus</i>	herbívoro	C
<i>Halichoeres bivittatus</i>	carnívoro	C	<i>Stegastes partitus</i>	planctívoro	R
<i>Halichoeres garnoti</i>	carnívoro	C	<i>Stegastes planifrons</i>	omnívoro	C
<i>Halichoeres maculipina</i>	carnívoro	C	<i>Stegastes variabilis</i>	herbívoro	R
			<i>Synodus intermedius</i>	planctívoro	C
			<i>Thalassoma bifasciatum</i>	carnívoro	A

b. Bahía de Capurganá.

ESPECIES	NIVEL TROFICO	Cla.
<i>Abudefduf saxatilis</i>	omnívoro	A
<i>Acanthemblemaria rivasi</i>	carnívoro	R
<i>Acanthostracion polygonia</i>	carnívoro	R
<i>Acanthostracion quadricornis</i>	carnívoro	R
<i>Acanthurus bahianus</i>	herbívoro	C
<i>Acanthurus chirurgus</i>	herbívoro	C
<i>Acanthurus coeruleus</i>	herbívoro	C
<i>Aluterus scriptus</i>	omnívoro	R
<i>Amblycirrhitus pinos</i>	Carnívoro	R
<i>Anisotremus surinamensis</i>	carnívoro	R
<i>Anisotremus virginicus</i>	carnívoro	C
<i>Aulostomus maculatus</i>	carnívoro	R
<i>Bodianus rufus</i>	carnívoro	C
<i>Cantherhines macrocerus</i>	omnívoro	R
<i>Cantherines pullus</i>	omnívoro	R
<i>Canthidermis sufflamen</i>	carnívoro	R
<i>Canthigaster rostrata</i>	carnívoro	C
<i>Caranx bartholomaei</i>	carnívoro	C
<i>Caranx ruber</i>	carnívoro	C
<i>Cephalopolis cruentata</i>	carnívoro	C
<i>Cephalopolis fulva</i>	carnívoro	R
<i>Chaetodon capistratus</i>	carnívoro	C
<i>Chaetodon ocellatus</i>	carnívoro	C
<i>Chaetodon striatus</i>	carnívoro	R
<i>Chromis multilineata</i>	planctívoro	C
<i>Coryphopterus dicrus</i>	omnívoro	R
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	omnívoro	R
<i>Coryphopterus sp.</i>	omnívoro	R
<i>Dasyatis americana</i>	carnívoro	R
<i>Diodon hystrix</i>	carnívoro	R
<i>Echidna catenata</i>	carnívoro	R
<i>Equetus lanceolatus</i>	carnívoro	R
<i>Equetus punctatus</i>	carnívoro	R
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	carnívoro	R
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	omnívoro	R
<i>Gramma loreto</i>	carnívoro	C
<i>Gymnothorax miliaris</i>	carnívoro	R
<i>Haemulon album</i>	carnívoro	R
<i>Haemulon aurolineatum</i>	carnívoro	C
<i>Haemulon carbonarium</i>	carnívoro	C
<i>Haemulon flavolineatum</i>	carnívoro	C
<i>Haemulon macrostomum</i>	carnívoro	C
<i>Haemulon parrai</i>	carnívoro	R
<i>Haemulon plumieri</i>	carnívoro	R

<i>Haemulon sciurus</i>	carnívoro	R
<i>Halichoeres bivittatus</i>	carnívoro	A
<i>Halichoeres garnoti</i>	carnívoro	R
<i>Halichoeres maculipina</i>	carnívoro	C
<i>Halichoeres poeyi</i>	carnívoro	C
<i>Halichoeres radiatus</i>	carnívoro	C
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	carnívoro	R
<i>Holocentrus adscensionis</i>	carnívoro	C
<i>Holocentrus rufus</i>	carnívoro	R
<i>Holocentrus vexillarius</i>	carnívoro	C
<i>Kyphosus sp.</i>	herbívoro	A
<i>Lactophrys bicaudalis</i>	carnívoro	R
<i>Lactophrys triqueter</i>	carnívoro	R
<i>Lutjanus apodus</i>	carnívoro	R
<i>Lutjanus jocu</i>	carnívoro	R
<i>Lutjanus mahogoni</i>	carnívoro	C
<i>Microspathodon chrysurus</i>	herbívoro	C
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	carnívoro	C
<i>Myripristis jacobus</i>	planctívoro	A
<i>Ocyurus chrysurus</i>	carnívoro	C
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	carnívoro	R
<i>Ophioblennius macclurei</i>	carnívoro	C
<i>Pempheris schomburgkii</i>	planctívoro	C
<i>Pempheris sp.</i>	planctívoro	C
<i>Pomacanthus arcuatus</i>	omnívoro	R
<i>Pomacanthus paru</i>	omnívoro	R
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	carnívoro	C
<i>Sargocentron vexillarium</i>	carnívoro	R
<i>Scarus croicensis</i>	herbívoro	C
<i>Scarus sp.</i>	herbívoro	R
<i>Scarus taeniopterus</i>	herbívoro	C
<i>Scarus vetula</i>	herbívoro	R
<i>Serranus tigrinus</i>	carnívoro	C
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	herbívoro	C
<i>Sparisoma chrysopteron</i>	herbívoro	R
<i>Sparisoma rubripinne</i>	herbívoro	C
<i>Sparisoma viride</i>	herbívoro	C
<i>Sphyraena barracuda</i>	carnívoro	R
<i>Stegastes adustus</i>	herbívoro	A
<i>Stegastes diencaeus</i>	herbívoro	R
<i>Stegastes leucostictus</i>	herbívoro	R
<i>Stegastes partitus</i>	planctívoro	C
<i>Stegastes planifrons</i>	omnívoro	C
<i>us intermedius</i>	carnívoro	R
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	carnívoro	A