

**ESTADO ACTUAL DE LAS FORMACIONES CORALINAS EN LA REGIÓN DE SANTA
MARTA, BAHÍA DE GAIRA Y EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA, CARIBE
COLOMBIANO**

DAVID ACEVEDO VALENCIA

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA
2010**

**ESTADO ACTUAL DE LAS FORMACIONES CORALINAS EN LA REGIÓN DE SANTA
MARTA, BAHÍA DE GAIRA Y EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA, CARIBE
COLOMBIANO**

DAVID ACEVEDO VALENCIA

Tesis de pregrado

Director
ORLANDO PEDRO LECOMPTE
Biólogo Marino. M. Sc.

Codirectora
VALERIA PIZARRO.
Bióloga. Ph. D.

Asesor
ADOLFO SANJUAN MUÑOZ
Biólogo Marino. M. Sc.

UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA
2010

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

A mi viejo y a La Nena, por su amor y apoyo incondicional.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Peter Lecompte por aceptar dirigir este proyecto, por creer en mí y por permitirme aprender a su lado.

A Valeria Pizarro por su colaboración y asesoría en la redacción de este documento, por trabajar siempre de más y por brindarme su apoyo.

A Adolfo Sanjuan Muñoz por la financiación de este proyecto y por la asesoría en la parte estadística.

Al Sub-Programa de restauración de Ecosistemas Acuáticos (REA), Parque Nacional Tayrona, Parques Nacionales Naturales de Colombia Dirección Caribe, por permitir la realización de parte de esta investigación en el Parque Nacional Natural Tayrona.

A la Universidad Jorge Tadeo Lozano por su aporte en la infraestructura, equipos y materiales necesarios para la realización de este estudio.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN JUSTIFICADA	1
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1. La ecología y las características generales de las comunidades	5
2.2. Características generales de los arrecifes de coral	7
2.3. Enfermedades y condiciones de deterioro coralino	10
3. ESTADO DEL ARTE	15
4. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	21
6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
7. HIPÓTESIS	22
8. METODOLOGÍA	23
8.1. Área de estudio	23
8.1.1. Bahía de Santa Marta	24
8.1.2. Morro Grande	25
8.1.3. Bahía de Gaira	26
8.1.4. Parque Nacional Natural Tayrona	26
8.2. Fase de campo	29
8.2.1. Selección de zonas de muestreo	29
8.2.2. Muestreo	30
8.4. Fase de gabinete	34
8.4.1. Estructura coralina	34
8.4.2. Ocurrencia de enfermedades y signos de deterioro	37
9. RESULTADOS	38
9.1. Composición y cobertura	38
1.1.1. Diversidad de Especies	43
1.2. Condición de Salud	47
10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	58
11. CONCLUSIONES	66

12.	RECOMENDACIONES	67
13.	BIBLIOGRAFIA	68
14.	ANEXOS	86

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Especies de corales duros afectadas por cada una de las enfermedades registradas durante el monitoreo del SIMAC (1998-2005) y Garzón-Ferreira <i>et al.</i> (2001) en el Caribe colombiano. X= registrado por SIMAC y Garzón-Ferreira <i>et al.</i> (2001). (X) = registrado exclusivamente durante monitoreo SIMAC. XX = registrado exclusivamente por Garzón-Ferreira <i>et al.</i> (2001). Tomado de: Gil-Agudelo <i>et al.</i> (2009).....	13
Tabla 2. Estaciones de muestreo con su respectiva sigla, profundidad de muestreo y posición geográfica.	25
Tabla 3. Condiciones de deterioro de los corales pétreos (Tomado y modificado de: Barrios, 2000).	32
Tabla 4. Índices de diversidad para las estaciones de muestreo en el PNNT, SM y BG. Tomado y Modificado de Marrugo (2009).	44
Tabla 5. Ocurrencia de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro por estación observados en el área de estudio (BSM, BG y PNNT)..	57
Tabla 6. Ocurrencia y de enfermedades coralinas observadas en el área de estudio (BSM, BG y PNNT).	57
Tabla 7. Cobertura (%) de corales duros y macroalgas de estudios realizados en la región de SM.	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zona de Santa Marta (SM). Tomado de: Laboratorio SIG, Parque Nacional Natural Tayrona.	23
Figura 2. Buzo sobre el fondo llevando a cabo método de foto-cuadrante. Nótese la cámara situada sobre el armazón de PVC.....	30
Figura 3. Cuadrante de 0,25 x 0,25 m (0,625 m ²) usado como área de referencia.	31
Figura 4. Imagen con 25 puntos escogidos aleatoriamente por el programa CPCEe.	33
Figura 5. Cobertura relativa (%) de los grupos arrecifales bentónicos en la zona de estudio (BSM, BG y PNNT).	38
Figura 6. Porcentaje de cobertura relativa de las especies observadas en la zona de estudio (BSM, BG y PNNT). a. Especies más abundantes (>1 %). b. Otras especies (<1 %).	40
Figura 7. Especies de zoantídeos observadas en la zona de estudio. a. <i>R. florida</i> ; b. <i>Parazoanthus</i> sp; c. <i>P. caribaeorum</i> ; d. <i>P. grandis</i>	41
Figura 8. Cobertura (%) de los principales grupos arrecifales en el área de estudio (BSM, BG y PNNT). a. AMP. b. AMNP.	42
Figura 9. Cobertura macroalgal según grupos funcionales. a. AMP. b. AMNP.	43
Figura 10. Diversidad de Shannon Weiner (H') e intervalos de confianza de cada estación en zonas AMP y AMNP..	45
Figura 11. Dendrograma de clasificación mediante el índice de Bray Curtis con técnica de ligamiento promedio de la media aritmética no ponderada. (coeficiente de correlación cofenético= 0,82).	46
Figura 12. Ocurrencia de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro observadas en el PNNT, BSM y BG.	47
Figura 13. Lesiones causadas por peces en colonias de corales escleractíneos. a. lesiones en <i>A. palmata</i> causadas por TS. Se observan protuberancias sobre las ramas de las colonias con y sin colonización macroalgal. b. Lesión focal producida por DEP en colonia de <i>M. faveolata</i> . La lesión presenta forma irregular. Se observa el esqueleto coralino expuesto con un desgaste profundo de los cálices.	48

- Figura 14. Blanqueamiento en *S. sidérea* observado en la Bahía de Chengue (PNNT). Se observan lesiones anulares focales y difusas en contacto directo con el tejido afectado. Se observa decoloración de tejido en la zona afectada. 49
- Figura 15. Invasiones por otros organismos (IO) observadas en la zona de estudio. a. Invasión por *P. caribaeorum*. b. invasión por gorgonaceo incrustante *E. caribaeorum*. c. Invasión por poliquetos en *M. complanata*. d. Detalle de oscurecimiento causado por el contacto entre el poliqueto con el tejido coralino. 50
- Figura 16. Lesiones causadas por EPB. a. Pérdida de tejido coralino y colonización algal en una colonia de *D. strigosa*. b. banda linear de esqueleto expuesto sobre colonia afectada de *M. pherox*. 53
- Figura 17. Lesiones causadas en *A. palmata* aparentemente por la enfermedad de parche blanco en la Bahía de Chengue y Cinto. 54
- Figura 18. Colonias coralinas afectadas por SBC. a. Lesión en colonia de *P. astreoides* afectada por SBC. Se observa el esqueleto expuesto sin tejido coralino vivo. Margen de la lesión grueso y sobresaliente. b. bandas anulares de pérdida de tejido sobre las ramas de una colonia de *A. palmata*. Además se observa lesión irregular sin tejido vivo producida aparentemente por WP.55
- Figura 19. Colonia de *S. sidérea* afectada por LO. Se pueden observar en detalle las depresiones circulares sobre las zonas afectadas. 56

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Diversidad acumulada de los 80 cuadrantes (5 m ²) por cada transecto de las 21 estaciones de estudio para evaluar la representatividad del muestreo..	86
Anexo B. Resultado de la prueba Z por pares de estaciones (Z teórico = 1,96). Valores subrayados indican diferencias significativas.	88
Anexo C. Ocurrencia por estación y especie de los tipos de enfermedades, blanqueamiento y tipos de signos de deterioro observados en el area de estudio (PNNT, SM y BG)	89
Anexo D. Analisis inverso de Kaandorp para los grupos resultantes (A, B, D, E) del dendrograma de clasificacion. (Prom) promedio de abundancia de especie por asociacion; error estandar (EE); porcentaje de abundancia de cada especie por asociacion (%). Los cuadros rojos señalan las especies exclusivas y los azules las especies características.	95

RESUMEN

Se determinó el estado de las formaciones coralinas en la región de Santa Marta con base en la estructura (composición y abundancia) de los principales grupos bentónicos (corales duros, macroalgas, esponjas, gorgonáceos y sustrato abiótico y la evaluación de la condición de salud de las especies coralinas. Entre marzo y octubre de 2009, se muestrearon 17 estaciones localizadas en el Parque Nacional Natural Tayrona (Área Marina Protegida, AMP), dos en formaciones en la Bahía de Santa Marta y dos en la Bahía de Gaira (Área Marina No Protegida, AMNP). Para cuantificar la cobertura de cada componente bentónico se utilizó el método de foto-transecto, realizando los cálculos de cobertura con el programa *Coral Point Count with Excel extensions*. Las fotografías fueron tomadas sobre cuadrantes de 0,06 m² colocados consecutivamente en transectos de banda de 20 x 0,25 m. Se determinó la ocurrencia de las condiciones de deterioro contando las colonias sanas y las afectadas en cada transecto de banda. Se registraron 30 especies de corales hermatípicos en total. El sustrato abiótico fue el componente bentónico más conspicuo, seguido de los corales duros y las macroalgas (38,25, 36,07 y 21,21 % respectivamente). Las especies coralinas con mayor abundancia fueron *Diploria strigosa* (22, 62 %), *Colpophyllia natans* (20,18 %) y *Montastraea cavernosa* (16,53 %). Las estaciones que presentaron mayores coberturas coralinas fueron las ubicadas en las Bahías de Cinto, Gayraca e Isla Aguja. Las coberturas coralinas más bajas y dominancia de macroalgas se presentaron en las estaciones ubicadas por fuera de la AMP. La ocurrencia de enfermedades, blanqueamientos y signos de deterioro fueron 0,32, 4,85 y 29,22 % respectivamente. Se registraron ocho signos de deterioro (invasión algal, invasión por esponjas, invasión por otros organismos, depredación por peces, territorialismo de *Stegastes planifrons*, muerte actual, muerte reciente y blanqueamiento) y cuatro enfermedades y/o síndromes (plaga blanca, lunares oscuros, parche blanco y los síndromes blancos del Caribe, los cuales no habían sido reportados para la zona). En cuanto a las diferencias entre AMP y AMNP, la probabilidad obtenida en el ANOSIM (0,8 %) permitió establecer que hay diferencias en cuanto a la cobertura relativa coralina entre zonas AMP y AMNP. Además la prueba de chi-cuadrado confirmó que si existen diferencias entre las diversidades de las zonas AMP y AMNP. Los resultados de la presente investigación permitieron determinar que el estado de las formaciones coralinas en la región de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona es bueno, en términos de la estructura y salud de las comunidades coralinas. Además se pudo establecer que las

formaciones coralinas dentro de las AMP se encuentran en mejor estado que las comunidades arrecifales bentónicas en AMNP

Palabras clave: formaciones coralinas, estado, Santa Marta, Tayrona, Áreas Marinas Protegidas.

ABSTRACT

The status of coral reef formations of Santa Marta was established in terms of composition and abundance of the main benthic reef groups (hard corals, reef macro-algae, gorgonians, sponges and abiotic substrate). The health condition was evaluated by the occurrence of coral diseases, bleaching and deterioration signs. Comparisons between coral reef communities in Marine Protected Areas (Marine Protected Areas, AMP) and Not Protected Marine Areas (Marine Non-Protected Areas, AMNP) were made in order to establish any kind of difference in these communities. The study area included 21 stations in six locations of the Tayrona National Natural Park, two coral reef formations in Santa Marta Bay and another two in Gaira Bay. Sampling was carried out in 2009, from March to October. Photo-quadrant method was used to quantify the relative cover of each benthic component, as well as the *Coral Point Count with Excel extensions* software. Quadrants of 0,0625 m² were used as reference along 20 m transects. Affected coral colonies were counted over the same transect to calculate each deteriorating sign occurrence percentage. A one way similarity analysis (ANOSIM) was used to determinate differences in coral cover of AMP and AMNP. A chi-square test was used to confirm differences in the diversity of AMP and AMNP stations. The presence of 30 scleractinian coral species were recorded in the study area. The abiotic substrate was the most abundant benthic component of the reef communities, followed by the hard corals and marine macro-algae (38,28, 36,06 and 21,18 % respectively). The dominant species were *Diploria strigosa* (22, 62), *Colpophyllia natans* (20,18 %) y *Montastraea cavernosa* (16,53 %). The stations with the highest coral cover were located at Cinto Bay, Gayraca Bay and Isla Aguja (AMP), contrasting with the AMNP stations that showed the lowest coral cover values. The prevalence of diseases, bleaching and deteriorating signs were 0,32, 4,85 and 29,22 % respectively. Eight deteriorating signs and six diseases and syndromes were recorded, including white plague and dark spots disease, white patch disease, as well as Caribbean white syndromes, first reported in this work for the area. The ANOSIM probability (0,8 %) allowed to establish that there are differences in hard coral cover between AMP and AMNP stations. Moreover, the chi-square test confirmed that there are differences in the diversity of AMP and AMNP stations. The results of this work allowed suggest that the status of coral reef formations in Santa Marta and the Tayrona Park is good, in terms of composition and abundance of coral communities and their health condition. Comparing these results with other results from the same area showed that the status of coral reefs in this region has not change in the last eight

years. It was also established that the coral reef communities located in AMP is in better condition than the ones located in AMNP.

Key words: coral reefs, status, Santa Marta, Tayrona, Marine Protected Areas.

1. INTRODUCCIÓN JUSTIFICADA

Las comunidades son agrupaciones o ensamblajes de poblaciones de organismos que habitan e interactúan unos con otros en un mismo tiempo y espacio (Begon *et al.*, 2006). Las comunidades arrecifales hacen parte de los ecosistemas más complejos, espectaculares y diversos del mundo (Hoegh-Guldberg, 1999). Esto se debe en gran parte a los constructores primordiales de este ecosistema, los corales hermatípicos. El hábitat que constituyen los esqueletos coralinos de estos animales proporciona alimento, refugio y sustrato para el 25 % de las especies marinas (Steene, 1992; Buddemeier *et al.*, 2004). Este tipo de comunidades, ubicadas en la interfaz fondo marino-columna de agua (Wells, 1977), proporcionan grandes beneficios socio económicos y ecológicos en los trópicos en los que se desarrollan: (1) representan uno de los recursos monetarios globales más importantes, generando en todo el mundo ganancias cercanas a los 30 billones de dólares anuales (Buddemeier *et al.*, 2004); (2) La pesquería de peces arrecifales provee de alimento a millones de personas en las zonas tropicales y subtropicales (McManus *et al.*, 2000); (3) forman barreras naturales que protegen las costas contra la acción del oleaje y las mareas, evitando la erosión y estabilizando los suelos (Sant *et al.*, 2006); (4) aumentan la heterogeneidad del fondo marino, favoreciendo la diversidad de los ecosistemas; y (5) disminuyen gases invernadero que causan el calentamiento global (Chrisholm y Barnes, 1998).

El estado actual de las formaciones coralinas del mundo es preocupante, ya que son unos de los ecosistemas más afectados, entre otros, por los cambios de temperatura global (Graham *et al.*, 2008) y las variaciones en la química del agua marina (Grimsditch y Salm, 2006). Las comunidades arrecifales, a nivel global, están sufriendo deterioro a largo plazo (McGehee, 2008). Los cambios que se están presentando en los mares del mundo están destruyendo los arrecifes de coral a tasas y escalas nunca antes vistas (Grimsditch y Salm, 2006). El deterioro arrecifal tiene causas naturales y antropogénicas (Nakano, 2004) dentro de las que están el aumento de los nutrientes y la turbidez (Prahl y Erhardt, 1985; Caballero *et al.*, 2004) y la sobrepesca de especies claves para el ecosistema arrecifal (Griffin *et al.*, 2003; Buddemeier *et al.*, 2004; Mumby *et al.*, 2006). Bellwood y Hughes (2001) explican que la pérdida de organismos claves para las formaciones arrecifales puede comprometer la estabilidad y la capacidad del arrecife de responder a cualquier disturbio.

La alta sensibilidad de los ecosistemas arrecifales a los disturbios tiene como resultado la reducción de la cobertura coralina viva, a tal punto que dos terceras partes de las formaciones arrecifales del Caribe se encuentran en riesgo, y la otra tercera parte en alto riesgo (Alvarado *et al.*, 2004). Las comunidades arrecifales de Colombia hacen parte de las comunidades marinas afectadas por los disturbios, y durante los últimos 20 años se han registrado grandes mortalidades, tanto de especies coralinas como de otros invertebrados típicos del ecosistema arrecifal como erizos y gorgonáceos (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Estas comunidades arrecifales están expuestas a una gran cantidad de gradientes en sus parámetros medio ambientales, por lo cual se presentan en ellas grandes adaptaciones por parte de sus habitantes para poder realizar actividades reproductivas y de supervivencia (Wells, 1977).

Liddell (1992) asegura que aún cuando las comunidades arrecifales usualmente se recuperan de los disturbios de origen natural, la combinación de este tipo de disturbios con los efectos antrópicos, influencia de manera negativa la capacidad de recuperación arrecifal. La rápida degradación y alta mortalidad de estos ecosistemas arrecifales muestra que los cambios ambientales actuales y la tasa a la que se presentan los mismos exceden las capacidades adaptativas de éstas comunidades (Buddemeier, 2004). Cada vez es más evidente que el proceso de degradación implica también grandes dificultades para los ecosistemas en los procesos de recuperación posteriores a los daños ocasionados por los disturbios (Birrel *et al.*, 2005). Sumado a lo anterior, los corales y las zooxantelas tienen dificultad en aclimatarse o adaptarse suficientemente rápido a la tasa actual de calentamiento de los océanos tropicales (Hoegh-Guldberg, 1999). La pérdida de cobertura coralina representa un gran problema ambiental, ya que la disminución de la abundancia de corales pone en una grave situación a las poblaciones de organismos como peces, moluscos y crustáceos asociados al ecosistema arrecifal (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001).

Las comunidades coralinas bentónicas sometidas a condiciones desfavorables prolongadas o disturbios tienden a sufrir un cambio de fase, en el cual los hábitats dominados por corales pasan a ser dominados por macroalgas (Bellwood y Hughes, 2001; Buddemeier *et al.*, 2004; Aronson *et al.*, 2004; Hughes, 1994; Hughes, 2007; McCook *et al.*, 2001). Según Kramer (2003), éste es el caso para la mayoría de arrecifes del Atlántico Occidental, en los cuales se puede ya asumir que una alta cantidad de macroalgas es un indicador de ecosistemas biológicamente deteriorados. Para contrarrestar el deterioro que presentan las comunidades arrecifales se están llevando a cabo algunas iniciativas y estrategias de mitigación contra las perturbaciones.

La prioridad urgente de “Conservar la diversidad biológica, la condición, los recursos y los valores de los arrecifes de coral y los ecosistemas conexos” (Ramos, 1998) fue identificada en la Iniciativa Internacional de los Arrecifes de Coral (ICR) durante la Conferencia Global del Desarrollo Sostenible de los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo de las Naciones Unidas (llevada a cabo en Barbados en 1994). Además en ésta conferencia se afirmó que “Se requiere el monitoreo de los arrecifes coralinos a escala nacional, regional y global” (Ramos, 1998).

El establecimiento de las Áreas Marinas Protegidas (AMP) hace parte de las estrategias de conservación, y se definen como un espacio bien definido geográficamente, que a través de recursos legales, busca lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza y los servicios y valores asociados a los ecosistemas (UICN-WCPA, 2008). Las AMP han sido utilizadas eficazmente por décadas, pero la velocidad del decline de las zonas marítimas costeras ha resaltado su potencial para mantenimiento de la diversidad biológica marina (Palumbi, 2001). Las AMP tienen como propósito proteger especies y hábitats marinos, conservar la biodiversidad, restaurar poblaciones de organismos, manejo de actividades turísticas y minimizar conflictos entre los usuarios de los recursos naturales (Pomeroy *et al.*, 2004). A través de la implementación de este tipo de áreas se ayuda a mantener la salud y productividad de ecosistema, a mantener la variabilidad genética que asegura la viabilidad de poblaciones claves, al mantenimiento de los procesos evolutivos y a promover la capacidad de resistencia de los arrecifes contra los disturbios, a conservar la biodiversidad de los ecosistemas, proteger hábitat de desove y guarderías de peces, así como los sitios con impacto directo humano para su recuperación ante los disturbios (UICN-WCPA, 2008).

El Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) hace parte de las 10 AMP de Parques Nacionales de Colombia en el Caribe colombiano, siendo una de las más importantes del país por su relevancia ambiental. En ésta zona protegida se han registrado 488 especies de algas, 289 de cnidarios y 308 especies de esponjas (Corredor, 2006). No obstante, el acelerado incremento poblacional en las zonas costeras, las presiones sobre los recursos naturales, y la colonización incontrolada atentan contra la conservación de sus recursos a una velocidad alarmante (Corredor, 2006). A pesar de que gran parte del PNNT se encuentra catalogado como AMP, las formaciones arrecifales de algunos sectores están siendo afectadas por las actividades derivadas del desarrollo urbano y portuario, tales como el vertimiento de aguas negras, basuras sólidas y dragados. Además, las actividades náuticas y asociadas con el turismo y la pesca con explosivos empeora la situación (Díaz *et al.*, 2000). Como AMP, sería de esperar que el estado

de las comunidades bentónicas arrecifales dentro del PNNT sea diferente del estado de las formaciones arrecifales por fuera del éste, es decir en Áreas Marinas No Protegidas (AMNP).

Además de la implementación de las AMP como estrategia de mitigación, es fundamental identificar el estado de los ecosistemas y las causas de transición de un estado a otro para asegurar el manejo efectivo de sus recursos (McPherson y DeStefano, 2003). Además es de gran importancia, según Díaz y colaboradores (1995), la realización de monitoreos periódicos de reconocimiento en comunidades arrecifales perturbadas, con el fin de disponer de información actualizada para el manejo de los ambientes marinos, y establecer si se están presentando cambios en la estructura dichas comunidades. Teniendo en cuenta estos argumentos se hace imprescindible la realización de investigaciones encaminadas al conocimiento de este tipo de ecosistemas para poder desarrollar medidas para su protección y uso sostenible.

El objetivo del presente trabajo fue el de monitorear el estado actual de las principales formaciones coralinas de la región de Santa Marta (SM) que incluye a la Bahía de Santa Marta (BSM), La Bahía de Gaira (BG) y el PNNT, determinando diferencias entre AMP y AMNP. Lo anterior se realizó mediante la cuantificación de la cobertura de los principales grupos bentónicos en relación a los demás sustratos abióticos (arena, roca, cascajo) y de la determinación de la condición de salud a través de la observación los principales signos de deterioro y enfermedades reportadas para el Caribe colombiano (Sutherland *et al.*, 2004; Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010). Todo esto se llevó a cabo usando una nueva herramienta para determinar cobertura coralina (*Coral Point Count With Excel Extensions 3.5*) que ahorra tiempo en campo y laboratorio, que no es destructiva, y que no ha sido utilizada hasta el momento para este tipo de investigaciones en la región.

Como consideración inicial es de vital importancia tener en cuenta que la información obtenida en este estudio proviene solo de 21 formaciones coralinas distribuidas en tres sectores (BSM, BG y PNNT) y por lo tanto la muestra dista de ser representativa para toda la región. Por este hecho la interpretación de los datos y conclusiones contenidos este trabajo debe ser realizada con la debida precaución, con el fin de no hacer generalizaciones para toda la región.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. La ecología y las características generales de las comunidades

La ecología es el estudio de la distribución y abundancia de los organismos, y de las interacciones que se dan entre ellos mismos y su ambiente (Begon *et al.*, 2006; Stiling, 2002). Este último aspecto es particularmente relevante ya que el entendimiento de estas interacciones es fundamental para predecir dicha distribución y abundancia en escalas espacio temporales (McPherson y DeStefano, 2003). La ecología se encarga de estudiar los factores que determinan la densidad de una población y la riqueza de especies en un área determinada (Stiling, 2002). Según Remmert (1988), ésta disciplina se divide principalmente en tres ramas: la autoecología, la ecología de poblaciones y la ecología de ecosistemas. La primera rama se refiere al entendimiento de las exigencias de un organismo en relación a las condiciones en las que este se desarrolla. La ecología de poblaciones se encarga de investigar los organismos de una misma especie que habitan en una determinada zona (Wagner, 1993), y las causas que limitan su reproducción y abundancia en un hábitat determinado. Por último, la ecología de ecosistemas se enfoca en el entendimiento de los ciclos de materia y energía, además del funcionamiento de los ecosistemas (Remmert, 1998).

Existen diferentes niveles de organización ecológica, desde el más simple, constituido por las partículas celulares hasta los más complejos: las comunidades y los ecosistemas. La ecología abarca desde individuos a comunidades, donde éstas últimas se entienden como sistemas biológicos constituidos por un conjunto de poblaciones que viven en un espacio y tiempo determinados (Pérez, 1980). Para el estudio de las comunidades la ecología evalúa la composición y organización de estos sistemas biológicos, además del flujo de materia y energía que se da a través de cada nivel de organización (Begon *et al.*, 2006). Otro de sus objetivos principales es el entendimiento del origen, mantenimiento y consecuencias de la diversidad biológica dentro de los sistemas (Morin, 1999).

Las comunidades se clasifican mediante distintas aproximaciones, ya sea físicamente (por las abundancias en el hábitat), taxonómicamente (por la presencia de especies indicadoras dominantes), interactivamente (por la existencia de interacciones fuertes entre especies) o estadísticamente (por patrones de asociación entre especies). Estas organizaciones biológicas se encuentran en constante cambio, pero poseen estructuras y funciones que se pueden estudiar y describir, y que son atributos exclusivos del grupo (Odum, 1972). La estructura está

determinada por procesos que atraen especies a la comunidad (reclutamiento), así como por la dinámica de las poblaciones y las interacciones que se dan entre sus integrantes. (Knowlton y Jackson, 2001). Las comunidades marinas responden a los cambios en su medio ambiente, y existe una amplia variedad de factores físicos a los cuales dan respuesta. Algunos de estos factores son la profundidad, la salinidad, temperatura, concentración de oxígeno, dinámica de mareas y corrientes, oleaje, los disturbios, entre otros (Denny y Wetthey, 1991).

Por su capacidad de respuesta los atributos de las comunidades son usados como indicadores para determinar el estado y las condiciones biofísicas de los ambientes marinos y costeros (Pomeroy *et al.*, 2004). Uno de estos atributos es la diversidad, que indica la variación en el número de especies en una comunidad y la forma como los individuos que la conforman se distribuyen entre las especies. Una mayor diversidad se traduce en un mayor número de posibles interacciones entre las especies que la conforman (Margalef, 1991). Comúnmente, el propósito de medir la diversidad es evaluar la relación existente entre las propiedades de la comunidad (como la productividad y estabilidad) y la relación entre las condiciones medio ambientales a las cuales se encuentra expuesta (Pielou, 1975). Se utilizan dos métodos para analizar la diversidad: (1). Las comparaciones basadas en las formas, los tipos o las ecuaciones de las curvas de abundancia de las especies y (2) las comparaciones basadas en los índices de diversidad.

Existen varios componentes de la diversidad que responderán de modo distinto a los factores biofísicos (Odum, 1972). Uno de estos componentes es la riqueza, que se define como el número de especies presentes en un mismo hábitat y en el mismo tiempo (Kindt y Coe, 2005) y se relaciona con algunos atributos funcionales importantes de la comunidad. La productividad primaria, la resistencia contra los disturbios naturales e invasiones, son directamente proporcionales a este atributo (Morin, 1999). La riqueza es la medida más simple de la estructura de una comunidad, y es denominada también diversidad específica (Ricklefs, 1998). Aún, cuando la riqueza provee una base de comparación entre especies, no proporciona ninguna información acerca de que tan raras o comunes son. Otro componente principal de la diversidad es la uniformidad o equidad en la distribución de los individuos entre las especies (Odum, 1972), y uno de los índices más usados para medirla es la uniformidad de Pielou (J'). El índice de Shannon-Wiener (H') es usado ampliamente por ser adecuado para realizar comparaciones cuando no existe interés en separar los componentes de la diversidad (riqueza y equidad), ya que es independiente del tamaño de la muestra (Odum, 1972). El predominio mide

el grado en el que el dominio (una mayor abundancia) está concentrado en una, varias o muchas especies, y suma la importancia de cada especie en relación a la comunidad conjunta. Este grado de dominio específico se estima generalmente mediante el índice de predominio de Simpson (S) (Odum, 1972). La estabilidad entendida como la capacidad que tiene un sistema para mitigar o contrarrestar las perturbaciones a las que se ve sometido, es usada para estimar la sensibilidad de los ecosistemas ante los disturbios (Krebs, 1999). Esta capacidad varía dependiendo del ambiente, y de la abundancia e identidad de los componentes de la comunidad. Existen otros factores de variación, entre ellos los grados y frecuencias de determinadas perturbaciones y/o la remoción de organismos propios de un ecosistema (Ostrader *et al.*, 2000).

Las variaciones en la estabilidad se conocen como estados alternativos y se ha documentado que los ecosistemas que poseen dichos estados poseen mecanismos de retroalimentación que estabilizan las transiciones de un estado a otro. Si se espera el retorno a las condiciones iniciales en el ecosistema dichos mecanismos la retardarían (Knowlton, 2004), aumentando el tiempo de recuperación esperado. Los disturbios están transformando la estructura de las comunidades arrecifales, ya que están pasando de ser comunidades dominadas por corales duros a ser dominadas en su gran mayoría por las macroalgas (Ostrader *et al.*, 2000). Por estos cambios y por la dificultad de los corales para recuperarse se ha sugerido que en el Caribe existen dos estados principales de estabilidad, uno dominado por algas y otro dominado por corales (Knowlton, 2004).

2.2. Características generales de los arrecifes de coral

Los arrecifes de coral son bioestructuras calcáreas tropicales, de aguas poco profundas que soportan una gran cantidad de asociaciones con plantas y animales marinos. Los corales escleractínios son los constructores primordiales de estas estructuras y la principal fuente de carbonato de calcio de estos ecosistemas. El sustrato arrecifal es formado por la precipitación de carbonato de calcio que secretan los pólipos de coral con el fin de elaborar su esqueleto (Schumahcher, 1987).

Los corales limitan la distribución de los arrecifes ya que tienen demandas ambientales específicas. En el rango de distribución la profundidad se encuentra limitada por las microalgas

simbiontes, ubicadas en el interior de sus tejidos llamadas zooxantelas, las cuales realizan fotosíntesis y dependen de la radiación lumínica para llevar a cabo esta tarea. Debido a este factor restrictivo, los arrecifes se desarrollan en áreas con poca turbidez, baja productividad y temperaturas mayores a 20 °C (Barnes, 2004). Según Díaz-Pulido *et al.* (2004) los factores que más regulan la distribución de las comunidades coralinas ubicadas en el Caribe sur colombiano son la profundidad, exposición al oleaje y la geomorfología. Ramírez y De la Pava (1975) aseguran que la turbulencia ocasionada por el oleaje, que a su vez controla en parte la turbidez y disponibilidad de luz es otra característica medioambiental importante. Se ha observado que el crecimiento coralino en las costas está determinado por la falta de fondos apropiados, la presencia de cuerpos fluviales y los afloramientos de aguas profundas (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001).

Las formaciones arrecifales en el Caribe se encuentran expuestas a condiciones poco favorables o perturbaciones que están llevando a la disminución en la cobertura coralina, tales como los huracanes y la pérdida de especies claves (Aronson *et al.*, 2003; Aronson *et al.*, 2004,). Estas perturbaciones pueden, según McManus *et al.* (2000), dividirse en disturbios y estrés. Estos autores definen los disturbios como fuerzas que actúan a corto plazo (de horas a meses) y que resultan en la disminución de la abundancia. El estrés está definido como el cambio de las condiciones biofísicas bajo las cuales se han desarrollado inicialmente la biota de un ecosistema (McManus *et al.*, 2000). Las perturbaciones poseen atributos de gran relevancia ecológica, como son la intensidad, determinada por la porción de especies muertas y la condición posterior de las especies sobrevivientes; la duración, que puede ser crónica o aguda; y por último el modo de afección, ya sea directo o indirecto (Connell *et al.*, 1997). Algunos autores identifican como perturbaciones a la disminución de herbívoros naturales como los erizos bioerodadores *Diadema antillarum* y *Echinometra viridis* (Buddemeier *et al.*, 2004; Mumby *et al.*, 2006; Griffin *et al.*, 2003), y de varias especies ícticas, los eventos naturales como huracanes y ciclones (Edmunds, 2002; Ostrader *et al.*, 2000; Bruno y Selig, 2007), el aumento del material particulado y la materia orgánica de origen antrópico, así como el aumento de la temperatura global (Hughes *et al.*, 2007; Buddemeier *et al.*, 2004; Hoegh-Guldberg, 1999).

La pérdida de herbívoros es preocupante ya que, cuando este grupo de organismos desaparece del sistema arrecifal los disturbios regulares a los que las especies coralinas están expuestos comúnmente y de los cuales se recuperan, se incrementan por el rápido crecimiento macroalgal (Aronson *et al.*, 2003). Los arrecifes coralinos son de los ecosistemas más afectados por los

cambios en la temperatura global, ya que el aumento y persistencia de la temperatura superficial pueden resultar en blanqueamientos que contribuyen a la pérdida de cobertura coralina en todo el mundo (Graham *et al.*, 2008). Los sedimentos de origen continental inhiben el asentamiento de nuevas larvas y sofocan a los juveniles. Las macroalgas ejercen un efecto similar, impidiendo que las larvas coralinas colonicen nuevos espacios (Birrel *et al.*, 2005). El efecto a largo plazo de esta no entrada de nuevas cohortes a la población es el detrimento de las poblaciones y consecuentemente de los arrecifes coralinos (Ostrader *et al.*, 2000). Adicionalmente, la acción de las macroalgas magnifican el efecto negativo de la sedimentación atrapando el sedimento y reduciendo el flujo de agua, evitando la resuspensión y favoreciendo la acumulación sedimentaria (Birrel *et al.*, 2005). Esta acumulación a su vez aumenta la capacidad de estas para crecer sobre los organismos bentónicos (Steneck, 1997 En: Birrel *et al.*, 2005).

El resultado de las perturbaciones es un cambio de fase (Hughes, 1994), que esta caracterizado por la disminución de la cobertura coralina y el aumento considerable de otros organismos bentónicos. Dicho cambio ocurre por la presión ambiental ocasionada por un determinado disturbio persistente (Norström *et al.*, 2009). Los cambios de dominancia de un grupo bentónico a otro a menudo son llamados estados alternativos (Aronson *et al.*, 2004). Estos estados alternativos en la dominancia de componentes bentónicos se pueden dar de corales escleractínios a corales blandos, coralimorfarios, anémonas, macroalgas, esponjas o erizos. Esta última es en particular controversial por el doble rol o acción de los erizos en las comunidades arrecifales. Éstos organismos pueden aumentar la resiliencia al mantener controlados los florecimientos macroalgales, pero también pueden sustraer cantidades importantes de carbonato de calcio del sistema, además de depredar juveniles coralinos (Norström *et al.*, 2009). Los cambios de fase de corales escleractínios a coralimorfarios, esponjas o corales blandos es facilitada por ambientes bajo influencia antrópica. Norström *et al.* (2009) observaron que el aumento en la densidad de coralimorfarios está asociado a altas tasas de sedimentación, incrementos en la temperatura del agua y aumento de nutrientes. De manera similar el aumento en la abundancia de esponjas se encuentra asociado a un detrimento en la calidad del agua, así como la disminución en la esponjivoría (Norström *et al.*, 2009).

Los ecosistemas arrecifales poseen características naturales que les permiten contrarrestar, mitigar y recuperarse de los disturbios. La resistencia es la capacidad que tiene un ecosistema de contrarrestar a una determinada perturbación sin pasar por un proceso de cambio de fase

(Odum, 1972), mientras que la resiliencia es la habilidad natural de un ecosistema de amortiguar o recuperarse de una determinada perturbación (Grimsditch y Salm, 2006). El principal factor ecológico que afecta la resiliencia arrecifal es el balance de la diversidad. Una comunidad balanceada ecológicamente posee suficientes interacciones entre las especies que permiten la recuperación arrecifal. La presencia de herbívoros favorece la resiliencia ya que previenen los cambios de dominancia de corales a macroalgas controlando el crecimiento algal y permitiendo el asentamiento de nuevos reclutas coralinos. Los corales escleractínios y las algas coralináceas a su vez también promueven la resiliencia consolidando la infraestructura del arrecife. Las especies que se mueven entre comunidades y los hábitat que los soportan aumentan la conectividad y por ende la resiliencia. Los depredadores mantienen una mayor diversidad de herbívoros y controlan las poblaciones de bioerodadores, mientras que los organismos coralívoros dispersan los fragmentos coralinos y zooxantelares (Grimsditch y Salm, 2006).

2.3. Enfermedades y condiciones de deterioro coralino

Kramer (2003) sugiere que al estudiar las comunidades arrecifales es conveniente observar la condición de salud de las colonias coralinas con el fin de elaborar un marco más completo que sirva para determinar la integridad a largo plazo de estos ambientes marinos. Con este propósito algunos investigadores (Barrios, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001), realizaron investigaciones en las cuales encontraron que las enfermedades coralinas son el origen de altas mortalidades en las costas colombianas. En la evaluación y monitoreo a las diferentes enfermedades descritas en el país llevado a cabo por SIMAC se han observado ocho enfermedades afectando las formaciones coralinas: (1) Plaga Blanca (EPB), (2) Lunares Oscuros (ELO), (3) Banda Negra (EBN), (4) Banda Amarilla (EBA), (5) Banda Blanca (EBB), (6) Banda Roja (EBR), (7) Reacción de Muerte Súbita (RMS) y (8) Serratiosis de Acróporas (SAC).

La EBN afecta con mayor frecuencia a especies masivas como *Diploria strigosa* y al complejo *Montastraea annularis* (Tab. 1) y sus lesiones se caracterizan por una banda circular de material filamentoso negro que separa el tejido vivo del esqueleto expuesto de las colonias afectadas (Humann y DeLoach, 2002). Se ha establecido que esta enfermedad es causada por un consorcio de cianobacterias entre las cuales está una especie desconocida del género *Oscillatoria* y otros organismos hongos y bacterias heterótrofas. También se ha confirmado la presencia de bacterias oxidadoras (*Beggiota* spp.) y reductoras de sulfuro (*Desulfovibrio* spp.)

que modifican los niveles de oxígeno y sulfuro hasta matar a la colonia (Garret y Ducklow, 1975; Ducklow y Mitchel, 1979. En: Gil-Agudelo *et al.*, 2009).

Gil-Agudelo (1998) describió las lesiones causadas por la ELO como “*Manchas circulares de color más oscuro que el tejido normal, las cuales pueden variar desde un violeta oscuro, hasta un color café oscuro, según la especie de coral que afecte y según el individuo*”. Algunas veces la zona afectada presenta depresiones causadas por una disminución en el crecimiento coralino infectado (Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Esta enfermedad se encuentra relacionada con profundidades someras y altas temperaturas, siendo más ocurrente a altas temperaturas y profundidades menores a 6 m (Sutherland *et al.*, 2004).

La aspergiliosis es una enfermedad que ataca a algunas especies de Gorgonáceos. Es causada por el hongo *Aspergillus sydowii* y destruye el tejido vivo, además de deformar la estructura esquelética de las colonias. Las lesiones producidas por esta enfermedad se caracterizan por presentar disminución del tejido coenecenquimal y exposición del esqueleto interno axial, además se presenta una coloración morada alrededor de la lesión debido a la presencia de gran cantidad de escleritos. En estas lesiones además se producen nódulos que junto con el aumento de los escleritos parece ser una medida de defensa coralina para limitar la dispersión del hongo patógeno (Sutherland *et al.*, 2004).

La EBB es una enfermedad exclusiva de los acropóridos e inicia en la base de la colonia, progresando luego hasta las ramas de la colonia. Estas lesiones presentan un margen de decaimiento del tejido que avanza lentamente (Humann y DeLoach, 2002). Gil-Agudelo *et al.* (2004) señalan que esta enfermedad se caracteriza por ocasionar una banda blanca de esqueleto con pérdida reciente de tejido adyacente a un frente necrótico con tejido de aspecto normal. Se ha determinado que el agente causal de esta enfermedad es la bacteria *Vibrio harveyi* (Gil-Agudelo *et al.*, 2006). Se ha podido establecer que esta enfermedad es la causante de la mortalidad de acropóridos y cambios ecológicos profundos en las comunidades en sus comunidades coralinas en todo el Caribe (Aronson y Prech, 2001).

La EPB tiene una apariencia similar a la EBB y se caracteriza por la presencia de una delgada línea que separa el tejido vivo del esqueleto descubierto, y no se observa sobre la colonia ninguna proliferación de organismos. Esta enfermedad ha sido asociada macroalgas (*Halimeda opuntia*) y afecta a una gran cantidad de especies en todo el Caribe (Nugues *et al.*, 2004). Se conocen dos tipos (EPB tipo I y EPB tipo II), que dependen de la velocidad a la que avanza la

enfermedad y a las especies que afecta (Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Se sabe que la bacteria *Aurantimonas corallicida* es el patógeno causante de la EPB tipo II (Sunagawua *et al.*, 2009).

La EBA produce lesiones en forma de parches circulares o irregulares, en las cuales el tejido coralino toma una coloración amarilla traslúcida (Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Estas lesiones se pueden presentar en cualquier lugar de la colonia, siendo más comunes en las superficies superiores de esta (Sutherland *et al.*, 2004). La EBA afecta a 10 especies de corales (Tab. 1), aunque afecta principalmente a *M. annularis*. Se ha establecido que esta enfermedad es debida a la presencia de zooxantelas de clados que no son típicos de las especies afectadas (Cervíño *et al.*, 2001).

La SAC se caracteriza por ocasionar parches blancos de forma irregular en los cuales se observa el esqueleto expuesto. Dichas lesiones están circundadas por un frente necrótico de tejido de apariencia normal. Los tamaños de estas lesiones pueden ser de tamaños variables, encontrándose dichas lesiones en distintas partes de la colonia (Gil-Agudelo *et al.*, 2009). Debido a que en el Caribe solo ha sido posible identificar al patógeno de este tipo de lesiones en los arrecifes de la florida y a que se han visto colonias de otras especies afectadas por lesiones similares, se ha propuesto llamarla *White Patche Disease* (WPA) o enfermedad de parche blanco (Raymundo *et al.*, 2008).

Todas estas enfermedades anteriormente descritas han causado cambios estructurales importantes en las comunidades arrecifales del Caribe como el detrimento en la abundancia de los Acropóridos y que dominaban las formaciones arrecifales someras. Este caso en particular fue debido a la alta mortalidad causada por la enfermedad de la EBB. Además las enfermedades provocaron la mortalidad masiva del erizo *D. antillarum* (controlador de la abundancia macroalgal), que a causa de un patógeno desconocido redujo su abundancia a menos del 2 %, provocando una transformación drástica de la comunidad arrecifal (Knowlton y Jackson, 2001).

Se ha podido determinar que como consecuencia de las altas mortalidades arrecifales causadas por las enfermedades en Colombia, la estructura y composición arrecifal en algunas zonas nuestro país también ha cambiado. Estos cambios son principalmente la pérdida de riqueza y diversidad, además de la tendencia de cambio de dominancia entre los organismos que conforman los arrecifes de coral del Caribe colombiano (Barrios, 2000).

Tabla 1. Especies de corales duros afectadas por cada una de las enfermedades registradas durante al monitoreo del SIMAC (1998-2005) y Garzón-Ferreira *et al.* (2001) en el Caribe colombiano. X= registrado por SIMAC y Garzón-Ferreira *et al.* (2001). (X) = registrado exclusivamente durante monitoreo SIMAC. XX = registrado exclusivamente por Garzón-Ferreira *et al.* (2001). Plaga Blanca (EPB), Lunares oscuros (ELO), Banda Negra (EBN), Banda Amarilla (EBA), Reacción de Muerte Súbita (RMS), Banda Blanca (EBB), Banda Roja (EBR) y Serratosidad de Acropóridos (SAC). Tomado de: Gil-Agudelo *et al.* (2009).

Especies	EPB	ELO	EBN	EBA	RMS	EBB	EBR	SAC
<i>Acropora cervicornis</i>						(X)		
<i>A. palmata</i>	X		X			X		X
<i>Agaricia agaricites</i>	X	X	(X)	XX	(X)			
<i>A. fragilis</i>	X							
<i>A. grahamae</i>	X							
<i>A. humilis</i>	X							
<i>A. lamarckii</i>	X							
<i>A. tenuifolia</i>	X							
<i>Colpophyllia natans</i>	X	X	X	XX				
<i>Dichocoenia stokesi</i>	X	(X)						
<i>Diploria clivosa</i>	X							
<i>D. labyrinthiformis</i>	X	X		XX				
<i>D. strigosa</i>	X	(X)	X	XX				
<i>Eusmilia fastigiata</i>	X	X						
<i>Favia fragum</i>	(X)	(X)		XX				
<i>Helioseris cucullata</i>	(X)	(X)	XX					
<i>Isophyllastrea rigida</i>	(X)	X						
<i>Madracis decactis</i>	X	X						
<i>M. mirabilis</i>	X							
<i>Manicina areolata</i>	XX							
<i>Meandrina meandrites</i>	X	X		X				
<i>Millepora alcicornis</i>	X							
<i>M. complanata</i>	X							
<i>Montastraea annularis</i>	X	X	X	X			XX	
<i>M. cavernosa</i>	X	X	(X)	X				
<i>M. faveolata</i>	X	X	X	X			XX	
<i>M. franksi</i>	X	(X)	X	X	(X)			
<i>Mycethophyllia aliciae</i>	X							
<i>M. ferox</i>	X							
<i>M. lamarckiana</i>	X	(X)	(X)					
<i>Porites astreoides</i>	X	(X)		X				
<i>P. porites</i>	X	(X)						

Especies	EPB	ELO	EBN	EBA	RMS	EBB	EBR	SAC
<i>S. radians</i>		X						
<i>S. siderea</i>	X	X	X					
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	X	X	X					
<i>S. michelinii</i>	X	X						
Total especies afectadas	34	22	12	11	2	2	2	1

3. ESTADO DEL ARTE

El interés de estudiar las formaciones coralinas a nivel global es creciente, por lo cual existen investigaciones encargadas de determinar el estado de estas comunidades en todo el mundo (Wilkinson, 2008; Wilkinson y Souter, 2008). Se han realizado varias investigaciones enfocadas en caracterizar comunidades arrecifales degradadas por distintos factores de perturbación en el Mar Rojo (e.g. Ben-Tzvi *et al.*, 2004), el Indopacífico (e.g. Edwards *et al.*, 2001; Lindén *et al.*, 2002; Turquet *et al.*, 2002; Cleary *et al.*, 2006; Grimsditch y Salm, 2006; Graham *et al.*, 2006; Alling *et al.*, 2007; Bruno y Selig, 2007), el Pacífico americano (e.g. Green *et al.*, 1997) y el Caribe (e.g. Tilmant y Schmahl, 1981; Liddell, 1992; Hughes, 1994; Fitt y Warner, 1995; Cróquer y Bone, 2003; Gardner *et al.*, 2003; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006; Idjadi *et al.*, 2006; Quinn y Kojis, 2008). Algunas investigaciones determinaron el estado, la composición y estructura ecológica de las comunidades arrecifales en el Asia (Chou y Wong, 1985; Fenner *et al.*, 2005; Habibi *et al.*, 2007), Australia (Connell *et al.*, 1997), el Caribe central insular (Chávez *et al.*, 1985; Hughes, 1996; Ostrader *et al.*, 2000; Edmunds, 2002; de la Guardia *et al.*, 2003; McGehee, 2008) y sur continental (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008). Mientras que otras investigaciones se enfocaron en caracterizar y describir las enfermedades y signos de deterioro que afectan a las especies coralinas (Richardson y Aronson, 2000; Barrios, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Weil, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). La mayoría de autores concuerdan que las principales causas de mortalidad y de eventos de blanqueamiento en el Indopacífico están relacionadas con el aumento de la temperatura superficial, la topografía, hidrología y corrientes, además de la descarga de nutrientes que se presenta en las zonas en donde se desarrollan las comunidades coralinas. Por otro lado, para el Caribe los estudios concluyen que la disminución de la cobertura coralina es muy similar en todos los lugares de esta zona, y que sus causas están relacionadas con la enfermedad de la banda blanca (Gardner *et al.*, 2003) y eventos naturales como los huracanes y tormentas que afectan las formaciones arrecifales ubicadas en zonas más oceánicas (e.g. San Andrés y Providencia) (Díaz *et al.*, 1995). A lo anterior, se suman las malas prácticas del turismo (Tilmant y Schmahl, 1981) y el aumento en la temperatura de los océanos (Buddemeier *et al.*, 2004). El único estudio que difiere en estos resultados es el de Idjadi *et al.* (2006), quienes observaron una recuperación después de un cambio de fase en los arrecifes de Dairy Bull (Jamaica).

En el Caribe colombiano, específicamente en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), se han llevado a cabo varios estudios enfocados en determinar el estado de las comunidades arrecifales (e.g. Galvis, 1987; Sarmiento *et al.*, 1989). Zapata (2005) cuantificó que en este parque la cobertura de coral vivo era de 40,9 % en algunas áreas, mientras que las algas presentaron una cobertura de 32,5 %, las esponjas de 6,1 % y el sustrato abiótico de 19,5 %. En el PNNCRSB se ha documentado la presencia de 43 especies de corales escleractínios, siendo los más abundantes *Agaricia tenuifolia* y *M. annularis*. En estudios más locales, como el realizado en Isla Pajarales (PNNCRSB) las especies más abundantes fueron *M. annularis* y *Porites astreoides*, y el sustrato arenoso el componente abiótico predominante (Acosta y Martínez, 2005). Para la Isla de Tierra Bomba, en cercanías de Cartagena, se encontraron 35 especies de corales duros y una cobertura coralina de 18,8 %. En estas formaciones arrecifales las especies más abundantes fueron *M. cavernosa* y *D. clivosa* (Ramírez y de la Pava, 1975). Rodríguez (2007) determinó que en PNNCRSB el sustrato abiótico es el componente arrecifal dominante, seguido por las macroalgas. Dentro de esta categoría las algas filamentosas fueron las más abundantes. La cobertura coralina fue 27 %, y las especies más abundantes fueron *A. tenuifolia*, *P. porites*, *P. astreoides*, *M. annularis*, *M. faveolata*, *S. siderea* y *D. labyrinthiformis*. En general, la situación de las formaciones en toda la zona es crítica, ya que presentan una estructura y composición propias de un arrecife perturbado. En esta zona se han llevado a cabo grandes cambios, que consisten principalmente en la decadencia de los Acropóridos que fueron alguna vez el elemento formador principal de la comunidad arrecifal (Rodríguez, 2007).

Las investigaciones realizadas la región de SM (BSM, BG y PNNT) están principalmente enfocadas en determinar la estructura y composición de las comunidades bentónicas arrecifales, mortalidad, enfermedades y signos de deterioro que presentan las colonias coralinas en esta zona, así como la dinámica poblacional de algunas especies de corales duros. Se ha determinado que en el 2006 en SM, la mayor cobertura la presentaban las macroalgas (59,1 %), siendo la cobertura de coral vivo aproximadamente 29,5 %, donde *C. natans* era la especie dominante (7,5 %) (Vega-Sequeda, 2006). En 1974 Antonius evaluó las áreas arrecifales de SM y encontró una riqueza de 33 especies de corales escleractínios. Las zonas de Morrito (Mto), El Morro Grande (MO) y Punta Betín (PB) fueron los lugares en donde se presentaban las colonias coralinas en mejor estado. Otro estudio enfocado en caracterizar algunas interacciones entre los corales y las esponjas en esta misma área estableció que la

mayor mortalidad de corales se presenta en lugares con baja carga sedimentaria, en los que la mayor parte de la muerte coralina podría ser causada por ahogamiento debido al sobrecrecimiento por parte de macroalgas (Aerts, 2000). En esta zona se dan interacciones fuertes entre los corales y las esponjas. Dichas interacciones reducen el crecimiento y la reproducción coralina (Aerts, 2000) dando lugar a cambios en la composición y estructura de la comunidad arrecifal.

Los resultados encontrados por diferentes estudios realizados en la BG varían de acuerdo a la zona en que se hayan realizado y la escala de los mismos. Una evaluación realizada en la mayoría de las áreas arrecifales de BG reportó que la cobertura coralina promedio era de 25 %, presentándose la mayor cobertura (40 %) en cercanías a las instalaciones del Acuario Marino (Paredes y Rendón, 1998). Un estudio más reciente (Bermúdez y Piñeros, 2001) llevado a cabo en toda la Bahía reportó una cobertura de coral vivo promedio de $20,1 \% \pm 10,2$. Otros resultados de este estudio fue la riqueza coralina (17 spp.) y los 19 signos de deterioro observados, donde el sobrecrecimiento por macroalgas fue el más frecuente. A pesar de esto, para la misma área, se ha afirmado que el estado de salud puede considerarse como bueno debido a que la ocurrencia de enfermedades era menor al 40 % (Acosta *et al.*, 2002). Por otra parte, en Isla Pelicano se encontró que la cobertura de coral vivo era de 17,4 % y que las especies más abundantes eran los hidrocorales *Millepora alcicornis* y *M. squarrosa*, con coberturas de 11,5 y 11,2 % respectivamente (Díaz-Granados *et al.*, 1995). Estos investigadores también reportaron una alta cobertura macroalgal (60 %). En Playa Blanca las especies dominantes fueron *C. natans* y *M. cavernosa*, cuyas coberturas relativas fueron de 23 y 20 % respectivamente (Castro-Hartmann, 2000).

Los estudios realizados en las áreas arrecifales del PNNT han demostrado que al comparar las coberturas coralinas con la Bahía de Santa Marta (BSM) y BG (AMNP), es en el PNNT (AMP) donde se encuentran las mayores coberturas (Henao, 2009; Marrugo, 2009). El número de especies también es mayor, con un total de 31 especies (Garzón *et al.*, 2005), y la mayor diversidad de corales duros se ha reportado para las bahías de Chengue y Cinto (Vega-Sequeda, 2006). Las especies coralinas más abundantes para casi toda la región son *M. complanata*, *D. strigosa*, *Acropora palmata*, *C. natans*, *M. cavernosa* y *S. siderea* (Gonzales y Rojas, 1999; Castellanos *et al.*, 2005; Garzón *et al.*, 2005; Henao, 2009).

Henao (2009) encontró que la cobertura relativa de gorgonáceos fue menor dentro del PNNT (4,18 %) que fuera de este (13,59 %). Se ha observado que los parches de gorgonáceos mas densos y desarrollados del PNNT se encuentran en los costados occidentales de Cinto y Chengue, en donde la influencia del oleaje es menor (Corredor, 2006). Dentro de este grupo predomina el crecimiento erecto (Marrugo, 2009) En cuanto a las esponjas se puede decir que no existen diferencias notables entre AMP y AMNP. En la región se presentan bajas frecuencias de interacción esponja-coral, y el desarrollo de estas se encuentra influenciado por las condiciones de cada Bahía. Este tipo de interacciones presenta mayores frecuencias en Bahía Gayraca (Garzón *et al.*, 2005). En las esponjas el tipo de crecimiento incrustante es el más abundante (Marrugo, 2009).

A pesar de su mayor cobertura coralina, los corales del PNNT presentan también 19 condiciones de deterioro (Leal y Maldonado, 2003). Estas son una respuesta coralina a los estímulos naturales y pueden ser de dos tipos: (1) signos, que son características observables en el tejido del coral que indican la acción de un agente de deterioro. (2) los agentes son elementos causantes de deterioro y los signos en los corales (Barrios, 2000). Se ha observado que tanto en el PNNT como en BSM y BG la condición de deterioro más frecuente es la agresión e invasión por algas. Las enfermedades por otro lado son una alteración en la salud de un individuo. En el PNNT se han identificado siete enfermedades entre las cuales se destaca ELO con un porcentaje de afección de 16 %. Las especies más afectadas por esta enfermedad son *M. annularis* y *S. siderea* (Gil-Agudelo, 1998). Otra enfermedad común en el PNNT, pero específica para los Acropóridos, es el parche blanco (Raymundo *et al.*, 2008) o anteriormente como White Pox (Moreno y Valderrama, 2002).

En las comunidades arrecifales de la región de SM la categoría predominante es el sustrato abiótico. Dentro del sustrato biótico los grupos más abundantes son los corales escleractínios, zoantídeos, y gorgonáceos. Los grupos bentónicos menos abundantes son los hidrocorales, algas y esponjas (Marrugo, 2009). González y Rojas (1999) señalan que en la actualidad la mayor parte del sustrato bentónico en algunas partes del PNNT está dominado por coral erosionado y recién muerto (cubierto por algas), indicando que en estas comunidades se presentó un cambio de dominancia de las colonias coralinas a macroalgas, que ahora son el grupo más abundante. Según Castellanos *et al.* (2005) se ha observado que en la BSM las algas cubren rápidamente los esqueletos de coral, alcanzando coberturas de 11,43 a 15,21 %. También se ha observado que los organismos sésiles son poco abundantes (3,81 %). Se ha

afirmado que en toda la región (PNNT, SM y BG) no se presentan verdaderas formaciones coralinas, ya que solo se encuentran algunas colonias poco desarrolladas. Esto es debido a las condiciones desfavorables que presenta la zona (Garzón *et al.*, 2005). Se ha podido establecer también que existe un gradiente de deterioro arrecifal desde la BSM que disminuye hacia el PNNT, indicando la influencia de las acciones antrópicas en zonas AMNP (Garzón *et al.*, 2005). A pesar de que gran parte de la región es protegida, las formaciones coralinas en algunos sectores siguen siendo afectadas por actividades antrópicas, como el vertimiento de desechos sólidos y líquidos, dragados, actividades náuticas y asociadas con el turismo, y la pesca con explosivos (Díaz *et al.*, 2000).

En 1998, Zea y colaboradores describieron algunas formaciones arrecifales de la Isla de San Andrés (SA), y establecieron que las acciones antrópicas que más efecto tenían sobre las comunidades en SA son las operaciones de dragado, el uso de la dinamita, el tránsito de embarcaciones que ocasionan daños mecánicos en el arrecife, mala disposición de los residuos urbanos, contaminación marina ocasionada por hidrocarburos provenientes de la empresa hidroeléctrica, la sobrepesca de especies claves para el equilibrio de la comunidad arrecifal, la construcción en lugares inadecuados y el mal uso de las actividades turísticas. Estos impactos pueden explicar algunos cambios observados en la comunidad arrecifal, que se muestra ya como una comunidad altamente deteriorada (Díaz *et al.*, 1995). Dichos cambios son la alta tasa de mortalidad coralina, el detrimento de las poblaciones de organismos de interés comercial, la proliferación macroalgal, entre otros (Zea *et al.*, 1998). Díaz *et al.* (1995) realizaron observaciones de las perturbaciones y plantearon posibles medidas de mitigación de los impactos causados por dichas perturbaciones. Algunas de estas medidas de mitigación son la delimitación de áreas para el tráfico de embarcaciones a motor, ampliación de la Zona de Reserva Nacional, la creación de una nueva zona de reserva nacional al suroccidente de la isla, la construcción de un emisario submarino para la disposición correcta de los residuos líquidos, y por último la optimización de el reciclamiento de basuras sólidas. Las anteriores medidas ayudarían a la recuperación de las comunidades arrecifales en peligro, disminuyendo las perturbaciones que se ejercen sobre estas. También se realizó un estudio en los atolones colombianos de Quitasueño, Serrana y Roncador. En esta investigación se encontraron coberturas coralinas vivas de 32,9, 19,2 y 16,9 % respectivamente, y un número de especies de 46 para corales duros y de 38 para gorgonáceos (Sánchez *et al.*, 2005), siendo, las densidades de estos últimos las más altas reportadas para Colombia (22 colonias m⁻²). Además en este

estudio se reportó la cobertura coralina viva más alta para las áreas arrecifales del Caribe colombiano (41,9 %). Desafortunadamente también en estas zonas las enfermedades fueron la causa de una alta mortalidad masiva como fueron PB, ELO y blanqueamiento (Sánchez *et al.*, 2005).

Los estudios que se han realizado a nivel nacional han encontrado que las macroalgas son el componente bentónico más abundante de los arrecifes caribeños tanto en las zonas oceánicas, como en las continentales (Díaz *et al.*, 2004). Se ha determinado que en casi todo el Caribe colombiano se presenta una modificación de las comunidades arrecifales someras que han sido deterioradas, que cambiaron de ambientes dominados por *A. palmata* a ser comunidades dominadas por *P. astreoides* o corales mixtos (Barrios, 2000).

4. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El deterioro de los arrecifes coralinos en el Caribe colombiano implica la necesidad de llevar a cabo investigaciones que cuantifiquen la cobertura de coral vivo y de otros organismos bentónicos sésiles, así como la presencia de distintas condiciones de deterioro coralino. El llevar a cabo dichos estudios propiciará el detectar cambios que se estén presentando en las comunidades arrecifales.

5. OBJETIVO GENERAL

Determinar el estado actual de las formaciones coralinas en la región de SM (BSM, BG y PNNT) en términos de composición, abundancia y estado de salud, estableciendo diferencias entre el AMP y AMNP, mediante la aplicación de un método novedoso, práctico y no invasivo.

6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar atributos de la comunidad arrecifal bentónica como la composición, abundancia y distribución de las especies y/o grupos funcionales bentónicos en las principales formaciones coralinas en la BS, BG y PNNT.
- Establecer el estado de salud de las especies coralinas mediante ocurrencia de las enfermedades y/o signos de deterioro reportados para el Caribe.
- Determinar si existen diferencias entre la estructura de las comunidades arrecifales ubicadas en AMP y AMNP.

7. HIPÓTESIS

- La composición de la comunidad arrecifal betónica será diferente en las estaciones ubicadas en la BSM, BG (AMNP) y PNNT (AMP).
- La cobertura coralina será mayor en las formaciones coralinas ubicadas en el PPNT (AMP), en relación a las formaciones ubicadas en la BSM y BG (AMNP).
- Las formaciones coralinas ubicadas en el PNNT (AMP) presentarán menor ocurrencia de enfermedades y signos de deterioro que las formaciones arrecifales ubicadas en la BSM y BG (AMNP).

8. METODOLOGÍA

8.1. Área de estudio

La región de SM (Fig. 1) se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, que a su vez está ubicada en el sector central de la costa Caribe colombiana. Esta región se encuentra influenciada por el desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la acción de los vientos Alisios y la oscilación sureste de El Niño (ENSO) (Grijalba-Bendeck, 2007).

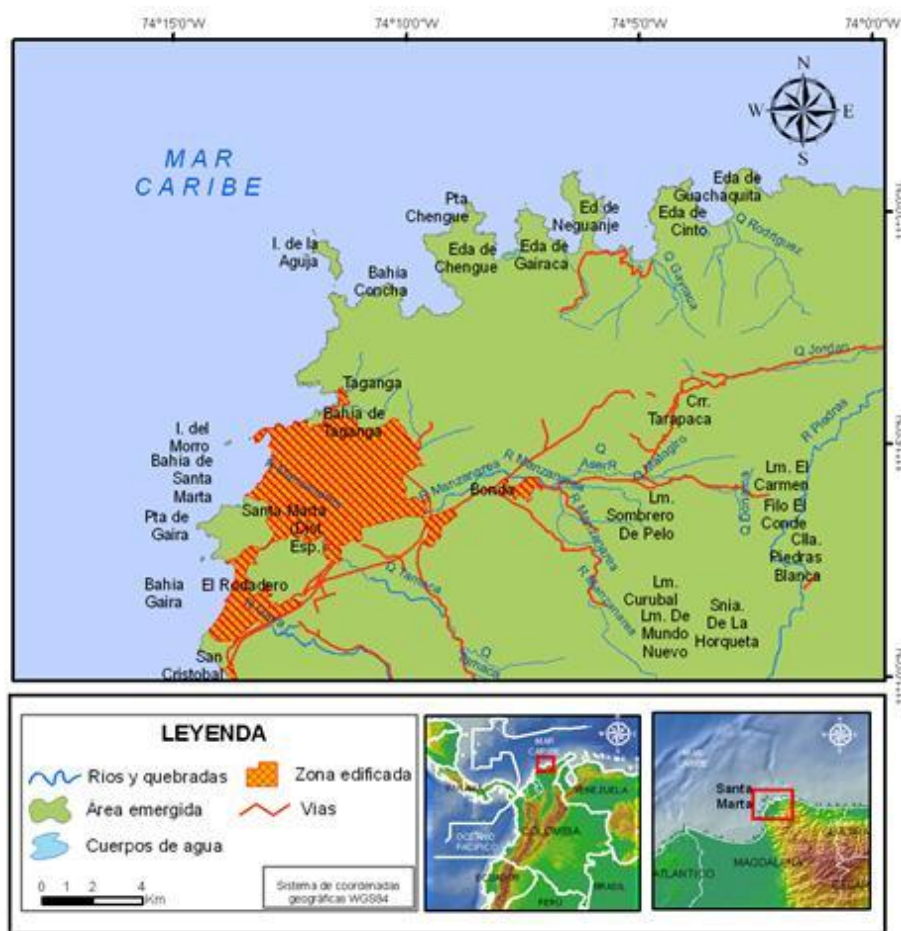


Figura 1. Zona de Santa Marta (SM). Tomado de: Laboratorio SIG, Parque Nacional Natural Tayrona.

En ésta zona se presentan dos regímenes climáticos bien diferenciados. La época seca se presenta entre diciembre y mayo, y la época lluviosa entre mayo y noviembre. Durante la época seca la región es influenciada fuertemente por los vientos Alisios provenientes del noreste, que

originan corrientes en la costa con patrones dependientes de su geomorfología (Barrios *et al.*, 2002) y favorecen la corriente Caribe. En la época lluviosa se registra más del 65 % de la precipitación anual. La precipitación es bimodal, siendo los picos durante mayo o junio y en octubre. Estas precipitaciones magnifican la fuerza de la contracorriente de Colombia (Grijalba-Bendeck, 2007). La temperatura del agua en SM varía anualmente debido a los procesos de afloramiento de aguas profundas (surgencia) que se presentan en esta zona. Durante el primer semestre del año la temperatura oscila entre los 23 y 26 °C, mientras que durante el segundo semestre estas temperaturas aumentan, oscilando entre los 27 y 28 °C (Grijalba-Bendeck, 2007).

Entre marzo y octubre de 2009, se muestrearon 17 estaciones localizadas en el Parque Nacional Natural Tayrona (AMP), dos en formaciones en la Bahía de Santa Marta y dos en la Bahía de Gaira (AMNP) (Tab. 2). Se evaluaron ambos costados de cada Bahía en el PNNT, descartando los sectores en donde no se encontraron formaciones coralinas de tamaño considerable.

8.1.1. Bahía de Santa Marta

8.1.1.1. El Morrito

El Morrito se encuentra aproximadamente a unos 300 m de Punta Betín y es de características rocosas. Hacia el norte desciende de forma perpendicular hasta los 50 m y debido a la exposición al oleaje solo existen algunos corales incrustantes como *A. agaricites*, *S. radians* y *Favia fragum*. La zona no expuesta está dominada principalmente por hidrocorales como *M. complanata*, *M. squarrosa* y *M. alcornis*, y a medida que se desciende en profundidad (12 m aproximadamente) se encuentran otras especies como *A. agaricites*, *A. lamarcki*, *S. radians*, *M. annularis*, *M. cavernosa*, *D. clivosa*, *P. astreoides*, *Madracis decactis*, *Meandrina meandrites*, *Dichocoenia stokesi*, *C. natans*, *C. amaranthus*, *Isophyllia sinuosa*, *Mycetophyllia lamarckiana*, *Mussa angulosa*, y hacia las zonas más profundas (30 m) se encuentran pequeñas colonias de *Astrangia solitaria*, *Phyllangia americana*, *Coenocyathus bartschi* y *Scolymia lacera* (Prahl y Erhardt, 1985). En este lugar y a una profundidad de 12 m se ubicó la estación El Morrito (AMNP-MT).

Tabla 2. Estaciones de muestreo con su respectiva sigla, profundidad de muestreo y posición geográfica. Los valores en blanco indican que en esa estación no fue posible establecer la posición geográfica.

Estación	Sigla	Profundidad (m)	Coordenadas (GPS)
AMP			
Punta Vigía	AMP-PV	12	11° 19' 22.3" N - 74° 9' 8.8" W
Bonito Gordo	AMP-BO	10	
Chengue Oeste	AMP-CW	12	11° 19' 93" N - 74° 07' 59" W
Chengue Este	AMP-CE	8	11° 19' 56.2" N - 74° 04' 35.6" W
El Estero	AMP-ES	10	
Cinto Oriente	AMP-CO	10	
Gayraca	AMP-GA	13	11° 20' 31.7" N - 74° 6' 44" W
El Cantil	AMP-CA	15	11° 18' 06.7" N - 74° 11' 40.9" W
La Pecera	AMP-PC	12	
Piedra del Medio	AMP-PM	16	11° 17' 49.8" N - 74° 11' 34.0" W
El Torin	AMP-TR	8	11° 18' 37.18" N - 74° 11' 26.3" W
Kalichan	AMP-KA	13	11° 18' 38.4" N - 74° 11' 34.2" W
Punta Aguja	AMP-PA	10	11° 19' 4.90" N - 74° 11' 57.6" W
Salidero	AMP-SL	15	11° 18' 36.3" N - 74° 11' 33.4"
Morrito Largo	AMP-ML	12	11° 19' 2.2" N - 74° 12' 9.7" W
Piedra del Ahogado de la Cruz	AMP-CR	12	11° 20' 06.2" N - 74° 04' 37.2"
Piedra del Ahogado	AMP-AH	12	11° 20' 14.0" N - 74° 04' 42.1" W
AMNP			
Morro de Santa Marta	AMNP-MO	12	11° 14' 57.1" N - 74° 13' 50.5" W
Morrito de Santa Marta	AMNP-MT	12	
Playa Blanca	AMNP-PB	8	
Isla Pelicano	AMNP-IP	10	11° 12' 33.2" N - 74° 14' 25.3" W

8.1.2. Morro Grande

Las formaciones coralinas ubicadas en el Morro, que tiene características rocosas y se encuentra a unos 1500 m de Punta Betín, se componen de las mismas especies del Morrito y sólo están distribuidas en las costas occidental y sur. Hasta los 7 m de profundidad se pueden observar algunas colonias de *A. agaricites*, *D. strigosa*, *D. clivosa* y *M. decactis*, así como algunas colonias de hidrocorales como *M. squarrosa*, *M. alicornis* y *M. complanata*. Más allá de los 7 m de profundidad existe una pared perpendicular que está colonizada únicamente por

A. lamarcki. Al occidente se encuentra una gran colonia de *M. myriaster* (Prahl y Erhardt, 1985). En ésta zona a 12 m de profundidad estuvo la estación El Morro (AMNP-MO).

8.1.3. Bahía de Gaira

8.1.3.1. Playa Blanca

Éste sector presenta una formación coralina de aproximadamente 200 m de extensión, que se encuentra formada por colonias hemisféricas sobre un sustrato de características rocosas. Las especies coralinas predominantes en esta zona son *C. natans* y *M. cavernosa* (López *et al.*, 1998 En: Castro-Hartmann, 2000). En ésta zona se dispuso la estación Playa Blanca (AMNP-PB), que se ubicó a una profundidad de 8 m.

8.1.3.2. Isla Pelicano

Esta formación rocosa se encuentra ubicada en el extremo de la Bahía (11° 13' N y 74° 14' O). A unos 400 m de distancia de la costa. Hace parte de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta. Se caracteriza por tener forma de peñasco y posee una fuerte pendiente en su costado occidental que se sumerge hasta los 7 m de profundidad. El costado oriental tiene una pendiente más leve que presenta un sustrato de características arenosas (Díazgranados *et al.*, 1995). Se ha documentado la presencia de 31 especies de corales hermatípicos y ahermatípicos, además de la dominancia de *M. alcornis* y la poca abundancia de especies como *S. lacera*, *F. fragum*, *Palythoa mamilosa*, *Manicina areolata* y *Plexaurella* sp. (Díazgranados *et al.*, 1995). Sobre el costado expuesto de esta formación coralina y a una profundidad de 10 metros se ubicó la estación Isla Pelicano (AMNP-PB).

8.1.4. Parque Nacional Natural Tayrona

8.1.4.1. Bahía de Granate

La Bahía de Granate se encuentra ubicada a 11° 18' 00" N y 74° 10' 00" O, y se caracteriza por ser una bahía arenosa con sustrato duro (que abunda en los primeros 15 m), encontrándose protegida del efecto de los vientos por Punta Gloria (Botero., 1987 En: Perilla y Santacruz, 2007). En esta zona la cobertura coralina está entre 30 y 55 %. Prahl y Erhardt (1985) aseguran

que sus bordes rocosos están colonizados por colonias de gran extensión de *Tubastrea coccinea*, que se combinan en algunas partes con colonias de *P. astreoides*, *A. palmata*, *A. agaricites*, *D. labyrinthiformis*, *M. cavernosa*, *M. annularis*, *M. areolata*, *F. fragum*, *D. strigosa*, *D. stokesi*, *C. natans*, *C. amaranthus*, *S. intercepta*, *M. decactis*, *I. sinuosa*, *M. angulosa*, *Solenastrea hyades*, *S. lacera*, *M. meandrites* y *Eusmilia fastigiata*. Sobre el costado oriental de este sector se ubicaron en orden de sur a norte las estaciones La Pecera (AMP-PC) a 12 m de profundidad, Piedra del Medio (AMP-PM) a 16 m y El Cantil (AMP-CA) a 15 m.

8.1.4.2. Isla Aguja

La formación geológica de Isla Aguja (IA) es de sustrato rocoso-coralino, el cual prevalece hasta los 40 m de profundidad. Éste islote está caracterizado por presentar una pendiente del fondo más notoria que la pendiente que se presenta en el sublitoral de las bahías del PNNT (Botero, 1987 En: Perilla y Santa Cruz, 2007). Las formaciones coralinas se encuentran a partir de los 5 m de profundidad, relacionadas con formaciones rocosas costeras (Henao, 2009). Se han observado en total 20 especies de gorgonáceos y las especies de corales duros más importantes en esta zona son *M. annularis* y *C. natans* (Leal y Maldonado, 2003). En IA se ubicaron las estaciones Kalichan (AMP-KA) a 13 m de profundidad, Salidero (AMP-SL) a 15 m, Punta Aguja (AMP-PA) a 10 m y El Torin (AMP-TR) A 8 m.

8.1.4.3. Ensenada de Chengue

Se encuentra localizada a 15 km al este de la BSM, y tiene una longitud de 2,5 km, su costa occidental se encuentra influenciada por una alta dinámica de oleaje y vientos. Su costado occidental se encuentra expuesto a la acción del oleaje y los vientos proveniente del noreste, mientras que la zona sur-este es de características estables, con aguas calmas que favorecen el desarrollo de formaciones coralinas (Werding y Erhardt, 1976). Mar adentro se encuentra una zanja producto de la turbulencia debida al oleaje, que corre de manera paralela a la costa. Después de dicha zanja se encuentra una plataforma lagunar de 120 m de ancho cubierta de manera parcial por praderas de pastos marinos. Sobre ésta plataforma se encuentran algunas colonias de *M. areolata*, *S. radians*, *P. porites*, *P. astreoides*, *D. clivosa*, *M. squarrosa* y *Cladocora arbuscula*. Al final de la plataforma lagunar se encuentra una zona con fragmentos coralinos colonizados por especies como *S. intercepta*, *M. mirabilis*, *A. agaricites*, *A. tenuifolia*, *S. siderea*, *D. clivosa*, *D. strigosa*, *M. annularis*, *I. sinuosa*, *M. squarrosa*, *M. alcornis*, *M. complanata*, *A. palmata* y *A. solitaria*. A una distancia de 160 m se encuentra la cresta arrecifal

que está dominada por grandes colonias de *A. palmata*, y las paredes de la cresta se encuentra colonizada por *A. tenuifolia* y colonias de hidrocorales del género *Millepora*. En las paredes del talud arrecifal existen grandes colonias de *C. natans* que junto a *S. siderea* dominan éste área. Además se pueden observar algunas colonias de *S. intersepta*, *M. mirabilis*, *A. agaricites*, *S. radians*, *P. astreoides*, *P. porites*, *F. fragum*, *D. clivosa*, *D. strigosa*, *D. labyrinthiformis*, *M. areolata*, *C. amaranthus*, *M. annularis*, y en menor proporción algunas colonias de *M. cavernosa*, *M. meandrites*, *D. stokesi*, *I. sinuosa*, *M. lamarckiana* y *E. fastigiata*. En la costa oeste las condiciones son más estables ya que se encuentra protegida del viento y las olas, y las formaciones de coral se encuentran muy cercanas a la orilla de la costa (Prahl y Erhardt, 1985). En la ensenada de Chengue se ubicaron sobre los dos costados de la bahía las estaciones Chengue oriental (AMP-CE) a 8 m de profundidad y Chengue Occidental (AMP-CW) a 12 m.

8.1.4.4. Bahía Nenguanje

Nenguanje se encuentra en la parte central del PNNT y es una de las bahías más extensas. El costado occidental se encuentra formado por litoral rocoso con una playa pequeña (El Placelito). El interior de la Bahía se divide por una saliente rocosa que separa a Playa Brava, que tiene características inestables por una gran dinámica de oleaje y a Playa Nenguanje, que tiene una menor exposición y está influenciada por la Quebrada Rodríguez. De manera adyacente a la quebrada se encuentra una pendiente brusca que antecede a una ensenada poco profunda con varias formaciones coralinas llamada Playa Pescadores. Playa Cristal se encuentra separada de esta por otra saliente rocosa. Esta playa se encuentra protegida del oleaje, presentando fondo con poca pendiente y gran cantidad de formaciones coralinas (González y Rojas, 1999). En Nenguanje se presentan formaciones coralinas en los costados poco expuestos al oleaje, en donde el sustrato es más estable. Las especies dominantes son *M. complanata*, *S. siderea*, *D. strigosa*, *M. cavernosa* y *D. labyrinthiformis* (Garzón et al., 2005). En el sector central de ésta Bahía se ubicaron las estaciones Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR) y Piedra del Ahogado (AMP-AH), ambas estaciones ubicadas a 12 m de profundidad.

8.1.4.5. Bahía Gayraca

La Bahía de Gayraca se encuentra ubicada entre Chengue y Nenguanje. Tiene una forma alargada y se encuentra protegida de los vientos, siendo sólo el costado occidental el que está expuesto a la acción del oleaje. En ésta zona el agua es clara, mientras que el sector protegido

del oleaje es de claridad media. El talud posee una fuerte pendiente con colonias coralinas que llegan hasta los 25 m de profundidad, siendo las especies más importantes *M. annularis*, *M. cavernosa* y *C. natans* (Garzón y Cano, 1991 En: Córdoba *et al.*, 1993; Martínez y Acosta, 2005). En ésta zona se ubicó la estación Gayraca (AMP-GA), a una profundidad de 13 m.

8.1.4.6. Bahía Cinto

La Bahía de cinto se encuentra localizada entre los 11° 20' 33.38" N y 74° 03' 49.32" O en su costado expuesto, conocido como El Estero. El costado protegido se encuentra en las coordenadas 11° 20' 32.77" N y 74° 03' 11.93" O. No se han encontrado trabajos acerca de las formaciones coralinas de esta Bahía. En ésta zona se ubicaron estaciones a los costados de la Bahía, encontrándose Cinto Oriental (AMP-CO) y Cinto El Estero (AMP-ES) a una profundidad de 10 m

8.1.4.7. Bahía Concha

Esta Ensenada se encuentra abierta hacia el costado norte. En sus costados están los cerros de Punta Vigía (PV) al este y Bonito Gordo (BO) al oeste. Estos cerros originan acantilados de 25 a 30 m de profundidad, y se ha afirmado que es una de las bahías más profundas (Henao, 2009). Las formaciones coralinas más desarrolladas se encuentran en el sur-este, en donde predominan las colonias masivas y esponjas calciformes (Camacho y Galvis, 1980). En esta zona se ubicaron las estaciones Punta Vigía (AMP-PV) a 12 m de profundidad y Bonito Bordo (AMP-BO) a 12 m.

8.2. Fase de campo

8.2.1. Selección de zonas de muestreo

Se determinaron los lugares exactos en los que se llevaron a cabo los muestreos en cada estación teniendo en cuenta la presencia de formaciones arrecifales. Se estableció la posición de cada estación de muestreo medida mediante dispositivo de posicionamiento global (GPS) y se muestrearon 21 estaciones en total.

8.2.2. Muestreo

Para la caracterización de la composición coralina se utilizó el método de foto-transecto (Hill y Wilkinson, 2004). Para esto, en cada estación se evaluó un transecto de banda de 20 m de largo y 0,25 m de ancho (5 m²). Se tomaron fotografías con una cámara digital colocada dentro de un *housing* hasta cubrir toda el área del transecto de banda. Para cada toma fotográfica la cámara se situó sobre una armazón elaborada con tubos de PVC para proporcionar estabilidad y mantener una distancia fija de 0,7 m del fondo (Fig. 2)



Figura 2. Buzo sobre el fondo llevando a cabo método de foto-cuadrante. Nótese la cámara situada sobre el armazón de PVC.

La base de este armazón fue un cuadrado de 0,25 x 0,25 m que se utilizó como área de referencia (Kolher y Gill, 2006) (Fig. 3). En cada estación se extendió un transecto, se colocaron 80 cuadrantes por transecto, se tomaron 240 fotos y se muestrearon 5 m². La representatividad del muestreo fue determinada por medio curvas de diversidad acumulada (Ramírez, 1999), las cuales indicaron que una longitud de transecto de banda de 20 m (80 cuadrantes) es una medida adecuada para obtener una muestra representativa de la comunidad coralina (Anexo A).

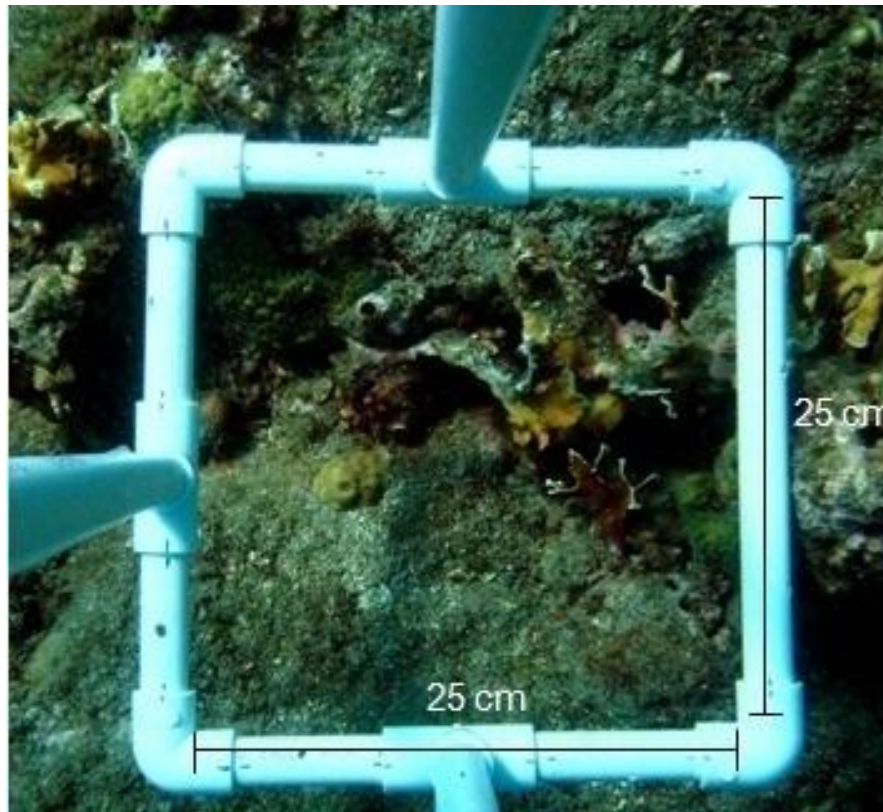


Figura 3. Cuadrante de 0,25 x 0,25 m (0,625 m²) usado como área de referencia.

El método foto-transecto tiene las ventajas de que no es destructivo, es de fácil manipulación, disminuye el esfuerzo y tiempo debajo del agua, además de permitir el análisis paciente y repetitivo del muestreo, la revisión y verificación de los resultados y consulta con expertos en casos de identificación dudosa (Rogers *et al.*, 1994) contrario a métodos que la identificación se hace *in situ*.

La ocurrencia de enfermedades coralinas y signos de deterioro en cada estación se evaluaron empleando el protocolo descrito en CARICOMP (2001) y Garzón-Ferreira *et al.* (2001). En cada transecto se identificó y contó las colonias afectadas por enfermedades y signos de deterioro con base en las características definidas por Barrios (2000), Garzón-Ferreira *et al.* (2002) y Sutherland *et al.* (2004).

Tabla 3. Condiciones de deterioro de los corales pétreos (Tomado y modificado de: Barrios, 2000).

Categoría	Abrev	Condición de deterioro	Características
MORTALIDAD	MA	Mortalidad actual	La pérdida de tejido ha ocurrido muy recientemente; porción de los cálices bien preservada. Colonización por algas insignificante. Base del esqueleto blanca y sin colonización de organismos.
	MR	Mortalidad reciente	Cubiertas por algas y otros organismos y la estructura de los cálices superficiales ya no es evidente
INVASIONES	IA	Invasión por algas	Recubrimiento del tejido coralino por otro organismo sésil, creciendo en el sustrato adyacente y compitiendo con él por espacio
	IE	Invasión por esponjas	Recubrimiento del tejido coralino por otro organismo sésil, creciendo en el sustrato adyacente y compitiendo con él por espacio
AGRESIÓN	IO	Invasión por otros organismos	Octocorales, zooantídeos, tunicados. Ascidas u otros corales, que pueden ser hasta de la misma especie
	TS	Territorialismo (agresión por organismos móviles)	Pez <i>Stegastes planifrons</i> elimina a mordiscos uno o varios pólipos de la colonia coralina para inducir el crecimiento de ciertas algas filamentosas
	AS	Agresión por organismos sésiles	Daño producido por cualquier organismo sésil a una especie de coral a través de medios posiblemente químicos
	AE	Agresión por esponjas	
	AC	Agresión por otros corales	
	AA	Agresión por algas	
	EE	Agresión por esponjas excavantes	
DEPREDACIÓN	DE	Depredación	Pérdida de tejido vivo coralino por hábitos coralívoros de otros organismos
	DEP	Depredación por peces	Pérdida de tejido de la capa superior del esqueleto dejando una depresión sobre la colonia en donde no se pueden apreciar estructuras
	DEG	Depredación por gusanos	Desaparecen los pólipos pero las estructuras esqueléticas se mantienen intactas. Comienzan como un punto o de forma redonda sin tejido en el medio y posteriormente se distribuyen parches blancos circulares
	DEA	Depredación por gasterópodos	Desaparece el tejido pero las estructuras quedan intactas
DETERIORO	SD	Signos generales de deterioro	Fenómenos que causan alteraciones de las condiciones normales de los corales
	BL	Blanqueamiento	Pérdida de color del tejido coralino, o cambio a tonalidades blancuzcas generalmente debida a la pérdida de zooxantelas
	PA	Palidecimiento	Pérdida parcial de color en el tejido coralino, debido a la reducción de zooxantelas asociadas
	OS	Oscurecimiento	Cambio de color en el tejido en tonalidades más oscuras en comparación con el color propio de la colonia
AGENTES FÍSICOS	SDF	Signos causados por agentes físicos	Evidencias de deterioro donde no siempre se encuentra el agente causante, pero se puede inferir por sus huellas
	LS	Lunares de sedimento	Acumulaciones de sedimento en ciertas partes de la colonia
	RA	Raspaduras	Pérdida del tejido vivo y de la capa superior del esqueleto debido a factores antropogénicos
	FR	Fragmentación	Proceso de ruptura de una o varias secciones de la colonia
	VO	Volcamiento	Inversión, inclinación o desprendimiento de una colonia

1.1. Fase de laboratorio

Las fotografías fueron recuperadas con el programa *Coral Point Count with Excel extensions* – CPCE- (Kohler y Gill, 2006), el cual escoge aleatoriamente un número de puntos especificados en cada foto -25 puntos en este caso- (Fig. 4).

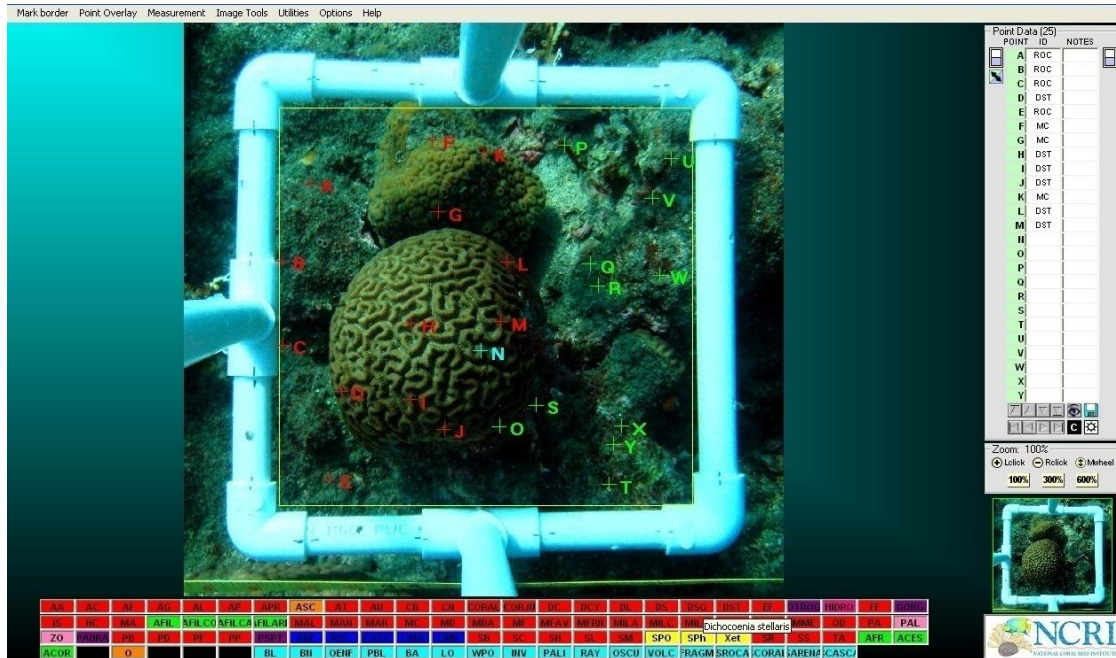


Figura 4. Imagen con 25 puntos escogidos aleatoriamente por el programa CPCEe. Obsérvese los códigos dados a las categorías o especies en la parte inferior. Al lado derecho se muestra el ingreso del código del organismo identificado en cada punto.

En cada punto se determinó si correspondía a un componente vivo (p. ej. coral, esponja, algas, anémonas, entre otros) o no vivo (p. ej. arena, cascajo, roca, esqueletos de coral, etc.). Los componentes bentónicos se clasificaron como grupos funcionales según lo expuesto por Díaz *et al.* (1995). Estos grupos funcionales son:

- Sustrato no vivo, el cual está compuesto por: cascajo, coral con muerte actual, coral con muerte reciente, sustrato arenoso y sustrato rocoso.
- Esponjas y gorgonáceos, los cuales se diferenciaron según su forma de crecimiento, ya fuera esponja erecta, esponja incrustante, gorgonáceo erecto y gorgonáceo incrustante.
- Macroalgas, que se discriminaron también por su tipo de crecimiento en algas costrosas, algas frondosas y algas incrustantes.

- Los hidrocorales y los corales escleractínios fueron identificados hasta nivel de especie.

Una vez realizada la identificación de cada componente se digitalizó en el programa, el cual realizó los cálculos de abundancia relativa (%) de cada componente y/o especie o grupo funcional (Kolher y Gill, 2006).

1.2. Fase de gabinete

1.2.1. Estructura coralina

1.2.1.1. Métodos univariados

A partir de la abundancia de cada grupo de organismos se procedió a determinar medidas de diversidad que permitieron confluir un gran número de variables bióticas (especies o grupos funcionales) y datos en un solo valor característico para una comunidad (muestras o estaciones según el caso). Las medidas utilizadas fueron Diversidad de Shannon-Wiener, Uniformidad de Pielou, Predominio de Simpson, Riqueza de Margalef y números de Hill N0, N1 y N2 (Ludwig y Reynolds, 1988; Ramírez, 1999; Clarke y Gorley, 2001; Clarke y Warwick, 2001). Se graficaron los valores del índice de Shannon-Wiener y sus intervalos de confianza respectivos con el fin de observar las diferencias de las medidas de diversidad entre estaciones.

Una restricción en la aplicación ecológica de los índices es el poder determinar si las diversidades obtenidas son comparables entre sí y el cómo comparar valores puntuales (sin réplicas) como los que proporcionan las medidas de diversidad. Salicrú *et al.* (1993) han propuesto como una generalización a estos índices las entropías (h , ϕ) como las medidas de forma; complementariamente Pardo *et al.* (1992) determinaron el grado de fiabilidad de la estimación a partir de los intervalos de confianza y describieron los estadísticos y criterios de decisión que permiten la comparación de las diversidades. Para esto llevar esto a cabo con la diversidad de Shannon-Wiener, primero hay que calcular las varianzas utilizando la fórmula:

$$\sigma_{sw}^2 = \sum_{i=1}^M P_i (\ln p_i)^2 - \left(\sum_{i=1}^M P_i \ln p_i \right)^2$$

Posteriormente se estimaron los límites del intervalo confianza de H' :

$$(H_h^\phi(P) - Z_{\varepsilon/2} \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, H_h^\phi(P) + Z_{\varepsilon/2} \frac{\sigma}{\sqrt{n}})$$

Se procedió a realizar los contrastes de hipótesis para contestar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las diversidades de las estaciones y/o épocas climáticas utilizando el estadístico chi-cuadrado:

$$X^2 = \sum_{t=1}^s n_t \frac{(H_h^\phi(P_t) - \bar{D})^2}{\sigma_t^2}$$

Donde:

$$\bar{D} = \frac{\sum_{t=1}^s n_t H_h^\phi(P_t)}{\sum_{t=1}^s \frac{n_t}{\sigma_t^2}}$$

El valor experimental de X^2 se compara con el valor crítico $X^2_{(\alpha)(k-1)}$.

En caso de encontrar diferencias significativas es necesario contrastar las estaciones y épocas climáticas por parejas utilizando el estadístico Z para comparar dos diversidades:

$$Z = \frac{H_h^\phi(P_1) - H_h^\phi(P_2)^2}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2}{n_1} + \frac{\sigma_2^2}{n_2}}}$$

El valor experimental de Z se compara con el valor crítico de $Z_{(0,05)} = 1,96$

1.2.1.2. Métodos multivariados

a) Análisis de clasificación

Para localizar las asociaciones biológicas espaciales, se llevó a cabo el análisis de clasificación de manera directa (matriz Q) mediante el índice de Bray Curtis y el grado de distorsión se determinó por el coeficiente de correlación cofenética (Sokal y Rohlf, 1962 En: Crisci y López, 1983; Clarke y Warwick, 2001). Para la elaboración del dendrograma se usó la técnica del ligamiento promedio de la media aritmética no ponderada -UPGMA- (Crisci y López, 1983). Para determinar si existían diferencias biológicas entre las zonas AMP y AMNP se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM) (Clarke y Warwick, 2001).

b) Análisis inverso de Kaandorp

Con el fin de caracterizar faunísticamente las asociaciones definidas con el dendrograma cuantitativo se realizó un análisis inverso de Kaandorp (1986), mediante las matrices de abundancia usadas para la clasificación. Se organizaron en primer lugar los grupos de estaciones de acuerdo con la secuencia encontrada en la clasificación, en donde se promedió la abundancia de las especies por asociación, calculándose posteriormente el porcentaje de cada una. Con base a estos porcentajes se catalogaron las especies en:

1. Exclusivas cuando acumulan el 100 % de la abundancia en un grupo.
2. Características, que acumulan valores del 70 % de la abundancia en determinada asociación.
3. Generalistas, que son aquellas especies que se distribuyen en todas las asociaciones con un porcentaje inferior al 69 %.

1.2.2. Ocurrencia de enfermedades y signos de deterioro

Para evaluar en cada estación las enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro se estimó su porcentaje de ocurrencia. Para cada banda se calculó en caso de presentarse: 1- ocurrencia general de enfermedades por tipo de enfermedad, 2- ocurrencia general de blanqueamiento y signos de deterioro, y 3- ocurrencia de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro por especie de coral. También se estableció el porcentaje de colonias sanas y afectadas por alguna enfermedad o signo de deterioro.

2. RESULTADOS

2.1. Composición y cobertura

En la región de SM (BSM, BG y PNNT) el sustrato vivo estuvo compuesto por coral vivo (escleractínios e hidrocorales), macroalgas (frondosas, filamentosas y costrosas), esponjas (incrustantes y erectas), gorgonáceos (erectos e incrustantes) y zoantídeos. El sustrato abiótico estuvo caracterizado por la roca, arena, cascajo, y coral muerto. Menos de la mitad del fondo marino está cubierto por sustrato abiótico (38,28 %), seguido por los corales duros (36,06 %) y las macroalgas (21,18 %). Por otra parte los gorgonáceos, esponjas, otros organismos y zoantídeos y coralimorfarios presentaron las menores abundancias, con coberturas menores al 5 % (Fig. 5).

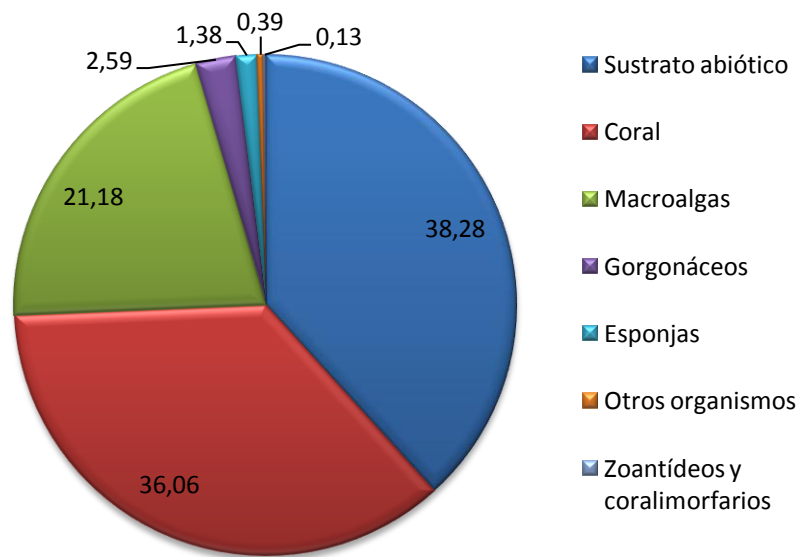


Figura 5. Cobertura relativa (%) de los grupos arrecifales bentónicos en la zona de estudio (BSM, BG y PNNT).

Discriminando la información de los grupos bentónicos más abundantes, en el sustrato abiótico se observó que la roca predominó con una cobertura 66,62 %, seguido por la arena, el cascajo, el coral muerto recientemente y actualmente con 22,26, 6,80, 3,31 y 1,01 % respectivamente.

En el componente biótico se identificaron en total 30 especies de corales escleractínios, 18 géneros y nueve familias, siendo Favidae la más abundante con 9 especies, seguida por Agariciidae y Mussidae con cinco especies, Astrocoenidae con tres especies, Meandrinidae, Poritidae y Siderastreidae con dos especies y finalmente Acroporidae, y Caryophylliidae con una sola especie. Además se observaron dos especies de hidrocorales pertenecientes a un género y cuatro especies de zoantídeos. Las especies de corales duros más abundantes fueron *D. strigosa* (22,62 %), *C. natans* (20,18 %) y *M. cavernosa* (16,53 %) (Fig. 6 a). Las demás especies presentaron abundancias inferiores al 1% (Fig 6 b). , los valores de cobertura coralina fluctuaron entre 9,15 % (AMNP-MT) y 60,20 % (AMP-ES). Este último valor estuvo determinado por la presencia de un gran parche de *A. palmata* a lo largo de la mayoría del transecto.

Al realizar una comparación entre estaciones se pudo observar que la cobertura de sustrato abiótico varió ampliamente, con valores entre 15,85 % (estación AMP-BO) y 57,03 % (estación AMP-PA). En relación a las macroalgas, las de tipo filamentosas fueron las más abundantes con 60,94 %, seguidas por las frondosas y costrosas con coberturas de 22,26 y 2,85 % respectivamente. El valor mínimo de cobertura macroalgal fue de 1,05 % (AMP-ES), mientras que el máximo fue de 52,25 % (AMNP-MT). Entre los gorgonáceos predomina el crecimiento erecto, ya que solo se observaron gorgonáceos incrustantes en tres estaciones (AMNP-IP, AMNP-MT y AMP-TR). Los valores de cobertura de este grupo oscilaron entre 0 % (AMNP-IP) y 12,26 % (AMNP-MO). En cuanto a las esponjas son las de tipo erecto las más conspicuas con 76,10 %, mientras que las de tipo incrustante tan solo alcanzaron 23,90 %. Las esponjas alcanzaron un valor mínimo de cobertura de 0 % en la estación AMP-ES, mientras el valor máximo se presentó en la estación AMNP-MT (3,60 %).

Se observaron cuatro especies de zoantídeos y una especie de coralimorfario, siendo la más abundante *Palythoa caribaeorum*, con una cobertura de 50,7 %, seguida por *Parazoanthus* sp. (20,5 %) y *P. grandis* (11 %). *Ricordea florida* obtuvo una cobertura de 17,8 %. No se registró la presencia de zoantídeos y coralimorfarios en muchas de las estaciones estudiadas (e.g. AMP-ES y AMP-BO), y su cobertura máxima se observó en la estación AMNP-MO (0,58 %).

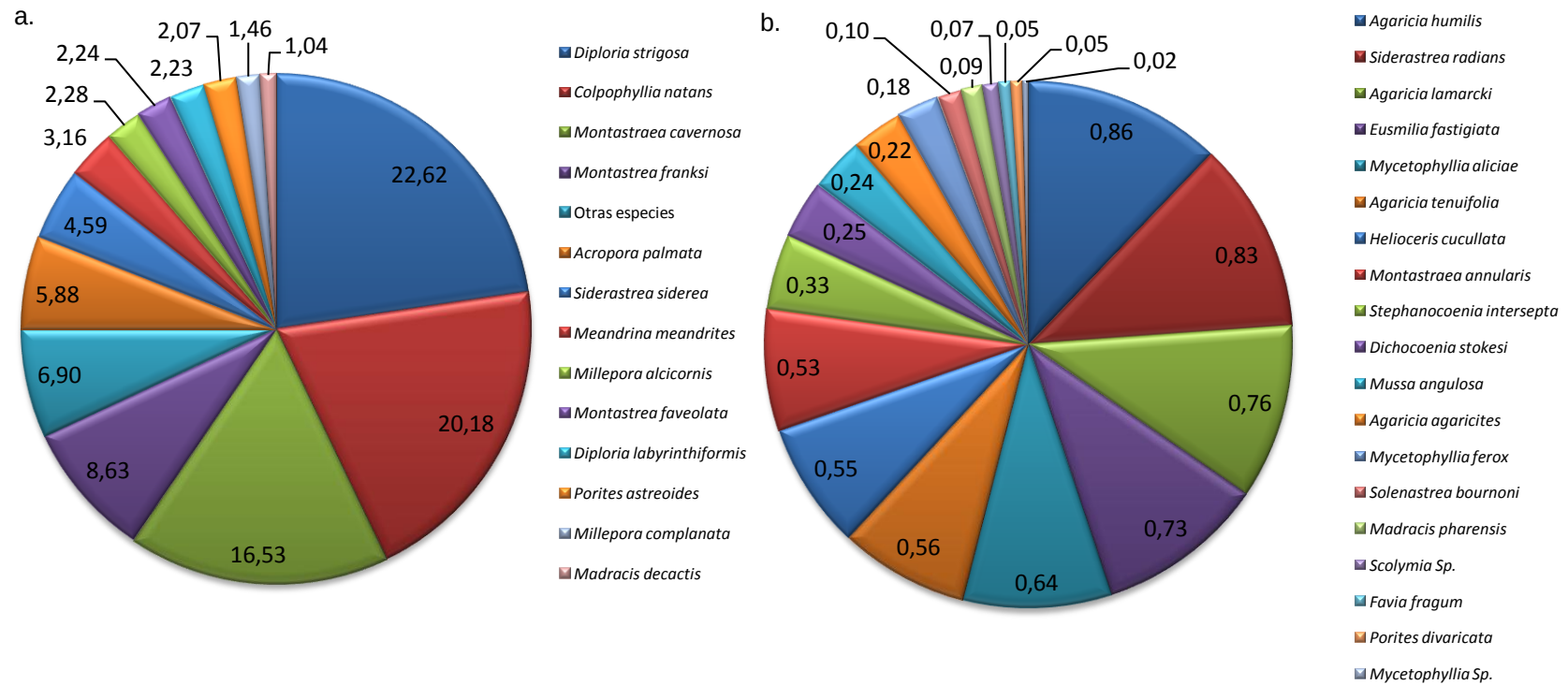


Figura 6. Porcentaje de cobertura relativa de las especies observadas en la zona de estudio (BSM, BG y PNNT). a. Especies más abundantes (>1 %). b. Otras especies (<1 %).

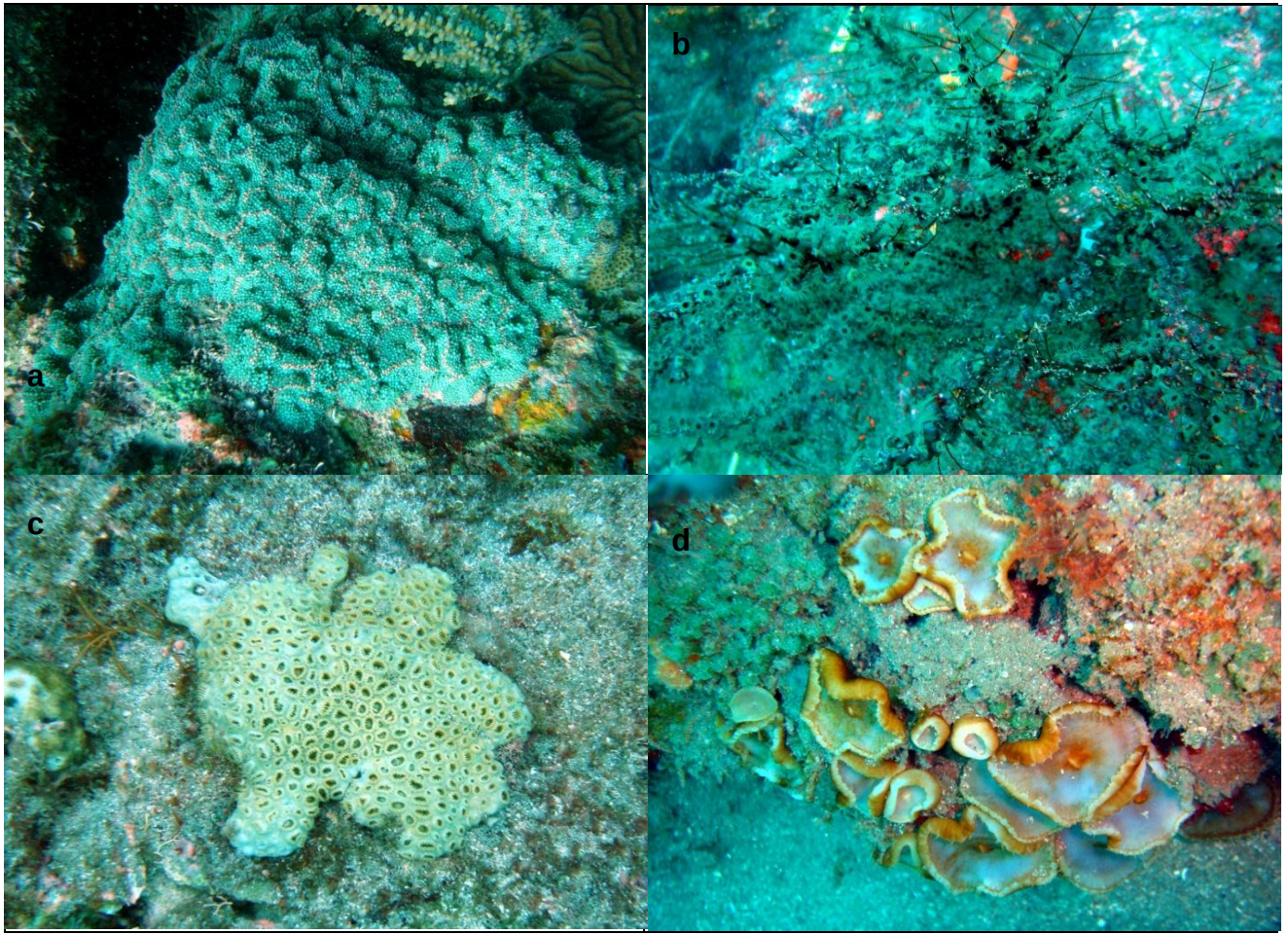


Figura 7. Especies de zoantídeos y coralimorfarios observadas en la zona de estudio. a. *R. florida*; b. *Parazoanthus* sp; c. *P. caribaeorum*; d. *P. grandis*.

En las estaciones ubicadas en AMP el sustrato estuvo dominado por coral vivo (40,03 %), seguido por sustrato abiótico (38,76 %), las macroalgas (18,55 %) y los gorgonáceos (1,40 %) (Fig. 7a). Los grupos menos abundantes fueron las esponjas (0,92 %), otros organismos bentónicos (0,26 %), los zoantídeos y coralimorfarios (0,09%), con coberturas relativas menores a 1 % (Fig. 7a). La riqueza de especies en el AMP fue de 32.

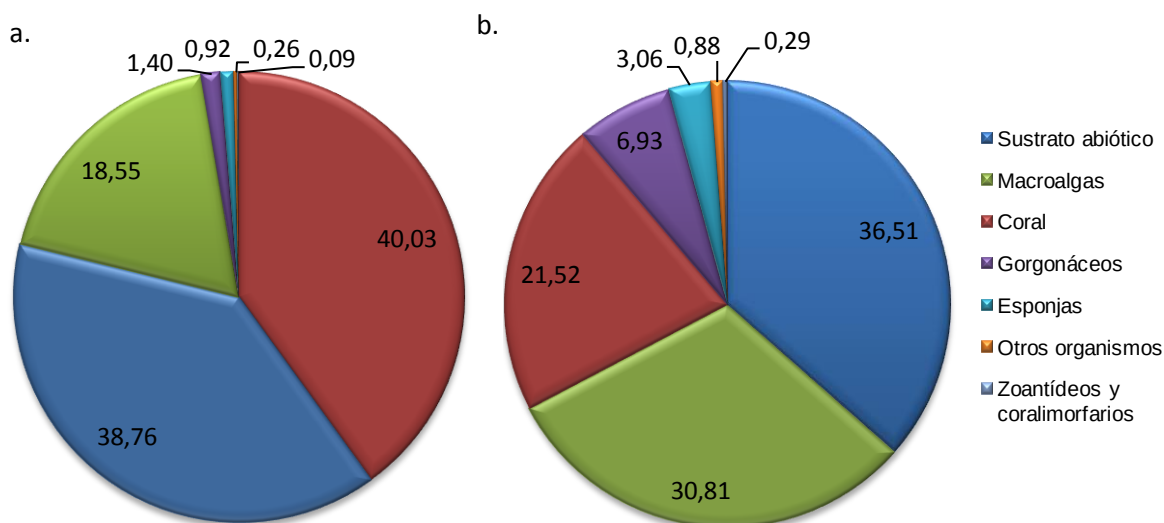


Figura 8. Cobertura (%) de los principales grupos arrecifales en el área de estudio (BSM, BG y PNNT). a. AMP. b. AMNP.

En las estaciones ubicadas en AMNP el fondo marino estuvo dominado por el sustrato abiótico (36,51 %), seguido por macroalgas (30,81 %), coral vivo (21,52 %), gorgonáceos (6,93 %), y esponjas (3,06 %). Los demás grupos tales como otros organismos bentónicos y los zoantídeos presentaron coberturas inferiores a 1% (Fig. 7b). Se observaron en total 21 especies de corales duros en las AMNP. En la AMP las especies coralinas más abundantes fueron *D. strigosa* (23,87 %), *C. natans* (17,58 %) y *M. cavernosa* (16,54). En AMNP la especie dominante fue *C. natans* (37,92 %) seguida por *M. cavernosa* (16,42 %), *D. strigosa* (14,10 %) (Fig. 7). Solo *M. angulosa*, *S. bournoni*, *P. divaricata* y *Mycetophyllia* sp. fueron exclusivas de zonas AMP (Anexo D).

En el grupo macroalgal, las frondosas (principalmente *Dictyota* spp. y *Sargassum* spp.) fueron las más abundantes en las estaciones de la AMP (51,77 %), seguidas por las algas filamentosas (44,23 %) y las algas costrosas presentaron la menor abundancia (4 %) (Fig. 8a). En las estaciones AMNP las algas filamentosas son las dominantes, con una cobertura de 97,92 %, seguidas por las algas frondosas (1,76 %). En esta zona las algas costrosas presentaron baja cobertura (0,32 %) (Fig. 8b).

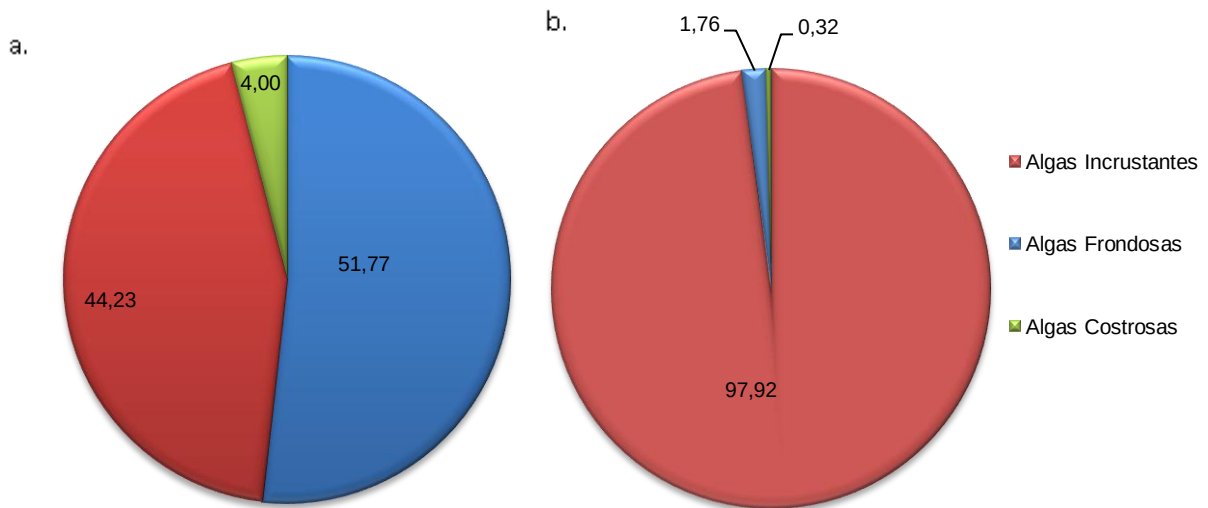


Figura 9. Cobertura macroalgal según grupos funcionales. a. AMP. b. AMNP.

El ANOSIM a una vía indicó que se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre la estructura del ensamblaje coralino (composición y cobertura) de las zonas AMP y AMNP ($R=0,448$; $p=0,8\%$).

1.1.1. Diversidad de Especies

La diversidad de Shannon-Wiener (H') osciló entre 0,58 (AMNP-PB) y 2,33 (AMP-BO). La riqueza (S) varió también ampliamente entre estaciones, con un mínimo de 7 especies (AMP-PB) y un máximo de 23 especies (AMP-GA). Fue posible observar valores de uniformidad (J') en un rango entre 0,30 (AMP-PB) y 0,89 (AMNP-MT). El Valor más alto de predominio (λ) se presentó en la estación AMNP-PB (0,75), mientras que el menor valor (0,14) se obtuvo en la estación AMP-BO. Según el número de Hill 1 y 2, 10 de las 21 especies presentes en AMP-PM fueron abundantes, y ocho de las 10 especies abundantes fueron muy abundantes (Tab. 3).

Tabla 4. Índices de diversidad para las estaciones de muestreo en el PNNT, SM y BG. riqueza de especies (S); uniformidad de Pielou (J'); diversidad de Shannon (H'); predominio de Simpson (λ); numero de Hill 1 (N1); numero de Hill 2 (N2); Punta Vigia (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB). Tomado y Modificado de Marrugo (2009).

Estación	S	J'	H' (log e)	λ	N1	N2
AMP						
AMP-PV	13	0,54	1,39	0,35	4,01	2,87
AMP-BO	21	0,76	2,33	0,14	10,27	7,33
AMP-CW	16	0,66	1,83	0,23	6,25	4,41
AMP-CE	17	0,6	1,71	0,27	5,52	3,75
AMP-ES	12	0,47	1,17	0,48	3,22	2,06
AMP-CO	18	0,62	1,8	0,26	6,02	3,8
AMP-GA	23	0,66	2,06	0,18	7,87	5,62
AMP-CA	21	0,68	2,07	0,18	7,9	5,44
AMP-PC	15	0,73	1,97	0,2	7,18	5,08
AMP-PM	17	0,84	2,37	0,12	10,67	8,3
AMP-TR	15	0,72	1,94	0,17	6,95	5,72
AMP-KA	13	0,71	1,82	0,25	6,18	4,06
AMP-PA	18	0,66	1,92	0,24	6,81	4,25
AMP-SL	18	0,56	1,61	0,3	5,02	3,37
AMP-ML	17	0,76	2,16	0,17	8,66	5,88
AMP-CR	13	0,71	1,83	0,23	6,26	4,41
AMP-AH	20	0,58	1,74	0,27	5,7	3,64
AMNP						
AMNP-MO	14	0,73	1,93	0,19	6,88	5,4
AMNP-MT	12	0,89	2,22	0,12	9,2	8,3
AMNP-PB	7	0,3	0,58	0,75	1,78	1,32
AMNP-IP	10	0,39	0,89	0,63	2,44	1,58

Al graficar las diversidades de cada estación junto con su respectivo intervalo de confianza (Fig. 9) se pudo observar que se presentan diferencias en las diversidades de las estaciones estudiadas, y al realizar la prueba z (z teórico =1,96) se pudo corroborar estadísticamente que existen diferencias significativas en las diversidades de la mayoría de las estaciones estudiadas (Anexo b).

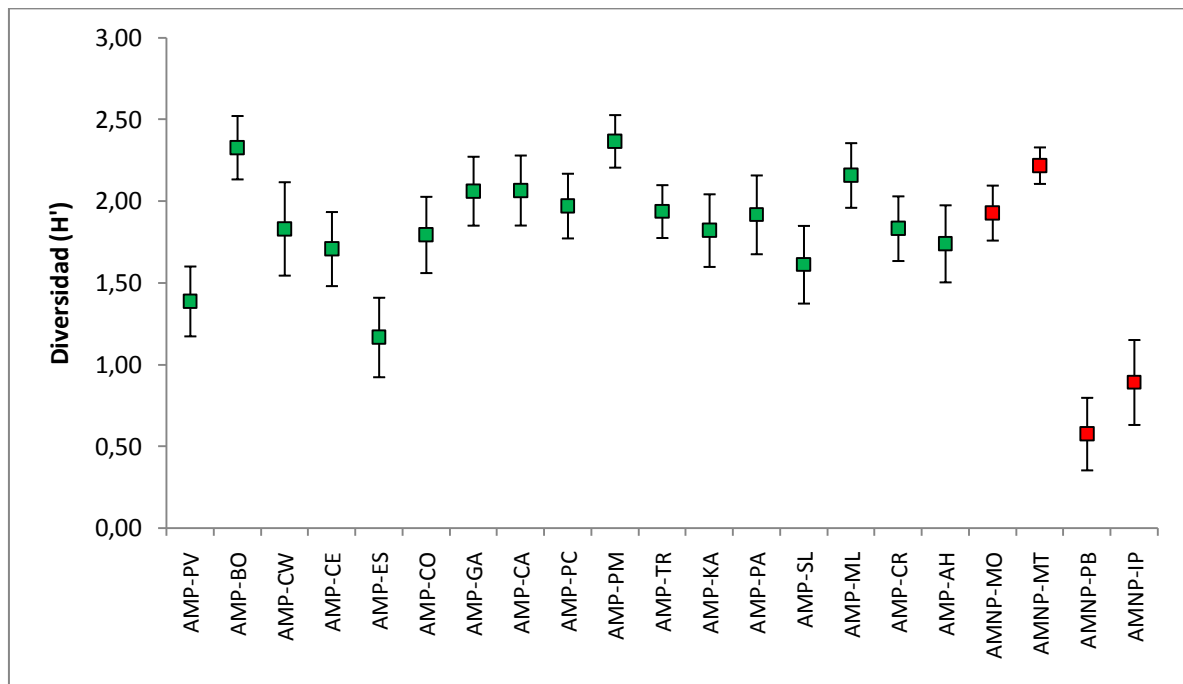


Figura 10. Diversidad de Shannon Weiner (H') e intervalos de confianza de cada estación en zonas AMP y AMNP. Punta Vigía (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB). Color verde y rojo representan AMP y AMNP respectivamente).

En el dendrograma del análisis de clasificación se formaron cuatro grupos principales (A, B, D y E), y una estación (C) aislada correspondiente a El Morrito (Bahía de Santa Marta). En general se observó que las estaciones ubicadas dentro del AMP tienden a unirse entre sí, así como las estaciones de la Bahía de Gaira. Dos de estos grupos (B y D) incluyen estaciones ubicadas en AMP y AMNP, y dos incluyen exclusivamente estaciones ubicadas en AMP (A y E).

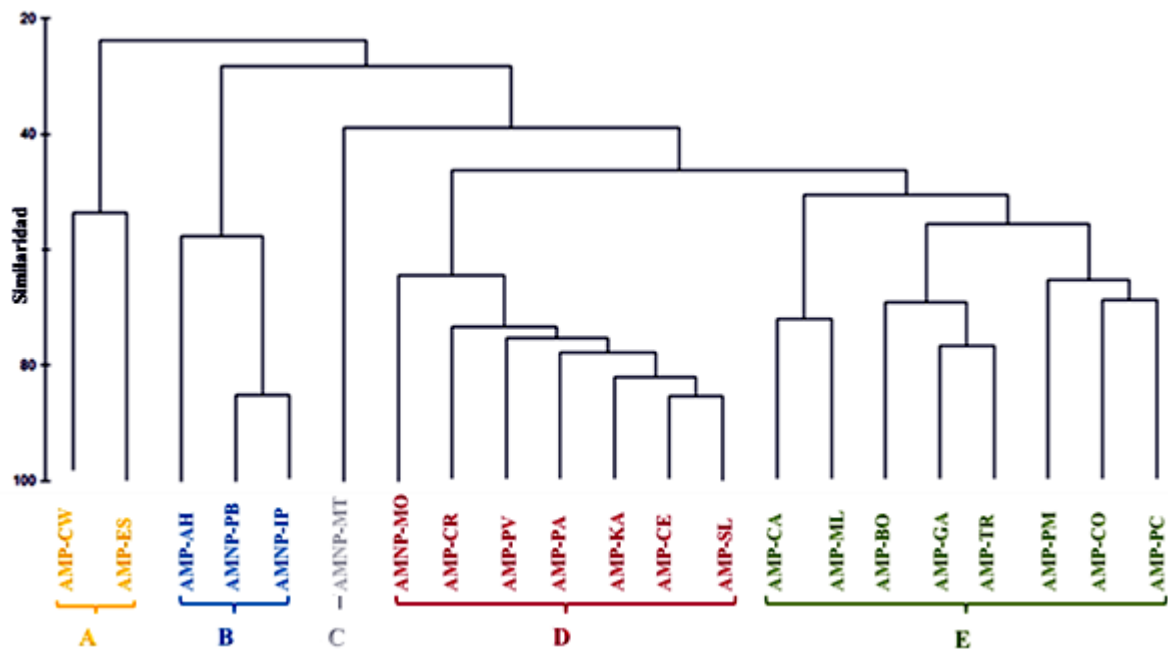


Figura 11. Dendrograma de clasificación mediante el índice de Bray Curtis con técnica de ligamiento promedio de la media aritmética no ponderada. Punta Vigia (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB) (coeficiente de correlación cofenético= 0,82). Colores concuerdan con la representación grafica del análisis inverso de Kaandorp (Anexo D).

El análisis inverso de Kaandorp permitió agrupar las especies en tres categorías principales. Las especies exclusivas, es decir aquellas que presentan una abundancia de 100% en un grupo determinado, tales como *Mycetophyllia* sp. en el grupo D, y *M. angulosa*, *P. divaricata* y *S. bournoni* en el grupo E (Anexo D).

Las especies características, es decir aquellas con una abundancia mayor al 70 %, son *A. palmata*, *F. fragum* y *A. tenuifolia* para el grupo A, *C. natans* para el grupo B, *D. stokesi* para el grupo D y *H. cucullata*, *M. pharensis*, *M. faveolata*, *M. ferox* y *M. annularis* para el grupo E. El resto de especies (< 69 %) se catalogaron como generalistas (Anexo D).

1.2. Condición de Salud

Se muestrearon 2187 colonias, de las cuales 29,49 % (645 colonias) no presentaron ninguna enfermedad o signo de deterioro y 70,51 % (1542 colonias) presentaron al menos una enfermedad o signo de deterioro. En toda el área de estudio 24 especies de escleractínios y dos especies de hidrocorales se vieron afectadas por algún tipo de condición de deterioro. La ocurrencia de signos de deterioro fue de 29,22 %, mientras que la ocurrencia de blanqueamientos y enfermedades fue 4,85 y 0,32 % respectivamente (Fig. 12).

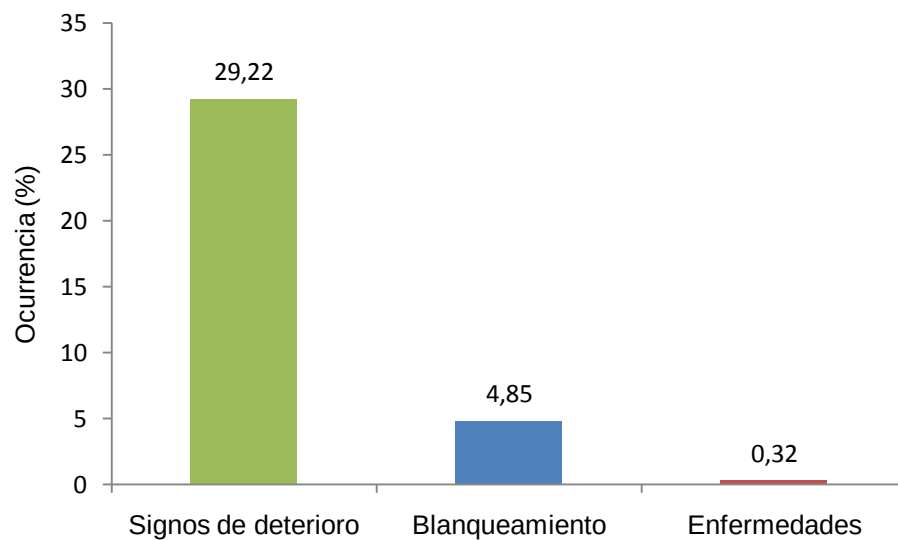


Figura 12. Ocurrencia de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro observadas en el PNNT, BSM y BG.

En total se observaron ocho signos de deterioro, incluyendo invasión algal (IA), invasión por esponjas (IE), e invasión por otros organismos (IO), Blanqueamiento (BL), depredación por peces (DEP), territorialismo de *Stegastes planifrons*, (TS) muerte actual (MA) y reciente (MR), además de cuatro enfermedades y/o síndromes, específicamente plaga blanca (EPB), parche blanco sin confirmar (WPA), lunares oscuros (ELO) y los síndromes blancos del Caribe (SBC).

La DEP se registró causando lesiones irregulares focales con desgaste o erosión profunda de los coralites, en las cuales podía presentarse o no restos de tejido coralino vivo (Fig. 13 b). Se registró DEP afectando a *M. franksi*, *M. annularis*, *A. palmata* y *M. decactis* en cinco estaciones,

específicamente en AMP-CW, AMP-ES, AMP-GA, AMP-CR y AMP-PM. Se registro también agresión por parte de *S. planifrons* en *A. palmata*. Las lesiones causadas por TS se observan como protuberancias anulares sobre las ramas con y sin tejido coralino vivo. Dichas protuberancias algunas veces presentaban colonización macroalgal (Fig. 13a).

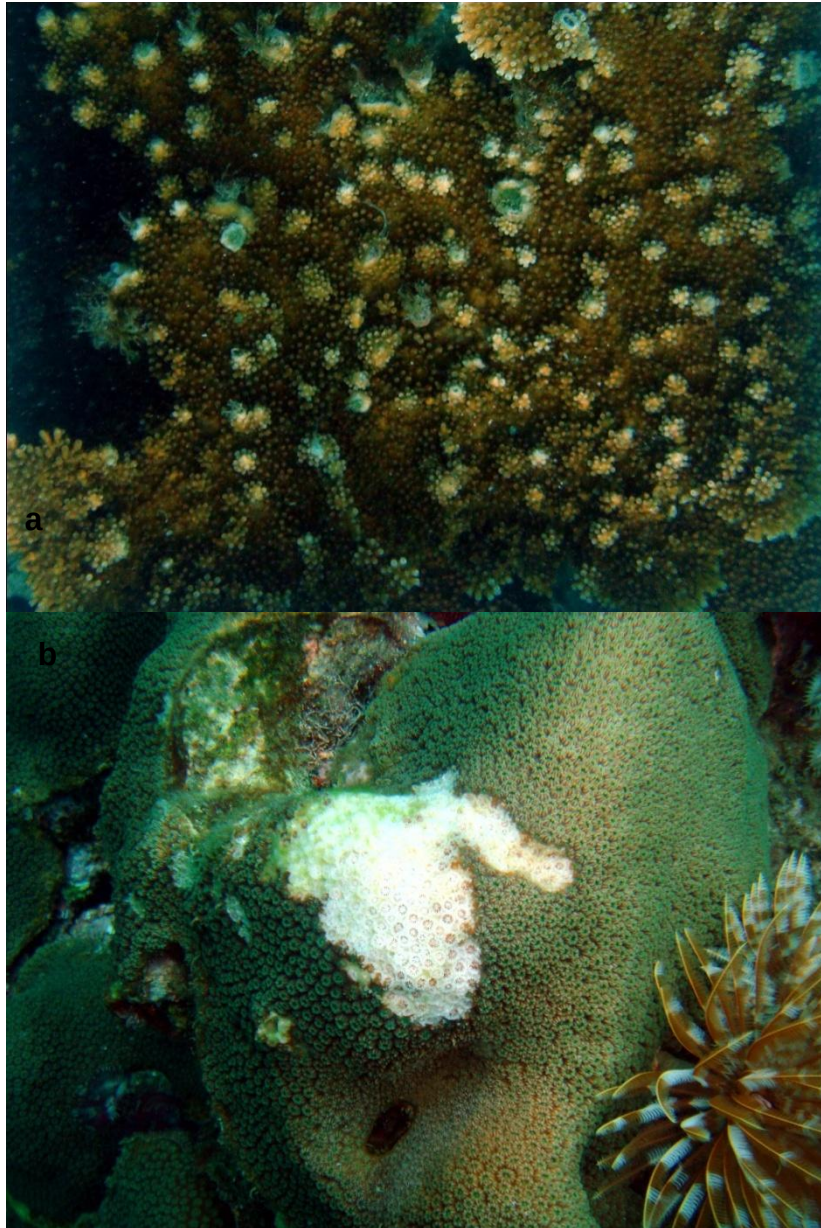


Figura 13. Lesiones causadas por peces en colonias de corales escleractíneos. a. Lesiones en *A. palmata* causadas por TS. Se observan protuberancias sobre las ramas de las colonias con y sin colonización macroalgal. b. Lesión focal producida por DEP en colonia de *M. faveolata*. La lesión presenta forma irregular. Se observa el esqueleto coralino expuesto con un desgaste profundo de los cálices.

El BLA se presentó en 19 de las 21 estaciones estudiadas. Las especies más afectadas por esta condición de deterioro fueron *Agaricia humilis*, *P. astreoides* y *S. sidérea*. La primera especie presentó blanqueamientos en 12 estaciones, siendo las mayores ocurrencias observadas 50, 40 y 33 % (AMP-TR, AMP-PA y AMP-KA respectivamente). Se presentó BLA en *P. astreoides* en 15 estaciones, siendo AMP-PV, AMNP-MT y AMP-AH las estaciones con las mayores ocurrencias (100, 72,73, y 50 % respectivamente). Las lesiones producidas por esta afección en *S. sidérea* se caracterizan por presentarse como manchas circulares de patrón multifocal o difuso y un color más pálido del tejido coralino en la zona afectada, que permanecía en contacto con el tejido sano (Fig. 14). Estas manchas se observaron sobre la superficie en la mayoría de los *ramets* de la colonia. Las mayores ocurrencias de BLA en *S. sidérea* se registraron en AMP-CO y AMP-CR, con 66,67 % de ocurrencia en cada estación. También se presentaron ocurrencias importantes en AMP-PC y AMP-TR (60 y 21,43 %, respectivamente).



Figura 14. Blanqueamiento en *S. sidérea* observado en la Bahía de Chengue (PNNT). Se observan lesiones anulares focales y difusas en contacto directo con el tejido afectado. Se observa decoloración de tejido en la zona afectada.

Las invasiones se observaron como sobrecrecimientos de algunos organismos, tales como macroalgas (IA), esponjas (IE) y otros organismos (IO) que podían o no afectar la integridad de la colonia. Los distintos tipos de invasiones (IA, IE, IO) afectaron a 16 especies de corales escleractíneos (*A. palmata*, *A. humilis*, *A. lamarcki*, *A. tenuifolia*, *C. natans*, *D. strigosa*, *E. fastigiata*, *H. cucullata*, *M. decactis*, *M. meandrites*, *M. alcicornis*, *M. complanata*, *M. annularis*, *M. cavernosa*, *P. astreoides*, *S. radians*, *S. sidérea* y *S. bournoni*) y dos especies de hidrocorales (*M. alcicornis* y *M. complanata*). Dentro de las IO se registraron invasiones por parte una especie de zoantídeo (*P. caribaeorum*), una especie de gorgonáceo incrustante (*Erythropodium caribaeorum*), además de algunas especies de poliquetos como *Spirobranchus* spp. Además, algunas veces se presentaba oscurecimiento del tejido coralino que permanecía en contacto con otra especie de poliqueto, probablemente del género *Anamobaea*.

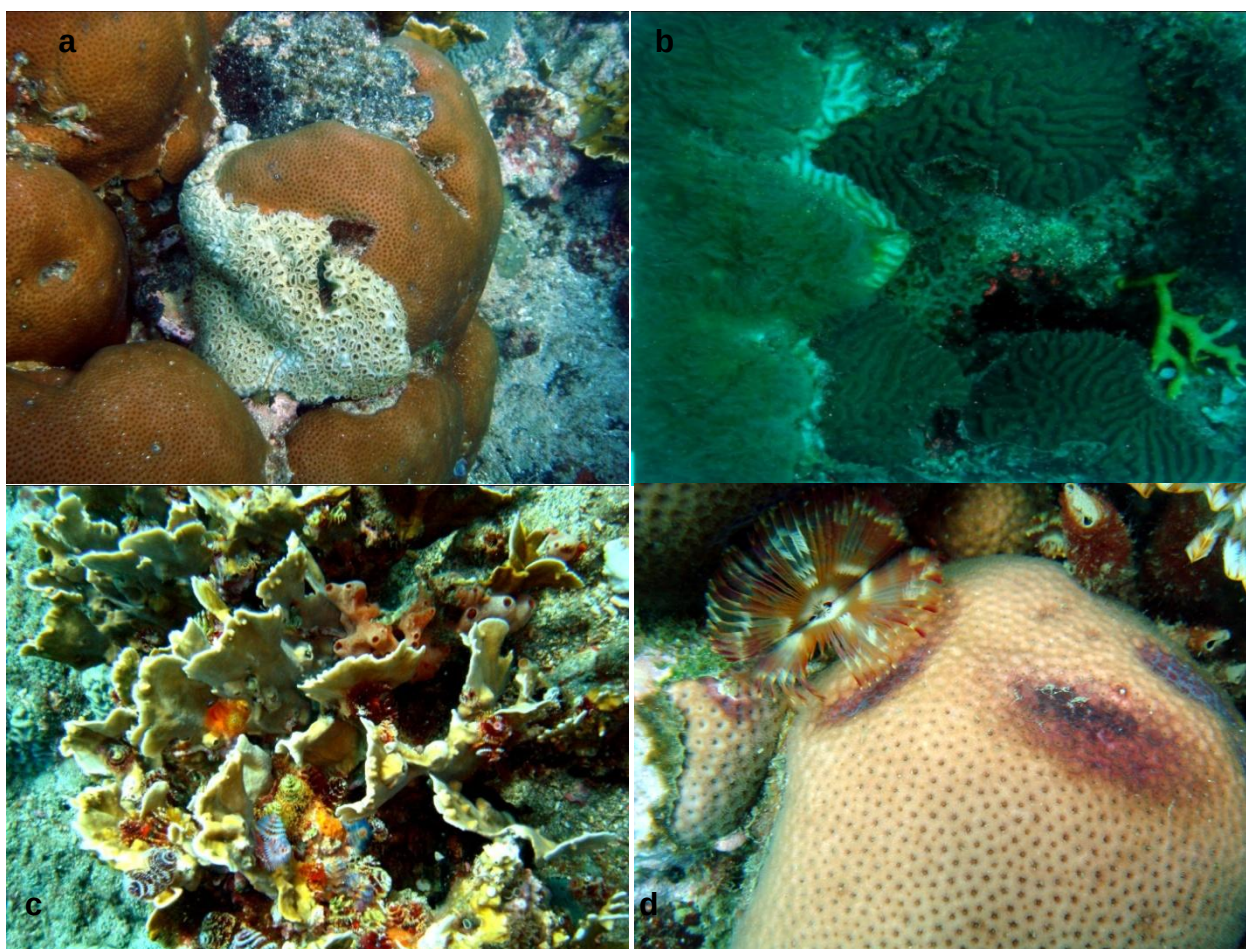


Figura 15. Invasiones por otros organismos (IO) observadas en la zona de estudio. a. Invasión por *P. caribaeorum*. b. invasión por gorgonáceo incrustante *E. caribaeorum*. c. Invasión por poliquetos en *M. complanata*. d. Detalle de oscurecimiento causado por el contacto entre el poliqueto con el tejido coralino.

Se registró IA en 12 estaciones de muestreo (AMP-CA, AMP-PC, AMP-PA, AMP-CE, AMP-GA, AMP-SL, AMP-PM, AMP-MO, AMP-PV, AMP-KA, AMP-CR y AMP-BO). Esta condición de deterioro afectó a ocho especies coralinas (*A. humilis*, *A. tenuifolia*, *D. strigosa*, *H. cucullata*, *M. decactis*, *M. meandrites*, *M. annularis* y *M. cavernosa*), con valores de ocurrencia entre 1,59 % (AMP-TR) y 100 % (AMP-PC y AMP-ML). Las IE se presentaron en AMP-CR (1,59 %), AMP-MO (2,78 %), AMP-PB (14,29 %) y AMP-MT (7,69 %). Las especies afectadas por esta condición de deterioro fueron *A. humilis*, *D. strigosa*, *M. alcornis* y *M. cavernosa*.

Se registró una gran cantidad de colonias presentando algún tipo de mortalidad parcial (545 colonias), ya sea mortalidad actual (MA) o reciente (MR). La MA se observó como una pérdida marcada del tejido coralino en la cual se conservaban las estructuras esqueleticas, sin presentarse colonización macroalgal sobre la lesión. Se pudo establecer la ocurrencia de esta condición de deterioro en AMP-GA (2,78 %), AMP-AH (3,23 %), AMP-CA (33,33 %), AMP-PA (33,33) y AMP-ML (100%), afectando principalmente a *E. fastigiata* y en menor medida a *C. natans*. Esta condición de deterioro podía presentarse en cualquier lugar de la colonia.

Las colonias afectadas por el otro tipo de mortalidad (MR) se caracterizaron por presentar deterioro de las estructuras esqueléticas y colonización de algas filamentosas o frondosas. Este tipo de lesiones podían ser focales o multifocales, de forma anular o irregular y sin borde aparente. Se registró afectando a 23 especies de corales en AMP y NAMP. Las especies más afectadas por MR fueron *D. strigosa*, *M. cavernosa*. La primera especie fue afectada por esta enfermedad en 19 estaciones de muestreo, destacándose las ocurrencias en AMP-CA (42,11 %) y AMP-PM (30 %). Las colonias de *M. cavernosa* presentaron MR en 20 estaciones, presentándose las mayores ocurrencias en AMP-KA (52,3 %), AMP-PC, AMP-PM y AMP-CO (las tres estaciones con ocurrencias de 50 %).

Se registró la presencia de EPB ocasionando sobre las colonias coralinas lesiones focales, separadas del tejido sano por banda linear gruesa de margen discreto de esqueleto descubierto. (Fig. 14) que marca un frente de avance de la pérdida de tejido. La zona afectada presentaba colonización macroalgal. La EPB afectó a *D. strigosa* en AMP-TR con una ocurrencia de 1,59 % (Anexo C) y a *M. ferox* en AMP-GA. En esta última estación se observó afectando a una sola colonia por fuera del transecto, por lo cual no se tuvo en cuenta para los

cálculos de ocurrencia. Cabe anotar que las dos colonias afectadas por EPB presentaban IA o algún tipo de contacto con macroalgas a los alrededores de las colonias (Fig. 14).

Se observaron sobre colonias de *A. palmata* lesiones de patrón focal o multifocal, con colonización macroalgal en el centro y márgenes gruesos regulares de esqueleto descubierto y borde de margen de tipo discreto (Fig. 17 a). Además se observaron lesiones multifocales grises o verdes con márgenes delgados irregulares difusos sobre los cuales se podía o no conservar restos de tejido necrótico (Fig. 17 b). Estos traumatismos de tamaño variable son producidos por la WPA. Debido a que no se identificó *S. marcescens* como patógeno responsable de estas lesiones y a la dificultad de establecer el número real de colonias de *A. palmata* a partir de fotos, solo fue posible hacer referencia (Tab. 4) a la presencia de lesiones muy similares las producidas por WPA en las colonias de *A. palmata* (Fig. 10), más no a la ocurrencia de dicha enfermedad. Se observaron colonias afectadas aparentemente por WPA en AMP-ES y AMP-CW y AMP-BO. En esta última estación se observaron estas lesiones junto a bandas de forma anular con un diámetro de ~2 cm, patrón multifocal y margen discreto en las cuales se observó pérdida de tejido coralino presentándose sobre las ramas de la colonia (Fig. 18 b). Estas lesiones corresponden a un tipo de afecciones conocidos como Síndromes Blancos del Caribe (Raymundo *et al.*, 2008), que a juzgar por la buena condición del esqueleto coralino, la ausencia de colonización macroalgal y a la presencia de tejido coralino de apariencia normal alrededor de la lesión, producen una rápida y marcada pérdida del tejido coralino en las ramas de la colonia. En *P. astreoides* estas lesiones se observaron como una fuerte pérdida focal de tejido coralino con un margen grueso que sobresale o se encuentra en relieve (Fig. 18 a). Dicha pérdida de tejido parecía iniciar en la parte central de la colonia y avanzar hasta la base de ésta. La lesión en *P. astreoides* se presentó por fuera del trasecto por lo cual no se determinó su ocurrencia.

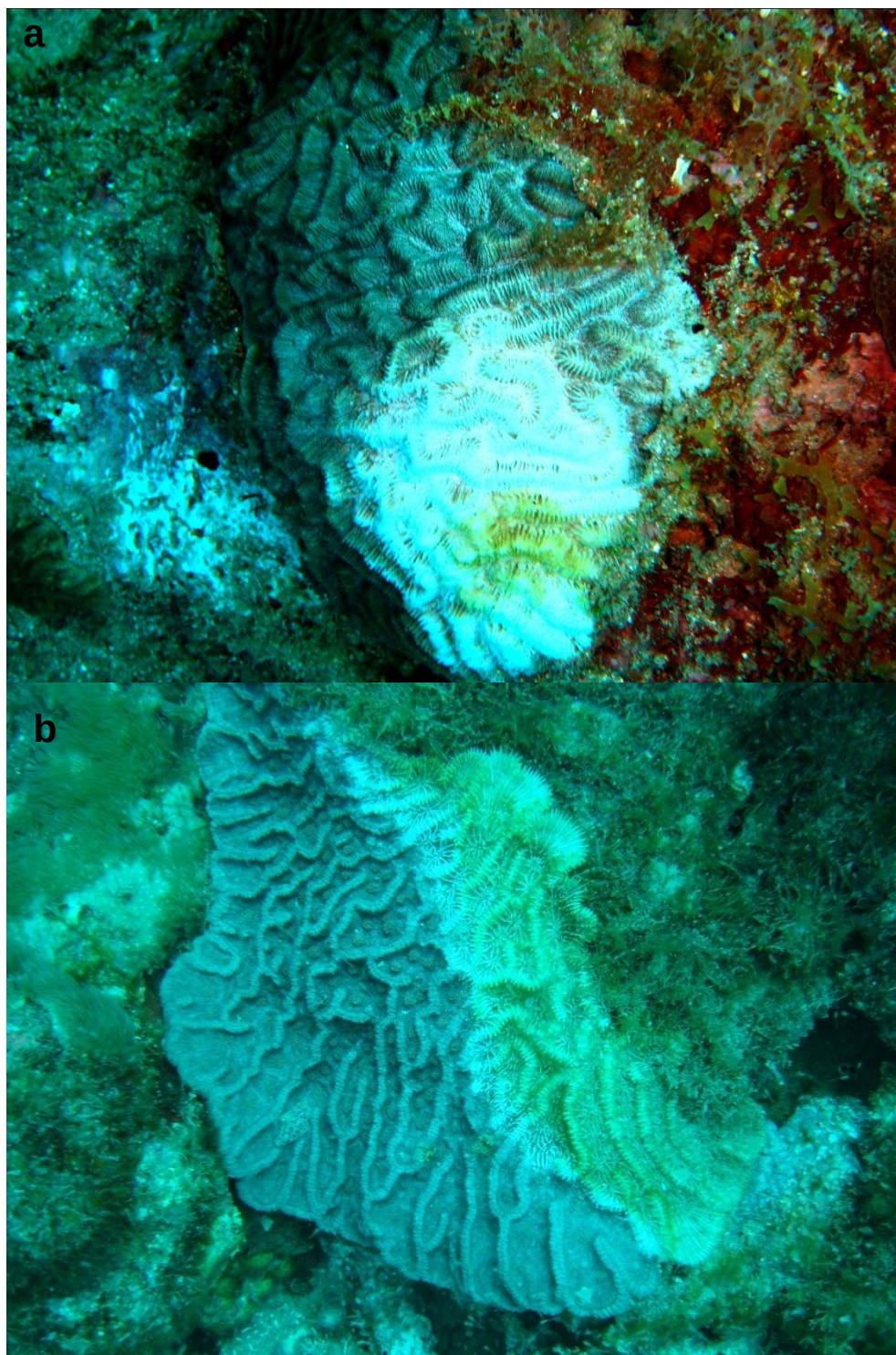


Figura 16. Lesiones causadas por EPB. a. Pérdida de tejido coralino y colonización algal en una colonia de *D. strigosa*. b. banda lineal de esqueleto expuesto sobre colonia afectada de *M. pherox*.

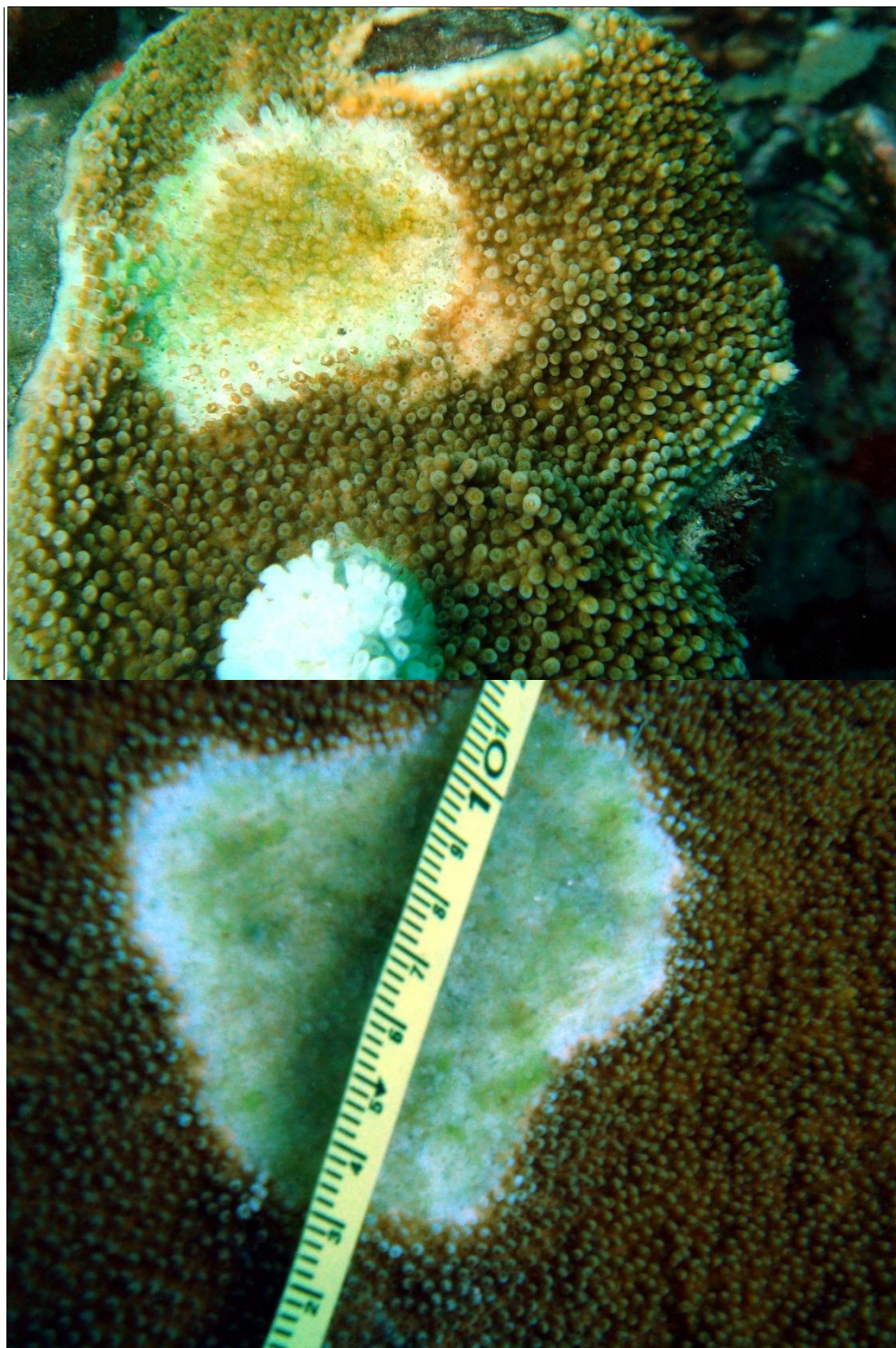


Figura 17. Lesiones causadas en *A. palmata* aparentemente por la enfermedad de WPA en las Bahías de Chengue y Cinto. Se observa lesión anular sin tejido coralino vivo. Debajo se observa banda de pérdida de tejido coralino con colonización macroalgal.

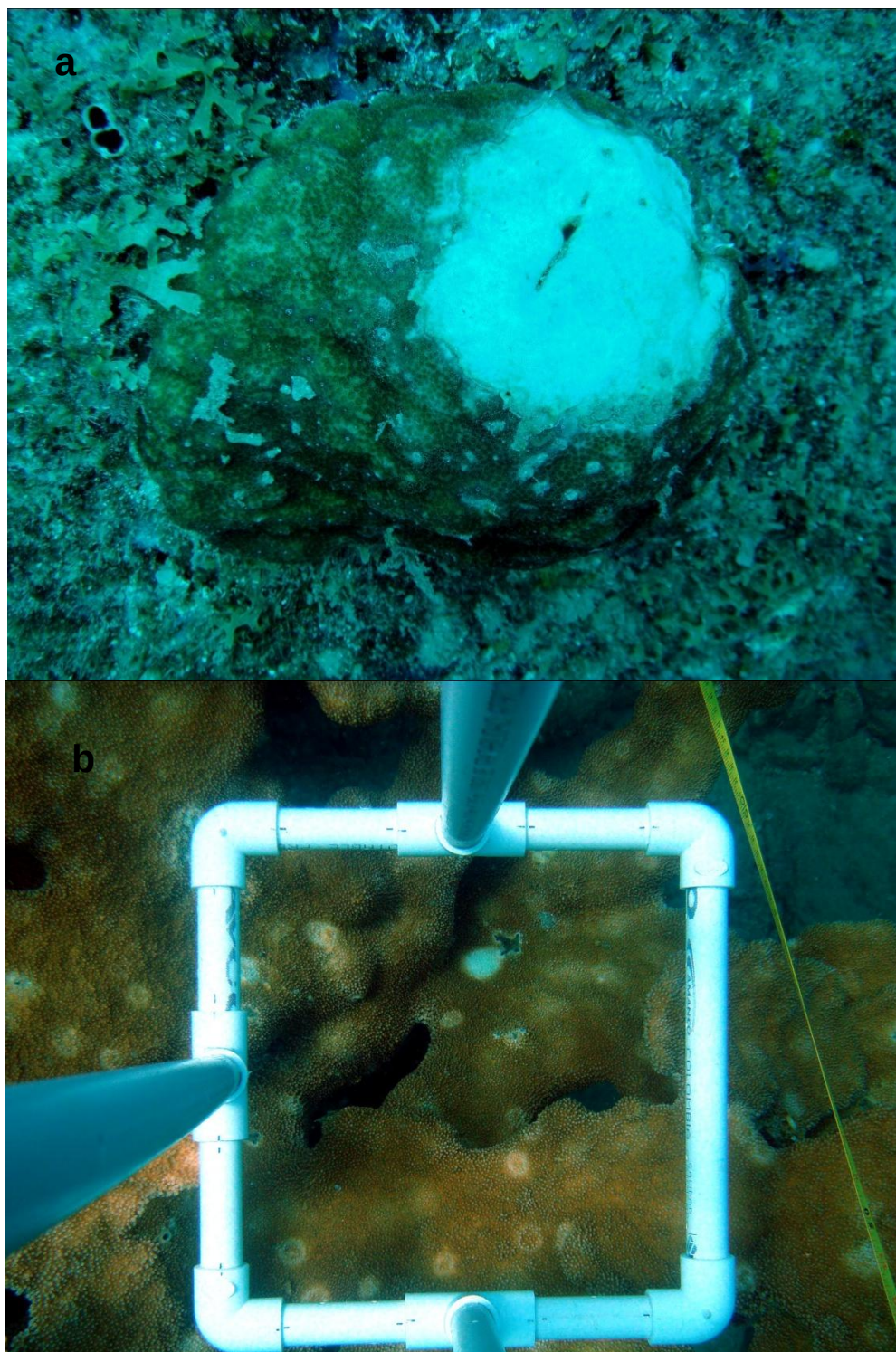


Figura 18. Colonias coralinas afectadas por SBC. a. Lesión en colonia de *P. astreoides* afectada por SBC (Raymundo *et al.*, 2008). Se observa el esqueleto expuesto sin tejido coralino vivo. Margen de la lesión grueso y sobresaliente. b. bandas anulares de pérdida de tejido sobre las ramas de una colonia de *A. palmata*. Además se observa lesión irregular sin tejido vivo producida aparentemente por WP.

La enfermedad de ELO se observó afectando únicamente a *S. siderea*, produciendo lesiones anulares multifocales de diámetro variable y color morado oscuro, con presencia de tejido coralino vivo aunque en la zona afectada se formó una depresión (Fig 19). Las lesiones sin borde evidente se ubicaron por toda la superficie de la colonia. La zona afectada permanecía en contacto con el tejido coralino. Esta enfermedad estuvo presente en seis estaciones (AMP-BO, AMP-ES, AMP-CO, AMP-TR, AMP-PA y AMP-CR), todas ellas dentro del PNNT. Las estaciones que tuvieron mayor ocurrencia de esta enfermedad fueron AMP-CO (100 %), AMP-CR (75 %) y AMP-ES (71,43 %) (Tab. 4).

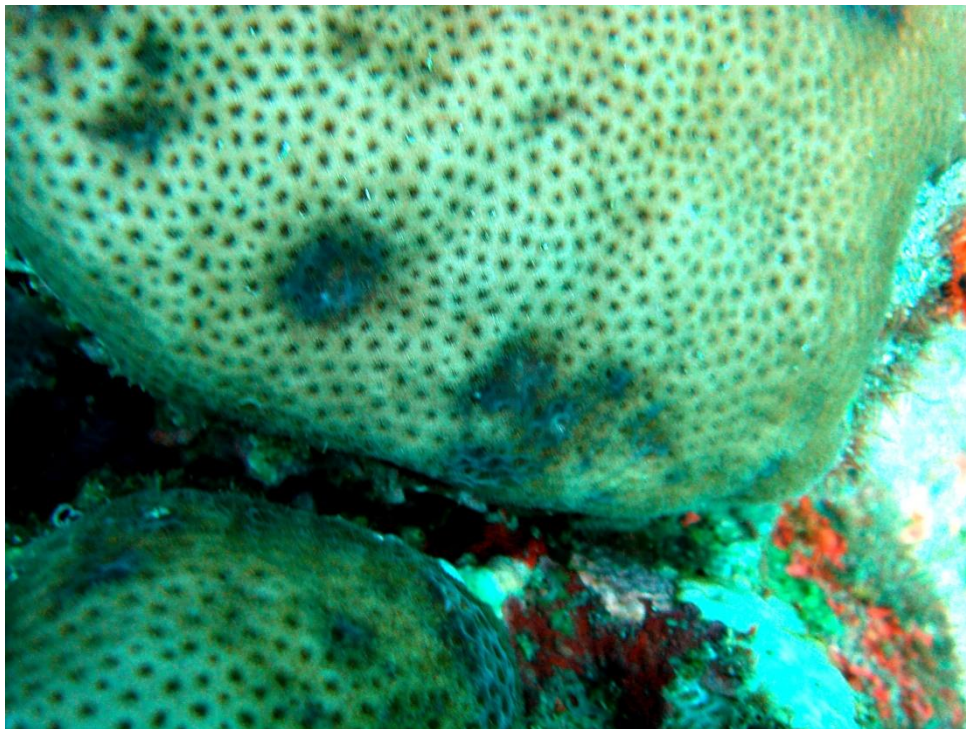


Figura 19. Colonia de *S. siderea* afectada por LO. Se pueden observar en detalle las depresiones circulares sobre las zonas afectadas.

Tabla 5. Ocurrencia de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro por estación observados en el área de estudio (BSM, BG y PNNT). Punta Vigía (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB). Debajo de cada valor se muestra entre paréntesis el número total de colonias examinadas (n).

Afección	AMP-PV	AMP-BO	AMP-CW	AMP-CE	AMP-ES	AMP-CO	AMP-GA	AMP-CA	AMP-PC	AMP-PM	AMP-TR	AMP-KA	AMP-PA	AMP-SL	AMP-ML	AMP-AH	AMP-CR	AMNP-PB	AMNP-MT	AMNP-MO	AMNP-IP
Enfermedades		2,56 (117)							2,27 (44)		2,10 (143)										
Condiciones de deterioro	28,86 (149)	26,50 (117)	8,53 (129)	16,67 (132)	24,32 (37)	35,71 (28)	24,89 (225)	38,89 (126)	45,45 (44)	40 (50)	23,08 (143)	32,69 (104)	31,14 (167)	40,19 (107)	36 (50)	30,83 (120)	32,56 (129)	59,46 (37)	30,65 (62)	26,46 (189)	42,86 (42)
Blanqueamiento	7,38 (149)	10,26 (117)	6,98 (129)	2,27 (132)	10,81 (37)	7,14 (28)	1,78 (225)	3,97 (126)	13,64 (44)	4 (50)	4,90 (143)	4,81 (104)	3,59 (167)		6 (50)	1,67 (120)	2,33 (129)		14,52 (62)	5,82 (189)	4,76 (42)

Tabla 6. Ocurrencia y de enfermedades coralinas observadas en el área de estudio (BSM, BG y PNNT). Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Oeste (AMP-CW); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriente (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Torin (AMP-TR); plaga blanca (EPB); lunares oscuros (LO); parche blanco (WP); síndromes blancos del Caribe (SBC). Debajo y entre paréntesis el número total de colonias examinadas (n).

Enfermedad	AMP-BO	AMP-CW	AMP-ES	AMP-CO	AMP-GA	AMP-TR
EPB					+	0,7 (143)
ELO	1,71 (117)					1,4 (143)
WPA	0,85 (117)	+	+			
SBC	0,85 (117)				+	

3. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados del presente estudio señalan que en las comunidades arrecifales de la región de SM (BSM, BG y PNNT) el fondo marino está dominado principalmente por sustrato abiótico, específicamente de rocas, sin embargo los corales tienen la segunda cobertura. Las especies coralinas más abundantes en estas comunidades arrecifales son *D. strigosa*, *C. natans* y *M. cavernosa*. En la AMP el componente arrecifal predominante es el coral vivo, mientras que en las AMNP el sustrato abiótico es el más abundante. En la AMP se encontraron especies exclusivas, mientras que las AMNP estuvieron caracterizadas por la baja abundancia coralina y alta abundancia macroalgal. El tipo de crecimiento filamentoso es el más común en estas formaciones coralinas de AMNP, a diferencia de las AMP en donde predominan las frondosas. Con respecto a la condición de salud solo se observaron colonias afectadas por enfermedades en AMP, aunque se observaron colonias con signos de deterioro y blanqueamientos en ambas áreas.

Con el fin de poder realizar comparaciones con otras investigaciones en esta sección solo se tendrán en cuenta las coberturas de los corales duros y macroalgas. Según Rodríguez-Ramírez *et al.* (2005), la cobertura de estos dos grupos ha sido usada ampliamente con el fin de evaluar el estado de los arrecifes coralinos a nivel mundial. Los resultados de esta investigación ratifican lo observado en los monitoreos llevados a cabo por SIMAC, que indican que desde el 2002 hasta el 2008 no se han presentado cambios significativos en la cobertura coralina en el PNNT (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004 Rodríguez-Ramírez, 2005; Navas-Camacho *et al.*, 2008). La cobertura de coral vivo registrada en el presente estudio es similar a lo obtenido por algunos sistemas de monitoreo de arrecifes coralinos como SIMAC (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005; Navas-Camacho *et al.*, 2008) y CARICOMP (Garzón-Ferreira, 1998; Warner *et al.*, 2000; Bone *et al.*, 2001), al igual que otras investigaciones realizadas en el PNNT (Vega-Sequeda, 2006; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008) (Tab. 7). Según las categorías sugeridas por INVEMAR (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) en estas investigaciones, al igual que en la presente investigación, se registró buena cobertura coralina, es decir que estos valores se encontraron en el rango de 30 a 49 %. De la misma forma la abundancia coralina concuerda con los rangos de cobertura observados por otros autores para el sur del Caribe (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira, 1998, Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008). Esta situación contrasta con las bajas

coberturas de coral vivo registradas en otros sistemas de monitoreo para Atlántico occidental (AGRRA), en las cuales se reporta una mediana cobertura coralina (Kramer, 2003).

Tabla 7. Cobertura (%) de corales duros y macroalgas de estudios realizados en la región de SM.

Autor	Coral vivo	Macroalgas
Rodríguez-Ramírez <i>et al.</i> (2008)	31 - 35	X
Navas-Camacho <i>et al.</i> (2008)	33	50
Vega-Sequeda (2006)	29,5	59,1
Rodríguez-Ramírez <i>et al.</i> (2005)	30	45
Rodríguez-Ramírez <i>et al.</i> (2004)	30	45
Garzón-Ferreira <i>et al.</i> (2002)	30 - 31	45,9
Garzón-Ferreira (1998)	26 - 42	X

Las macroalgas en cambio presentan grandes variaciones en su abundancia, siendo estas diferencias anuales atribuidas a comportamientos estacionales de estas comunidades en el PNNT (Leal y Maldonado, 2003; Navas-Camacho y Rodríguez-Ramírez, 2008). Son varios los factores que contribuyen al incremento en la abundancia macroalgal, como la disminución en la herbívora, aumento en los niveles de nutrientes, cambios climáticos estacionales y variaciones en el ambiente físico. Los cambios estacionales en estos factores generan periodos que favorecen o perjudican el desarrollo macroalgal, observándose diferencias marcadas en la diversidad y abundancia de macroalgas en las formaciones coralinas en distintas épocas climáticas (Mejía-Niño y Garzón-Ferreira, 2003). Se ha establecido que son el elemento arrecifal dominante en la mayoría de las formaciones coralinas en Colombia (Garzón-Ferreira, 1998; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006) y el Atlántico Occidental (Kramer, 2003), siendo muy fluctuantes los valores de cobertura entre diferentes áreas. Se ha podido determinar que en el PNNT que existe un efecto sinérgico entre la herbivoría, la sedimentación y la densidad de los propágulos de las macroalgas dominantes que favorece el desarrollo macroalgal, siendo la herbivoría el factor más crítico regulando abundancia, composición y estructura de estas comunidades (Díaz-Pulido *et al.*, 2005). En cuanto al rol ecológico que cumplen las macroalgas en la comunidad arrecifal, se ha dicho que las macroalgas afectan de manera negativa la sobrevivencia y salud de los corales (Birrel *et al.*, 2005), mientras que otros puntos de vista sugieren que las macroalgas no son competidores superiores a los corales, y que el aumento en su abundancia es tan solo el producto de la disminución de la cobertura coralina ocasionada por los disturbios (Márquez y Díaz, 2005).

Los valores de riqueza del PNNT (31 spp.) concuerdan con lo observado en la mayoría de investigaciones en el PNNT (Garzón *et al.*, 2005; Vega-Sequeda, 2006., Henao, 2009), a excepción del trabajo de Marrugo (2009), quien observó tan solo 16 especies de corales escleractínios. Se han registrado hasta 51 especies de corales duros en algunas partes del Caribe (Weil, 2006). En términos de riqueza de especies y cobertura coralina, el presente estudio ratifica lo observado por Acosta (1993), quien pudo establecer diferencias entre las comunidades arrecifales de la BSM y el PNNT. Estas diferencias se resumen en una mayor cantidad de especies, así como una abundancia de corales duros superior en las AMP.

En cuanto a las especies claves se puede afirmar que la dominancia de *D. strigosa* y *C. natans* coincide con lo documentado para el PNNT, donde se ha observado a *C. natans* dominando y formando grandes parches monoespecíficos en algunos sectores (Werding y Erhardt, 1976; Leal y Maldonado, 2003; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) y para algunas partes del Caribe (Warner *et al.*, 2000; Weil, 2006), donde su abundancia se registra entre las cuatro más importantes. Cabe aclarar que *C. natans* presentó una de las coberturas más altas en este estudio probablemente debido a que en algunas de las estaciones muestreadas se observó a esta especie formando parches extensos con colonias de gran tamaño, pero estos parches tienen una distribución limitada y solo se encuentran en sectores muy específicos de la región. Teniendo en cuenta esto se considera que la alta abundancia de *C. natans* en este estudio no es una situación generalizada para toda la región, y que solo es representativa para algunos sectores muestreados. Esta especie es longeva, de tasa de crecimiento lento y bajas tasa de reclutamiento, por lo cual su habilidad competitiva dependería de su alta resistencia a daños y disturbios naturales (Nugues, 2002). El género *Colpophyllia*, junto con los géneros *Montastraea*, *Diploria*, *Porites* y *Siderastrea* se reconocen por ser constructores primordiales de los arrecifes ubicados en profundidades medias en la mayoría del Caribe (Nugues, 2002; Weil, 2006). La sedimentación puede ser uno de los factores que regulan la estructura de las comunidades coralinas en la BSM, ya que las partículas de sedimento asfixian a los organismos arrecifales y reducen la disponibilidad de luz, además de afectar de manera adversa la estructura y funciones del ecosistema arrecifal, alterando procesos físicos y biológicos (Rogers, 1990). La sedimentación ha sido asociada con cambios estructurales como alteración en la frecuencia de tallas, disminución en el tamaño promedio de las colonias coralinas, formas de crecimiento alteradas, reducción en el crecimiento y sobrevivencia de las especies coralinas (Fabricius, 2005). Se ha observado que *M. cavernosa* y *S. siderea* presentan tolerancia a distintas

condiciones físicas de su hábitat, siendo su abundancia dependiente en mayor medida de la disponibilidad de espacio, el ambiente físico arrecifal y las características de los sedimentos, siendo este último factor el más determinante en la frecuencia de individuos juveniles de las distintas especies en el Caribe colombiano (Acosta *et al.*, 2005). La capacidad para remover el sedimento y sobrevivir a bajas cantidades de luz depende de cada especie, siendo esta capacidad determinada por la morfología, la orientación, hábitat de crecimiento y comportamiento (Rogers, 1990). Fabricius (2005) afirma que las especies de gran tamaño (e. g. *C. natans*) son más tolerantes a la sedimentación, mientras que otras especies de menor tamaño pueden remover partículas sedimentarias de su superficie por extensión de sus tejidos, producción de mucus y movimientos ciliares. Algunas especies importantes en este estudio como *D. strigosa* y *M. cavernosa* tienen habilidad para la remoción de sedimentos, mediante el incremento en la secreción de mucus (Bak y Elgershuizen, 1976).

Las principales diferencias entre la AMP y AMNP radican en una mayor riqueza de especies y mayor cobertura de corales duros dentro del AMP y la alta abundancia macroalgal en las AMNP. La alta abundancia macroalgal observada en las AMNP es consecuente con el deterioro que se ha venido observando en las formaciones coralinas de estas zonas afectadas antrópicamente (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; Vega-Sequeda, 2006; Marrugo, 2009; Henao, 2009). La diferencia observada en la dominancia de distintos grupos macroalgales en AMP (algas Frondosas) y AMNP (algas incrustantes) fue documentada anteriormente en un estudio comparativo entre formaciones coralinas en el PNNT y SM (Mejía-Niño y Garzón-Ferreira, 2003). En esta investigación se estableció que las diferencias en la dominancia de distintos grupos macroalgales en ambas áreas pueden deberse a que en la BSM las condiciones no son óptimas para el desarrollo macroalgal y por ende es de esperarse que en esta Bahía predominen grupos tolerantes a factores tensores, como los céspedes algales o algas filamentosas. Tal y como se ha observado en estudios anteriores en los que se pueden comparar comunidades arrecifales en AMP y AMNP (e. g. PNNT vs SM) (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004), en la presente investigación se pueden evidenciar además diferencias en cobertura coralina, riqueza de especies y diversidad. Esto indica que las formaciones coralinas en las AMP se encuentran en mejor estado y por lo tanto el establecimiento de estas áreas protegidas es una alternativa efectiva para la protección de las comunidades arrecifales. No obstante, a pesar de su condición de AMP en el PNNT se siguen realizando actividades como la pesca y malas prácticas de turismo que favorecen el deterioro coralino (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005).

Aunque el establecimiento de las AMP en Colombia y el Caribe es demasiado reciente para observar su efectividad total, estas pueden desarrollar un papel importante al atraer la atención pública y del gobierno a la importancia del manejo adecuado de los recursos naturales (Woodley *et al.*, 1997). Este tipo de investigaciones contribuye a la determinación de los beneficios que ofrece el establecimiento de las AMP, caracterizando el ecosistema arrecifal de manera ecológicamente relevante (Friedlander *et al.*, 2003). Según Wilkinson *et al.* (2003) el monitoreo cumple nueve (9) funciones de gran importancia en el manejo efectivo de las AMP: El establecimiento y manejo adecuado de las AMP puede ayudar a los arrecifes de coral a sobrevivir al cambio climático global, principalmente protegiendo áreas representativas de todos los tipos de hábitat, además de proteger las áreas naturalmente más resistentes y/o resilientes al blanqueamiento coralino y protegiendo sitios de desove de peces, salvaguardando recursos larvales claves para el arrecife, manteniendo la conectividad ecológica, permitir el movimiento de individuos adultos de animales y plantas de una área a otra, y por ultimo permiten el manejo efectivo de otros factores importantes como calidad de agua y sobrepesca, asegurando la salud y resiliencia de los arrecifes (Wilkinson *et al.*, 2003).

Según McGehee (2008) es necesario el monitoreo a largo plazo de los ecosistemas arrecifales para llegar a entender los procesos bajo los cuales se dan los cambios en las formaciones coralinas, con el fin de establecer practicas apropiadas de manejo. Según Garzón-Ferreira (2003) en Colombia es necesario seguir con la elaboración anual de informes acerca del estado de las formaciones coralinas en AMP, para poder desarrollar planes de manejo efectivos. El monitoreo efectivo ayudaría a la (1) evaluación y mapeo de los recursos naturales, (2) evaluación del estado y tendencias a largo de los recursos, (3) evaluación de estado y tendencias a largo plazo de los usuarios de los recursos, (4) determinación de impactos causados por disturbios a gran escala, (5) determinación de los impactos causados por las actividades humanas, (6) evaluación del rendimiento y manejo de recursos, (7) aumento de la concientización y educación, (8) ayuda en la construcción de resiliencia en las AMP y (9) contribución con las redes de manejo de AMP regionales y globales.

En cuanto a las formaciones coralinas en AMNP se puede decir que la alta abundancia macroalgal y baja cobertura coralina pueden llegar a interpretarse como un proceso de cambio de fase de las comunidades arrecifales semejante al que se ha presentado en otras formaciones coralinas del Caribe durante las últimas dos décadas (Márquez y Díaz, 2005). Es

evidente que en los arrecifes cercanos a la BSM la gran abundancia macroalgal refleja el deterioro coralino causado por el desarrollo de distintas actividades. Se ha determinado que en la mayoría de los casos la disminución de cobertura coralina acompañada de aumento de la abundancia macroalgales es debida a la acción antropogénica en las costas (Márquez y Díaz, 2005).

Las enfermedades se han vuelto comunes en los arrecifes a nivel global y han sido relacionadas de manera directa con mortandades masivas y reducciones drásticas de cobertura coralina en Colombia (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Se observó un alta cantidad de condiciones de deterioro coralino en comparación con las 15 observadas en algunas zonas del PNNT (Leal y Maldonado, 2003). Aunque la ELO solo fue observada en *S. siderea*, esta enfermedad ha sido observada afectando las especies *M. annularis*, *M. faveolata*, *S. siderea* y *S. intercepta* en los arrecifes de Venezuela. García *et al.*, demostraron estadísticamente que ELO afecta preferentemente a colonias de tamaño pequeño de estas tres especies. Las ocurrencias de ELO en el presente estudio fueron mayores a las del estudio antes mencionado hecho que puede reflejar las diferencias entre las dos áreas muestreadas. A pesar de haber no haber encontrado ELO en AMP-GA, Gil-Agudelo (1998) estableció que en la Bahía de Gayraca es donde se presenta el mayor porcentaje de colonias enfermas de ELO en comparación con otras Bahías (Chengue y Granate). Esta diferencia pudo deberse a que en este estudio no tuvo en cuenta otros sectores del PNNT que están siendo afectados por ELO (eg. Bahía de Cinto e Isla Aguja), o a una posible disminución de la ocurrencia de esta especie en esta Bahía. Se ha establecido que las profundidades someras-medias y las especies presentes en una determinada área (*S. siderea*, *M. annularis* y *M. faveolata*) (Gil-Agudelo, 1998), además de la cobertura de macroalgas (Barrios *et al.*, 2001) y la temperatura (Sutherland *et al.*, 2004) son factores que favorecen la ocurrencia de ELO en esta zona.

La ocurrencia fue EPB fue mayor a lo registrado en Venezuela por García *et al.* (2002) quienes encontraron valores de prevalencia de esta enfermedad que se encontraron en un rango de $0,02 \pm 0,06$ y $0,25 \pm 0,59$ %. En este estudio la EPB afectó *M. annularis*, *M. faveolata* y *S. siderea*. En algunos estudio se ha podido establecer que en los arrecifes colombianos y del Caribe esta enfermedad junto con la ELO (Gil-Agudelo *et al.*, 2009) y la EBN (Weil *et al.*, 2002) afectan a la mayor cantidad de especies coralinas en comparación con las otras enfermedades. Bruckner y Bruckner (2006) registraron del 2001 al 2005 aumentos en la prevalencia de esta

enfermedad en Curaçao, que ocasionaron muertes parciales de colonias de *M. annularis*. Se ha establecido que existe mayor probabilidad de encontrar plaga blanca en ambientes con alta cantidad de especies coralinas y alta abundancia macroalgal (Barrios *et al.*, 2001). También se ha determinado que la macroalga *H. opuntia* actúa como vector y reservorio de EPB tipo II (Nugues *et al.*, 2004). Aunque esta macroalga calcárea no fue observada cerca de las colonias afectadas por EPB, si se presentó IA en las colonias afectadas por esta enfermedad. Este tipo de contacto físico de las algas con los corales puede incrementar la susceptibilidad a las enfermedades comprometiendo su resistencia e incrementando la exposición de las colonias a posibles patógenos (Nugues *et al.* 2004). Se ha sugerido que el aumento en la cobertura macroalgal puede ser en parte causante del aumento de las enfermedades en algunas zonas del Caribe.

Se ha determinado que en Colombia (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005), al igual que en todo el Caribe (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008) las enfermedades con más ocurrencia son EPB y ELO, aunque se reportó una disminución en la ocurrencia de estas dos enfermedades en Chengue durante el 2005 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Esto coincide con lo observado en la presente investigación, siendo en el presente estudio ELO la enfermedad más frecuente y con mayores ocurrencias en las estaciones ubicadas dentro del PNNT; No obstante, al igual que en otro estudio llevado a cabo en el PNNT (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004), esta enfermedad no se encontró en todas las bahías.

Se ha determinado que existe una relación entre la ocurrencia del WPA y el aumento en la temperatura de los océanos, ya el estrés causado por estos cambios pueden desestabilizar la relación existente entre los corales y sus endosimbiontes, promoviendo el crecimiento acelerado de los patógenos y reduciendo el potencial inmune coralino (Patterson *et al.*, 2002).ent

La prevalencia de enfermedades de corales en el país han variado entre 0,6 y 8,6 % (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004), siendo San Andrés la localidad en donde se presentan las mayores prevalencias, aunque no se ha podido establecer aun la causa del aumento de las enfermedades en esta zona. Estos resultados son levemente más altos que los registrados en el presente estudio, lo que puede reflejar una posible disminución en la ocurrencia de enfermedades en la zona de estudio. La ocurrencia de blanqueamientos también fue mayor a la registrada por SIMAC durante el 2007 (<2%), corroborando la posible hipótesis de un aumento en el deterioro coralino. Por otro lado se

observó una gran cantidad de colonias deterioradas de las tres especies más abundantes en la presente investigación, hecho que podría comprometer a largo plazo la integridad de las formaciones coralinas de la región. La cantidad de especies afectadas por algún signo de deterioro (24 especies) es similar, aunque también con un valor levemente menor, a lo observado en algunas bahías del PNNT (27 especies) (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004) y a otras partes del Caribe sur-occidental (25 especies) (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001).

Es importante anotar que algunas de las especies más abundantes en este estudio (*C. natans* y *M. cavernosa*) son las más afectadas por las enfermedades y el blanqueamientos en Colombia (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004). Según Rodríguez-Ramírez *et al.*, (2006) el PNNT es la zona con el mayor número de enfermedades en el país. Este autor afirma también que los blanqueamientos que se han presentado de manera local pueden ser debidos a altas descargas continentales reportadas en esta área. Woodley *et al.* (1997) aseguran que las actividades que más afectan los arrecifes coralinos en la BSM incluyen contaminación por vertimiento aguas residuales, construcción y desarrollo costero, sobrepesca, pesca con dinamita, talado de manglares y el mal uso del turismo. Todos los esfuerzos en determinar la condición de salud de los arrecifes han permitido ver una gran necesidad de realizar investigaciones enfocadas en establecer si la ocurrencia de las distintas enfermedades que se encuentra en Colombia son resultado de eventos a corto plazo o eventos producidos antrópicamente, que traerían consecuencias a largo plazo serias a las formaciones coralinas de todo el país (Garzón-Ferreira *et al.*, 2001).

Todas las condiciones de salud registradas en el presente estudio concuerdan con lo observado con anterioridad en la zona (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006), con excepción de los SBC, que no han sido reportados hasta el momento. Estos síndromes ha sido causante de grandes mortalidades coralinas en algunas partes del mundo (Sussman *et al.*, 2008), y se encuentra relacionado con el estrés causado por el aumento en la temperatura de los océanos (Bruno *et al.*, 2007). Este tipo de afecciones afecta a formaciones coralinas alrededor de todo el Caribe a profundidades de 3 a 20 m, en donde afecta con ocurrencias generalmente bajas (Raymundo *et al.*, 2008).

4. CONCLUSIONES

- En la región de SM (BSM, BG y PNNT) los componentes principales de las comunidades arrecifales son el sustrato abiótico, los corales duros y las macroalgas siendo similar a lo registrado en la última década.
- La cobertura coralina y la condición de salud de los corales duros indican que el estado de las formaciones coralinas para la región es bueno, y que no ha cambiado significativamente en los últimos ocho años, por lo cual se presume que esta condición se mantenga en el tiempo.
- La estructura de la comunidad coralina, así como la composición y abundancia de principales los grupos bentónicos refleja un mejor estado de las comunidades arrecifales ubicadas dentro de las áreas marinas protegidas. Las formaciones que se encuentran por fuera del área marina protegida presentan características en su estructura típicas de arrecifes deteriorados.
- Se registró una baja ocurrencia de enfermedades y alta ocurrencia de condiciones de deterioro en comparación con los resultados obtenidos por estudios previos, reflejando un posible deterioro en la salud coralina. Este deterioro podría deberse a las condiciones adversas que presentan en la región y a que aun se desarrollan actividades en las áreas marinas protegidas que promueven el deterioro arrecifal.
- Se documentó la presencia de tres enfermedades y/o síndromes, incluyendo plaga blanca, enfermedad de lunares oscuros, parche blanco (sin confirmar) que ya han sido reportados en la región, y un síndrome (síndrome blanco del Caribe) que no ha sido reportado hasta el momento en los arrecifes de Colombia.

5. RECOMENDACIONES

- Realizar más investigaciones enfocadas en profundizar acerca de las enfermedades y/o síndromes más frecuentes en el PNNT, identificar al posible patógeno que produce las lesiones similares al WP y en realizar observaciones en todo el parque con el fin de establecer si existen otros sectores afectados por el SBC.
- Desarrollar campañas educativas con el fin de sensibilizar a turistas y poblaciones residentes del PNNT acerca del deterioro que sufren las comunidades arrecifales en esta zona.

6. BIBLIOGRAFIA

- Acosta, A. y C. Martínez. 2005. Interacciones entre el coral *Porites astreoides*, las macroalgas y los peces en la isla San Martín de Pajarales, archipiélago Corales del Rosario, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 39-40 p.
- Acosta, A., C. Martínez, N. Manrique y A. M. Vásquez. 2002. Caracterización de las poblaciones de *Diploria strigosa* y *Colpophyllia natans* (Houttyn, 1772) orden scleractinio en las zonas de corales mixtos de la Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Seminario de investigación., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 11-27 p.
- Acosta, A., J. K. Bernal, J. Jaramillo-González, D. Mariño-Correa, M. Ordoñez, J. Camacho, M. Ruiz y D. Álvarez. 2005. Investigaciones desde la perspectiva de la conectividad y el reclutamiento coralino para el entendimiento del estado, estructura y dinámica de los arrecifes coralinos (Caribe). 96-134. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 360 p
- Aerts, L. 2000. Dynamics behind stand off interactions in three reef sponge species and the coral *Montastraea cavernosa*. Mar. Ecol., 21(3-4): 191-204.
- Alling, A., O. Doherty, H. Logan, L. Feldman y P. Dustan. 2007. Catastrophic coral mortality in the remote central Pacific Ocean: Kirabati Phoenix Islands. Atoll Res. Bull., No. 551. 19 p.
- Alvarado, E., M. Abello, E. Macrae, J. Baquero y D. Mcallister. 2004. Manual de cuidados para los arrecifes de coral del gran Caribe. Bogotá: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Museo del Mar. 198 p.
- Andrefouet, S., P. J. Mumby, M. McField, C. Hu y F. E. Muller-Karguer. 2002. Revisiting coral reef connectivity. Coral Reefs, 21: 43-48.
- Antonius, A. 1974. Ocurrence and distribution of stony corals (Anthozoa and Hydrozoa) in the vicinity of Santa Marta, Colombia. Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient., 6: 89-103.
- Aronson, R., P. Edmunds, W. Precht, D. Swanson y D. Levitan. 1994. Large-scale, long-term monitoring of Caribbean coral reefs: simple, quick, inexpensive techniques. Atoll. Res. Bull. 1994. Vol. 421; 19 p.

- Aronson, R. B., I. G. Macintyre, C. M. Wapnick y M. W. O'Neill. 2004. Phase shifts, alternative states, and the unprecedented convergence of two reef systems. *Ecology*, 85(7): 1876-1891.
- Aronson, R. B., J. F. Bruno, W. F. Precht, P. W. Glynn, C. D. Harvell, L. Kaufman, C. S. Rogers, E. A. Shinn, J. F. Valentine, J. M. Pandolfi, R. H. Bradbury, E. Sala, T. P. Hughes, K. A. Bjorndal, R. G. Cooke, D. McArdle, L. McClenacham, M. J. H. Newman, G. Paredes, R. R. Warner, J. B. C. Jackson, A. H. Baird, D. R. Bellwood, S. R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J. Kleyplas, J. M. Lough, P. Marshal, N. Nystrom, S. R. Palumbi, B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Causes of coral reef degradation. *Science*, 302: 1502-1504.
- Aronson, R. B. y W. F. Precht. 2001. White band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia*, 460: 25-38.
- Bak, R. y J. Elgershuizen. 1976. Patterns of oil-sediment rejection in corals. *Mar. Sci.*, 37: 105-113.
- Barnes, R. y R. Barnes. 2004. *Zoología de los Invertebrados*. McGraw Hill, México. 159-163 p.
- Barrios, L. M., S. Zea y J. Garzón-Ferreira. 2001. Evaluación de enfermedades en corales pétreos del Caribe colombiano. *Memorias del IX congreso de ciencias del Mar*, San Andres Isla, Colombia. 4 p.
- Barrios, L. M. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Postgrado en Biología. 149 p.
- Barrios-Suárez, L. M., J. O. Reyes, G. R. Navas y C. B. García. 2002. Distribución de las anémonas (Anthozoa: Actiniaria y Corallimorpharia) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. *Ciencias Marinas*, 28(1): 37-48.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing. 734 p.
- Bellwood, D. R. y T. P. Hughes. 2001. Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, 292: 1532-1534.
- Ben-Tzvi, O., Y. Loya y A. Abelson. 2004. Deterioration index (DI): a suggested criterion for assessing the health of coral communities. *Mar. Poll. Bull.*, 48: 954-960.

- Bermúdez, A. L. y V. J. Piñeros. 2001. Caracterización estructural y aspectos preliminares del estado de salud de las formaciones coralinas de la zona norte de Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta 56 p
- Birrel, C. L., L. J. McCook y B. L. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral sediment. *Mar. Poll. Bull.*, 51: 408-414.
- Bone, D., A. Cróquer, E. Klein, D. Pérez, F. Lozada, A. Martín, C. Bastidas, M. Rada, L. Galindo y P. Penchaszadeh. 2001. Programa CARICOMP: Monitoreo a largo plazo de los ecosistemas marinos del parque nacional morrocoy, Venezuela. *Interciencia*, 26 (10): 457-462.
- Brucke, A. W. y R. J. Bruckener. 2006. The recent decline of *Montastraea annularis* (complex) coral populations in western Curaçao: A cause o concern? *Rev. Biol. Trop.*, 54 (3): 45-58.
- Bruno, J. F. y E. R. Selig. 2007. Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS One* 2(8): 1-8.
- Bruno, J. F., E. R. Selig, K. S. Casey, C. A. Page, B. L. Willis, C. D. Harvell, H. Sweatman y A. M. Melendy. 2007. Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. *PLoS Biol.*, 5 (6): 1220-1227.
- Buddemeier, R. W., J. A. Kleypas y R. A. Aronson. 2004. Coral reefs & global climate change. Potential contributions of climate change to stress on coral reef ecosystems. Pew Center on Global Climate Change. Arlington. 44 p.
- Caballero, H., G. Varona y Y. García. 2004. Estructura ecológica de las comunidades de corales de la costa oriental de Bahía de Cochinos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(1): 23-36.
- Camacho, L. y D. Galvis. 1980. Bahía Concha, aportes ecológicos. Parque Nacional Natural Tayrona, Magdalena-Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, 82 p.
- CARICOMP. 1994. Methods manual levels 1: manual of methods for mapping and monitoring physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP Data Management Center. Univ. West Indies, Kingston. 54 p.
- CARICOMP. 2001. Methods manual levels 1 y 2: manual of methods for mapping and monitoring physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP Data Management Center. Univ. West Indies, Kingston. 85 p.

- Castellanos, S., M. Duarte y V. Ochoa. 2005. Caracterización de posibles zonas de alimentación de tortugas marinas en la Bahía de Nenguanje Parque Natural Nacional Tayrona, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 15 - 20 p.
- Castro-Hartmann, P. 2000. Monitoreo del crecimiento de las especies coralinas *Colpophyllia natans* (Houttuyn) y *Montastraea cavernosa* (Linnaeus) en Playa Blanca, Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 95 p.
- Cerviño, J., T. J. Goreau, I. Nagelkerken, G. W. Smith y R. Hayes. 2001. Yellow band and dark spot syndromes in Caribbean corals: distribution, rate of spread, cytology, and effects on abundance and division rate of zooxanthellae. *Hydrobiologia*, 460: 53-63.
- Chávez, E. A., E. Hidalgo y M. A. Izaguirre. 1985. A comparative analysis of Yucatan coral reefs. *Proc. 5th Int. Coral Reef Congress, Tahiti*, Vol. 6: 355-361.
- Chou, L. M. y F. J. Wong. 1985. Reef community structure of Palau Salu (Singapore). *Proc. 5th Int. Coral Reef Congress, Tahiti*, Vol. 6: 285-290.
- Chrisholm, J. R. y D. Barnes. 1998. Anomalies in coral reef community metabolism and their potential importance in reef CO₂ source-sink debate. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, Vol. 95: 6566-6569.
- Clarke, K. y R. Gorley. 2001. Primer v5: User manual/Tutorial. Natural environmental. Research Council, Plymouth Marine Laboratory, England. 91 p.
- Clarke, K. y R. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, Plymouth Marine Laboratory, England. 144 p.
- Cleary, D. F. R., D. Suharsono y B. W. Hoeksema. 2006. Coral diversity across disturbance gradient in the Palau Seribu reef complex of Jakarta, Indonesia. *Biodiversity Conserv.*, 15: 3653-3674.
- Connell, J. H., T. P. Hughes y C. C. Wallace. 1997. A 30-years study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.*, 67(4): 461-488.
- Córdoba, A. J., F. Díaz, J. Nivia, J. Reyes y J. Vargas. 1993. Descripción estructural de la comunidad de corales (Hidrozoa: Hidrocorallina y Anthozoa: Scleractinea) de la Bahía

- de Gayraca, Parque Natural Tayrona, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 14 p.
- Crisci, J. y M. López. 1983. Introducción a la teoría y práctica de La taxonomía numérica. OEA, Serie de Biología. Monografía No. 26. 132 p.
 - Cróquer, A. y D. Bone. 2003. Las enfermedades en los corales escleractíneos: ¿Un nuevo problema en el arrecife de Cayo Sombrero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela? *Rev. Biol. Trop.*, 51, Supl. 4: 167-172.
 - Denny, M. y D. Wethey. 2001. Physical processes that generate patterns in marine communities. 3-37. En Bertness, M. K., S. D. Gaines y M. E. Hay (Eds.). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. 550 p.
 - Díaz, J. M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas de conservación. Academia de colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales, Santafé de Bogotá. 147 p.
 - Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Invemar, Serie de publicaciones especiales N° 5, Santa Marta. 176 p.
 - Diazgranados, M.C., A.M. Martínez y A. Franco. 1995. Distribución vertical de la comunidad coralina (Anthozoa: Escleractinea e Hidrozoa: Hidrocorallina) en el Morrito de Gaira, Santa Marta, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 26 p.
 - Díaz-Pulido, G., J. A. Sánchez, S. Zea, J. M. Díaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Col. Cienc.*, 28(108): 337-347.
 - Díaz-Pulido, G., A. Rangel-Campo, M. Díaz-Ruiz, L. Flores-Leiva y D. E. Venera-Pontón. 2005. Efectos sinérgicos de la sedimentación, herbivoría, asentamiento algal y localidad sobre el reclutamiento y desarrollo de algas en los arrecifes del Parque Tayrona, Caribe colombiano. 111-113. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Año 2005. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 360 p
 - Edmunds, P. J. 2002. Long-term dynamics of coral reefs in St. John, US Virgin Islands. *Coral reefs*, 21: 357-367.

- Edwards, A. J., S. Clark, H. Zahir, A. Rajasuriyas, A. Naseer y J. Rubens. 2001. Coral bleaching and mortality on artificial and natural reefs in Maldives in 1998, sea surface temperature anomalies and initial recovery. *Mar. Poll. Bull.*, 42(1): 7-15.
- Fabricius, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 125-146.
- Fenner, D., R. Walker y P. Raines. 2005. A checklist of stony corals from the Malitbog área of western Sogod Bay, southern Leyte, Phillipines. *Silliman Journal*, 46 (1): 118-133.
- Fisher, W. S. 2007. Stony coral rapid bioassessment protocol. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. 72 p.
- Fitt, W. K. y M. E. Warner. 1995. Bleaching patterns of four species of Caribbean reef corals. *Biol. Bull.*, 189: 298-307.
- Fridlander, A., J. Sladek, J. A. Sanchez, R. Appeldoorn, P. Usseglio, C. MacCormick, S. Bejarano y A. Mitchell-Chui. 2003. Designing effective marine protected areas in sea flower biosphere reserve, Colombia, Based on Biological and sociological information. *Conserv. Biol.*, 17 (6): 1769-1784.
- Galvis, I. y B. Molina. 2006. Sobreviviencia, crecimiento, salud y reclutamiento de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales de Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 85 p.
- Galvis, N. 1987. Evaluación cuantitativa de las llanuras arrecifales de las islas Pavitos, Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 47 p.
- Garcés, A. M. 2000. Desarrollo de la enfermedad de lunares oscuros en los corales pétreos *Montastraea annularis* y *Siderastrea siderea* en la Bahía de Gayraca, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 30-59 p.
- García, A., A. Cróquer y S. M. Pauls. 2002. Relacion entre la incidencia de enfermedades y la estructura de tallas y especies en corales del Parque Nacional Archipielago de los Roques, Venezuela. *Interciencia*, 27 (9): 448-453.
- Gardner, T. A., I. M. Côté, J. A. Gill, A. Grant y A. R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301: 958-960.

- Garzón, P. A., O. Rodríguez y J. Vega. 2005. Estado actual de las formaciones coralinas del norte de la Bahía de Gaira y Bahía Neguange. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 46-63 p.
- Garzón-Ferreira, J. 1998. Bahía de Chengue, Parque Natural Tayrona, Colombia. 115-125. En UNESCO. CARICOMP – Caribbean coral reef, seagrass and mangroove sites. Coastal región and small island papers 3, UNESCO, Paris, 347 p.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y C. Reyes-Nivia. 2007. Caracterización de los ambientes marinos y costeros de Colombia En: INVEMAR, 2007. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2006. Serie de publicaciones periódicas No.8. Santa Marta. 19-20 p.
- Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, C. Reyes-Nivia. 2002. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. En INVEMAR, 2002. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Año 2002. Serie de publicaciones periódicas No.8. Santa Marta. 84-112 p.
- Garzón-Ferreira, J., M. C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC. INVEMAR – Ministerio del Medio Ambiente. 57 p.
- Garzón-Ferreira, J., D. L. Gil-Agudelo, L. M. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. *Hydrobiologia*, 460: 65-69.
- Garzón-Ferreira, J. 2003. Broad-scale monitoring of coral reef protected marine areas in colombia. 44-45. En: Wilkinson, C., A. Green, J. Almany y S. Dionne. Monitoring coral reef marine protected areas: a practical guide on how monitoring can support effective management of MPAs. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia. 68 p.
- Garzón-Ferreira, J., J. Cortez, A. Cróquer, H. Guzman, Z. Leao y A. Rodriguez-Ramirez. 2004. Southern tropical America: coral reef status and consolidation as GCRMN regional node. 509-522. En Wilkinson, C. (Ed.). Status of coral reef of the world: 2004. Vol. 2. Australian Institute of Marine Science, Townville, Queensland, Australia. 557 p.
- Gil-Agudelo, D. 1998. Características de incidencia y distribución de la enfermedad de los lunares oscuros en corales pétreos del Parque Nacional Natural Tayrona. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 44-47 p.
- Gil-Agudelo, D. y J. Garzón-Ferreira. 2001. Spatial and seasonal variations of dark-spots disease in coral communities of the Santa Marta área (Columbian Caribbean). *Bull. Mar. Sci.*, 69: 619-630.

- Gil-Agudelo, D. L., G. W. Smith y E. Weil. 2006a. Fulfilling Koch's postulates for white band disease type II. *Rev. Biol. Trop.*, 54 (3): 59-67.
- Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G. W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invemar.*, 38(2): 189-224.
- Giraldo, A. M. 2007. Estado actual de los corales *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linnaeus, 1758) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 102 p.
- González, M. y A. Rojas. 1999. Caracterización del arrecife rocoso coralino costero y parches coralinos con énfasis en las poblaciones de corales escleractíneos en la "Playa del Muerto" (Bahía Nenguanje, Parque Nacional Natural Tayrona). Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 25-34 p.
- Graham, N. A. J., S. K. Wilson, S. Jennings, N. V. C. Polunin, J. P. Bijoux y J. Robinson. 2006. Dynamic fragility of the oceanic coral reef ecosystems. *PNAS*, 103 (22): 8425-8429.
- Graham, N. A. J., T. R. McClanahan, M. A. McNeil, S. K. Wilson, N. V. C. Polunin, S. Jennings, P. Chabanet, S. Clark, M. D. Spalding, Y. Letourneur, L. Bigot, R. Galzin, M. C. Ohman, K. C. Garpe, A. J. Edwards y C. R. C. Sheppard. 2008. Climate warming, marine protected areas and the ocean-scale integrity of the coral reef ecosystem. *PLoS ONE*, 3 (8): 1-9.
- Green, A. L., C. E. Birkeland, R. H. Randall, B. D. Smith y S. Wilkins. 1997. 78 years of coral reef degradation in the Pago Pago Harbor: A quantitative record. *Proc. 8th. Int. Coral Reef Symp.*, 2: 1-6.
- Griffin, S. P., R. P. García y E. Weil. 2003. Bioerosion in coral reef communities in southwest Puerto Rico by the sea urchin *Echinometra viridis*. *Mar. Biol.*, 143: 79-84.
- Grijalba-Bendeck, M., C. Polo-Silva y A. Acero. 2007. Una aproximación a la abundancia de los batoideos capturados artesanalmente en Santa Marta (Colombia). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 36: 251-268.
- Grimsditch, G. D. y R. V. Salm. 2006. Coral reef resilience and resistance to bleaching. IUCN, Gland, Switzerland. 52 p.

- de la Guardia, E., P. González-Días, G. Varona, S. González-Ferrer y W. Superes. 2003. Variaciones temporales y espaciales en la comunidad bentónica del arrecife de playa Herradura, Provincia Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 24 (2): 117-126.
- Habibi, A., N. Setiasih y J. Sartin (Eds). 2007. A decade of reef check monitoring: Indonesian coral reefs, condition and trends. The Indonesian Reef Check Network, Bali. 32 p.
- Henao, H, A. 2009. Composición de la comunidad arrecifal bentónica de un Área Marina Protegida (AMP) y un Área Marina No Protegida (NAMP) con y sin exposición al buceo. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 61 p.
- Hill, J. y C. Wilkinson. 2004. Methods for Ecological Monitoring for Coral Reefs. A Resource for Managers. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science. 117 p.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. freshwater Res.*, 50: 839-866.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
- Hughes, T. P. 1996. Demographic approaches to a community dynamics: A coral reef example. *Ecology*, 77(7): 2256-2260.
- Hughes, T. P., M. J. Rodríguez, D. R. Bellwood, D. Ceccarelli, O. Hoegh-Guldberg, L. MacCook, N. Moltschaniwsky, M. S. Pratchett, R. S. Steneck y B. Willis. 2007. Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr. Biol.*, 17: 360-365.
- Humann, P. y N. DeLoach. 2002. Reef coral identification Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Jacksonville, Florida. 448 p.
- Idjadi, J. A., S. C. Lee, J. F Bruno, W. F. Precht, L. Allen-Requa y P. Edmunds. 2006. Rapid phase-shifts reversal on jamaican coral reef. *Coral Reef*, DOI 10.1007/s00338-006-0088-7.
- Kaandorp, J. 1986. Rocky substrate communities of the infralittoral fringe of the Boulonnais coast, NW France: A quantitative survey. *Mar. Biol.*, 92: 255-265.
- Kindt, R. y R. Coe. 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF), Kenya. 196 p.

- Knowlton, N. y B. C. Jackson. 2001. The ecology of coral reefs. 395-422. En Bertness, M. K., S. D. Gaines y M. E. Hay (Eds.). Marine community ecology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. 550 p.
- Knowlton, N. 2004. Multiple “stable” states and the conservation of marine ecosystems. Prog. Oceanogr., 60: 387-396.
- Kohler, K. E. y S. M. Gill. 2006. Coral point count with Excel extensions (CPCE): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. Computers & Geosciences, 32: 1259-1269.
- Kramer, P. A. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: results of the AGRRA program (1997-2000). 1-52. En LANG, J. C. (Ed). Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Res. Bull., 496.
- Krebs, C. 1999. Ecological methodology. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc, Menlo Park, California. 581 p.
- Leal, L. M y L. F. Maldonado. 2003. Evaluación del estado de salud de los corales presentes en algunos sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, 32-73p.
- Liddell, W. D. 1992. Ten years of disturbance and change on a Jamaican fringing reef. Proc. 7th Int. Coral Reef Symp., Guam, 1: 144-150.
- Lindén, O., D. Souter, D. Wilhelmsson y D. Obura (Eds). 2002. Coral reef degradation in the Indian Ocean: status report 2002. CORDIO, Kalmar, Sweden. 284 p.
- López, L., M. Rendón, J. M. Díaz y J. Laverde-Castillo. 1998. Estructura y Distribución Actual de las Comunidades Coralinas en la Ensenada del Rodadero, Caribe colombiano. Resúmenes de Conferencias Magistrales y Técnicas. XI Seminario Nacional de Política, Ciencias y Tecnologías del Mar, 31-32. En: Castro-Hartmann, P. 2000. Monitoreo del crecimiento de las especies coralinas *Colpophyllia natans* (Houttuyn) y *Montastraea cavernosa* (Linnaeus) en Playa Blanca, Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 95 p.
- Ludwig, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. Statistical ecology. A primer on methods and computing. John Wiley and Sons, New York. 337 p.
- MacCook, L. J., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. Coral Reefs, 19: 400-417.

- Margalef, R. 1991. Ecología. Ed. Omega, S. A, Barcelona. 951 p.
- Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta - Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe Colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 161-191.
- Márquez, J. C. y J. M. Díaz. 2005. Interacciones entre corales y macroalgas: Dependencia de las especies involucradas. Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 227-242.
- Marrugo, M. 2009. Composición y estructura de las comunidades arrecifales bentónicas asociadas a parches coralinos dentro y fuera de un área marina protegida (Parque Nacional Natural Tayrona) en zonas con y sin impacto turístico: Línea base. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 80 p.
- McGehee, M. A. 2008. Changes in coral reef community of southwest Puerto Rico 1995 to 2005). Caribbean J. Sci., 44 (3): 345-358.
- McManus, J. W., A. B. Lambert, K. N. Meñes, S. G. Vergara y M. C. Ablan. 2000. Coral reef fishing and coral-algal phase shifts: implications for global reef status. J. Mar. Sci., 57: 572-578.
- McPherson, G. R. y S. DeStefano. 2003. Applied ecology and natural resource management. Ed. Cambridge University Press, Cambridge. 165 p.
- Mejía-Niño, N. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Dinámica de las interacciones alga-coral en dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. Bol. Invest. Mar. Cost., 32: 243-261.
- Moreno-Bonilla, M. y J. M. Valderrama. 2002. Estado actual y crecimiento de las especies coralinas *Acropora palmata* (Lamarck) Verón, 2000 y *Acropora cervicornis* (Lamarck) Veron, 2000 en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 29-51 p.
- Morin, P. J. 1999. Community ecology. Blackwell Science, Malden, Mass. 424 p.
- Mumby, P. J., J. D. Hedley, K. Zichaluk, A. R. Harborne y P. G Blackwell. 2006. Revisiting the catastrophic die-off of the urchin *Diadema antillarum* on the Caribbean coral reefs: fresh insights on the resilience from a simulation model. Ecol. Model., 196: 131-148.
- Nakano, Y. 2004. Coral reef disturbances. 41-76. En Omori, M., K. Takahashi, N. Moriwake, K. Osada, T. Kimura, F. Kinoshita, S. Maso, K. Shimoike y K. Hibino (Eds.).

Coral reefs of Japan. Ministry of Environment and Japanese Coral Reef Society, Tokio. 320 p.

- Navas-Camacho, R., D. L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia y J. Garzón-Ferreira. 2010. Coral diseases and bleaching on colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Bol. Trop.*, 58 (1): 95-106.
- Navas-Camacho, R. y A. Rodríguez-Ramírez (Eds.). 2008. Estado de los arrecifes coralinos. 53-71. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2007. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 380 p.
- Navas-Camacho, R., A. Rodríguez-Ramírez, D. I. Gómez-López, D. L. Gil-Agudelo, K. Gómez-Campo, F. Zapata, N. Bolaños, A. Abril, A. Alzate y A. M. Palacio. 2008. Monitoreo SIMAC. 55-59. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2007. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 380 p.
- Norström, A. V., M. Nyström, J. Lokrantz y C. Folke. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 376: 295-306.
- Nugues, M. M., G. W. Smith, R. J. van Hooidonk, M. I. Seabra, y R. P. M. Bak. Algal contact as trigger for coral disease. *Ecol. Lett.*, 7: 919-923.
- Nugues, M. M. 2002. Impact of coral disease outbreak on coral communities in St. Lucia: What and how much has been lost? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 229: 61-71.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Tercera edición. Ed. Interamericana, México D.F. 639 p.
- Ostrader, G. K., K. M. Armstrong, E. T. Knobbe, D. Gerace y E. P. Scully. 2000. Rapid transition in the structure of coral reef community: The effects of coral bleaching and physical disturbance. *PNAS*, 19 (10): 5297-5302.
- Pardo, L., C. Calvet y M. Sacrilú. 1992. Comparación de medidas de diversidad. *Historia Animalium*, 1: 3-13.
- Palumbi, S. R. 2001. The ecology of marine protected areas. 509-530. En Bertness, M. K., S. D. Gaines y M. E. Hay (Eds.). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. 550 p.
- Paredes, L. y M. Rendón. 1998. Estructura, distribución y estado actual de las comunidades coralinas de la ensenada de El Rodadero, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 40 p.

- Patterson, K. L., J. W. Porter, K. B. Ritchie, S. W. Polson, E. Mueller, E. C. Peters, D. L. Santavy, G. W. Smith. 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. PNAS, 99 (13):8725-8730.
- Pérez, A. 1980. Ecología para todos: una introducción a los problemas ecológicos colombianos. Banco de la República, Bogotá. 200 p.
- Perilla, K. G. y A. M. Santacruz. 2007. Reproducción sexual de los corales hermatípicos *Eusmilia fastigiata* y *Solenastrea bournoni* (Scleractinia:Caryophyllidae-Favidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 48-52 p.
- Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity. Wiley-Interscience, New York. 165 p.
- Pinzón, J. H., A. M. Perdomo y J. M. Díaz. 1998. Isla Arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 27: 21-37.
- Prahl, H. V. y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN Colombia. 295 p.
- Pomeroy, R. S., J. E. Parks y L. M. Watson. 2004. How is your MPA doing? A guide book of natural and social indicators for evaluating Marine Protected Area management effectiveness. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 216 p.
- Quinn, N. J. y B. L. Kojis. 2008. The recent collapse of a rapid phase shift reversal on Jamaican north costal coral reef after the 2005 bleaching event. Rev. Biol. Trop., 56 (1): 149-159.
- Ramírez, A. 1999. Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 325 p.
- Ramírez, G. y M. L. de la Pava. 1975. Corales hermatípicos de la isla de Tierra Bomba, Cartagena (Colombia). Estimación de algunos factores de incidencia en la sucesión vertical con anotaciones ecológicas. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 7-59 p.
- Ramos, A. 1998. Instrumentos políticos y normativos en el manejo de los ecosistemas de manglar y coral. 63-111. En Memorias de curso de manejo del manglar y arrecifes de coral. Proyecto Capacitación para profesionales del sector ambiental. Ministerio del Medio Ambiente – ICFES. 200 p.

- Raymundo, L. J., C. S. Couch y C. D. Harvell (Eds). 2008. Coral Disease Handbook: Guidelines for Assess for Management. Coral Reef Targeted Research and Capacity for Management Program. St. Lucia, Australia. 121 p.
- Remmert, H. 1988. Ecología: autoecología, ecología de poblaciones y estudio de ecosistemas. Ed. Blume, Barcelona. 304 p.
- Reyes, J. 2000. Lista de los corales (Cnidaria: Anthozoa: Escleractinia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1(2): 164-176.
- Richardson, L. L. y R. B. Aronson. 2000. Infectious deceases of reef corals. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp.*, Bali, Indonesia. 23-27.
- Ricklefs, R. E. 1998. Invitación a la ecología: la economía de la naturaleza. Cuarta edición. Ed. Médica Panamericana, Buenos Aires. 692 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, J. Cortés, H. Guzmán, Z. Leão, J. Garzón-Ferreira, R. Kikuchi, B. P. Ferreira, J. J. Alvarado, C. Jiménez, A. C. Fonseca, E. Salas, J. Nivia, C. Fernández, S. Rodríguez, D. Debrot, A. Cróquet, D. Gil, D. I. Gómez, R. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia, A. Acosta, E. Alvarado, V. Pizarro, A. Sanjuan, P. Herrón, F. A. Zapata, S. Zea, M. López-Victoria y J. A. Sánchez. 2008. Status of coral reef and associated ecosystems in southern tropical America: Brazil, Costa Rica, Panama and Venezuela. 281-294. En Wilkinson, C. (Ed.). *Status of coral reefs of the world: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville, Australia. 296 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, S. Rodriguez, Z. Leao, R. Kikuchi, M. Oliveira, D. Gil, J. Garzon-Ferreira, M. C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, N. Santodomingo, G. Diaz-Pulido, D. Venera-Ponton, L. Flores-Leiva, A. Rangel-Campo, C. Orozco, J. C. Marquez, S. Zea, M. Lopez-Victoria, J. A. Sánchez y M. C. Hurtado. 2008. The effects of coral bleaching in Southern Tropical America: Brazil, Colombia and Venezuela. 105-114. En Wilkinson, D. y C. Souter. *Status of Caribbean corals reef after bleaching and hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Center, Townsville. 152 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y F. Zapata. 2006. Status of coral reefs of Colombia in 2003. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp.*, 976-981.

- Rodríguez-Ramírez, A., J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, C. Reyes-Nivia, G. Duque, C. Orozco, F. Zapata y O. Herrera. 2004. Estado de los arrecifes en Colombia. 77-110. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 210 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, J. Vega-Sequeda, J. Olaya, G. Duque, J. Garzón-Ferreira, F. Zapata y C. Orozco. 2005. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. Consideración inicial del estado de los arrecifes en el 2005. Monitoreo SIMAC y evaluación en el área de Santa Marta. 72-81. En INVEMAR. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2005. Serie de publicaciones periódicas, INVEMAR; No. 8, Santa Marta. 360 p.
- Rodríguez, D. 2007. Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis*, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), Cartagena, Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 93 p.
- Rogers, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 62: 185-202.
- Rogers, C. S., G. Garrison, R. Grober, Z. Hillis y M. A. Franke. 1994. Manual para el monitoreo de arrecifes de coral en el Caribe y Atlántico occidental. Parque Nacional de Las Islas Virgenes, St. John. 123 p.
- Salicrú, M., M. L. Menendez, D. morales y L. Pardo. 1993. Asymptotic distribution of (h, ϕ)-entropies. Commun. Statist. (Theory and Methods), 22 (7): 2015-2031.
- Sánchez, J. A. 1995. Benthic communities and geomorphology Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. An. Invest. Mar. Punta Betín, 24: 55-77.
- Sánchez, J. A., V. Pizarro, A. R. Acosta-de-Sánchez, P. A. Castillo, P. Herrón, J. C. Martínez, P. Montoya y C. Orozco. 2005. Evaluating coral reefs from in remote Caribbean atolls (Quitasueño, Serrana, and Roncador banks) to recommend marine-protected areas for the Sea Flower biosphere reserve. Atoll Res. Bull., No. 531. 66 p.
- Sant, S., A. S. Prieto y E. Méndez. 2006. Cambios en la composición y estructura de la comunidad coralina después del fenómeno de Mar de Fondo en Cautaro, Parque Nacional Mochima, Estado Sucre, Venezuela. Ciencia, 12(1):1-12.

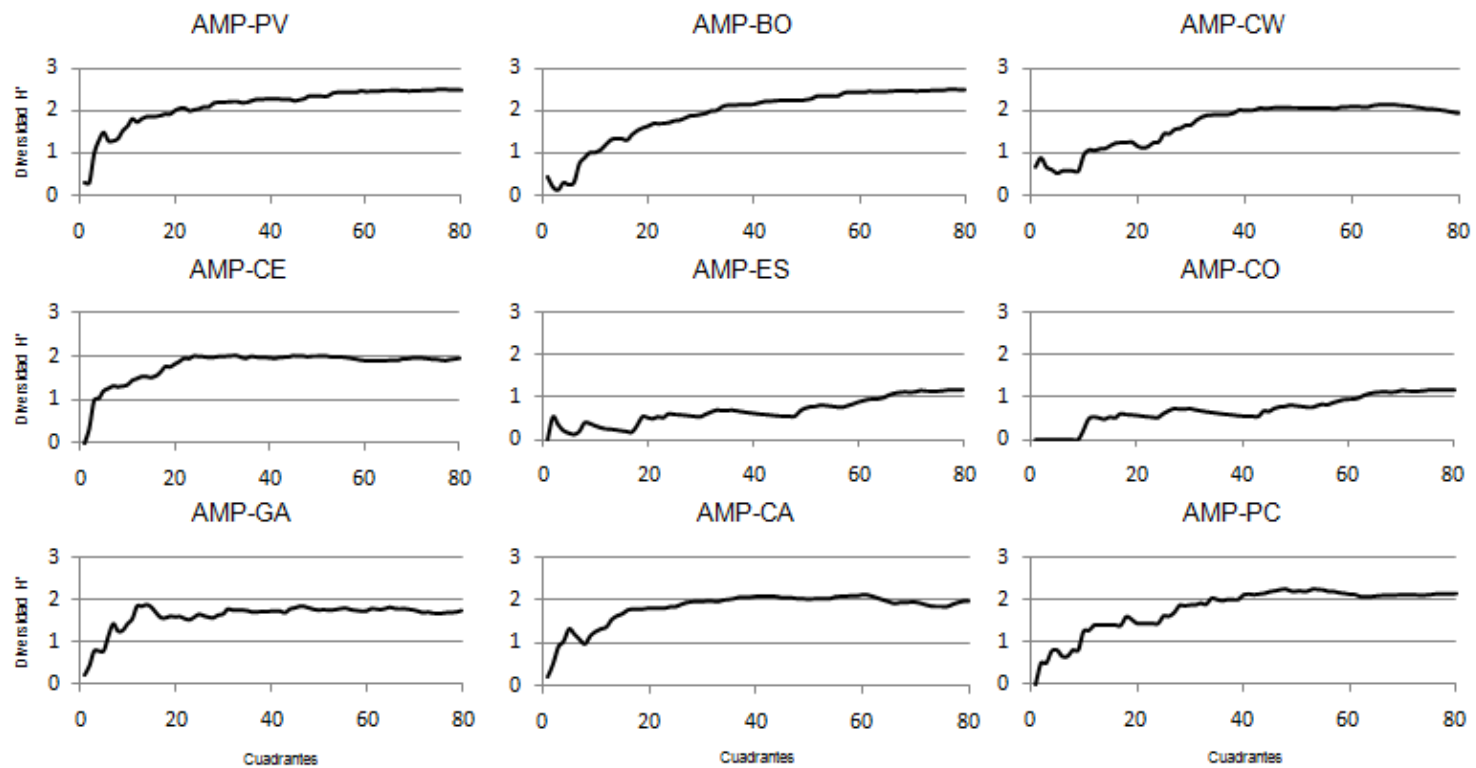
- Sarmiento, E., F. A. Flechas y G. A. Alvis. 1989. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas de Parque Nacional Natural Corales del Rosario (P.N.N.C.R) Cartagena, Colombia. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 143 p.
- Schuhmacher, H. 1978. Los arrecifes coralinos. Su extensión, mundo animal y ecología. Ediciones Omega. Barcelona. 75-101 p.
- Steene, R. 1992. Arrecifes de coral. Colección materia viva No 11. Encuentro editorial. Barcelona. 22 p.
- Stiling, P. 2002. Ecology: theories and applications. Prentice-Hall, Upper Saddle River, N.J. 403 p.
- Sunagawua, S., T. Z. DeSantis, Y. M. Piceno, E. L. Brodie, M. K. DeSalvo, C. R. Voolstra, E. Weil, G. L. Andersen y M. Medina. 2009. Bacterial diversity and White Plague Disease associated community changes in the Caribbean coral *Montastraea faveolata*. ISM Journal., 3: 512-521.
- Sussman, M., B. L. Willis, S. Victor y D. G. Bourne. 2008. Coral Pathogens Identified for White Syndrome (WS) Epizootics in the Indo-Pacific. PLoS ONE 3(6): 1-14.
- Sutherland, K. P., W. J. Porter y C. Torres. 2004. Disease and immunity in the Caribbean and Indopacific zooxanthellate corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 266: 273-302.
- Tilmant, J. T. y G. P. Schmahl. 1981. A comparative analysis of coral damage on recreationally used reefs within Biscayne National Park, Florida. Proc. 4th Int. Coral reef Symp., 1: 187-192.
- Turquet, J., L. Bigot, H. Cambert, C. Conand, R. Garnier, E. Mirault y J. P. Quod. 2002. 2001 Bleaching on *Acropora* dominated reefs in Reunion. 178-184. En Linden, O., D. Souter, D. Wilhelmsson y D. Obura (Eds). Coral degradation in the Indian ocean: Status report 2002. CORDIO, Department of Biology and Environmental Science, University of Kalmar, Kalmar, Sweden. 284 p.
- Vega-Sequeda, J. C. 2006. Formaciones coralinas del área de santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 20-25 p.
- Wagner, C. 1993. Entender la ecología. Ed. Blume, Barcelona. 242 p.
- Warner, G. F., S. R. Smith, E. Jordan-Dahlgreen, D. M. Linton, J. D. Woodley, P. Alcolado, K. Bonair, D. Bone, K. C. Buchan, P. Bush, J. Cortés, A. Croquer, K. De

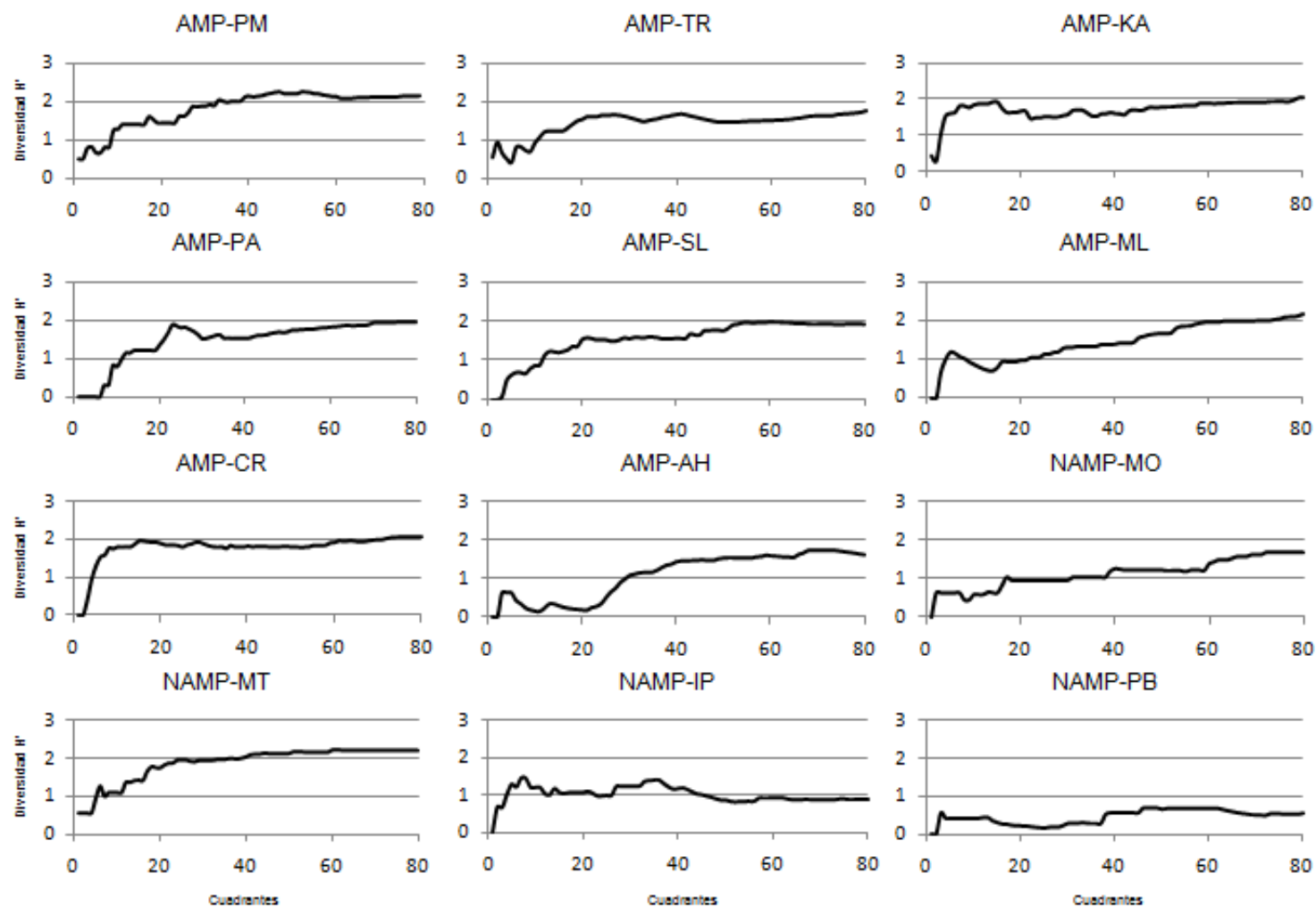
- Meyer, R. G. Fernandez, A. Fonseca, J. R. Garcia, P. Garcia-Parrado, J. Garzón-Ferreira, P. Gayle, D. T. Gerace, F. X. Geraldés, J. Gunther, R. Guppy, R. Juman, K. H. Koltes, E. Knobble, E. Klein, R. Laydoo, F. Losada, G. Menéndez, J. M. Mow-Robinson, G. Ostrader, H. A. Oxenford, C. Parker, L. P. J. J. Pors, D. Perez, A. R. Ramírez, R. Rodríguez, F. Ruiz-Rentería, J. Ryan, J. J. Tschirky y E. Weil. 2000. Status and temporal trends at CARICOMP coral reef sites Proc. 9th Int. Coral Reef Symp., Bali, Indonesia. 23-27.
- Weil, E. 2001. Caribbean coral reef diseases, status and research needs. Abstract prepared for workshop Priorities of the Caribbean Coral Reef Research. 9 p.
 - Weil, E. 2006. Diversidad y abundancia relativa de corales, octocorales y esponjas en el Parque Nacional Jaragua, Republica Dominicana. Rev. Biol. Trop., 54 (2): 423-443.
 - Wells, J. M. 1977. A comparative study of the metabolism of tropical benthic communities. Proc 3th Coral Reef Symp, Miami. 545-549 p.
 - Werding, B. y H. Erhardt. 1976. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la Bahía de Chengue en el Parque Nacional Tayrona (Colombia). Mitt. Inst. Colombo-Alemán. Invest. Cient., 8: 45-57.
 - Wilkinson, C., A. Green, J. Almany y S. Dionne. 2003. Monitoring coral reef marine protected areas: a practical guide on how monitoring can support effective management of MPAs. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia. 68 p.
 - Wilkinson, C. (Ed.). 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 296 p.
 - Wilkinson, C. y D. Souter (Eds.). 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.
 - Woodley, J. D., K. De Meyer, P. Bush, G. Ebanks-Petrie, J. Garzón-Ferreira, E. Klein, L. P. J. J. Pors y C. M. Wilson. 1997. Status of coral reefs in south central Caribbean. Proc. 8th Int. Coral Reef Sym, 1: 357-362.
 - UICN World Commission on Protected Areas (UICN-WCPA). 2008. Establishing marine protected areas network - Making it happened. UICN-WCPA, National Oceanic and Atmospheric Administration and The Nature Conservancy. Washington, D.C. 118 p.

- Zapata, P. 2005. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos de Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 103 p.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall International, Fourth Edition. New Jersey. 663 p + apéndices.
- Zea, S., J. Geister, J. Garzón-Ferreira y J. M. Díaz. 1998. Biotic changes in the reef complex of San Andrés Island (Southern Caribbean Sea, Columbia) occurring over nearly three decades. Atoll Res. Bull., No. 456. 30 p.

7. ANEXOS

Anexo A. Diversidad acumulada de los 80 cuadrantes (5 m²) por cada transecto de las 21 estaciones de estudio para evaluar la representatividad del muestreo. Punta Vigia (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB).





Anexo B. Resultado de la prueba Z por pares de estaciones (Z teórico = 1,96). Valores subrayados indican diferencias significativas.

	PV	BO	CW	CE	ES	CO	GA	CA	PC	PM	TR	KA	PA	SL	ML	CR	AH	MO	MT	PB	IP
PV		<u>17,67</u>	<u>8,24</u>	<u>5,65</u>	<u>4,17</u>	<u>7,15</u>	<u>15,02</u>	<u>5,85</u>	<u>9,99</u>	<u>16,92</u>	<u>12,79</u>	<u>6,78</u>	<u>8,94</u>	<u>4,09</u>	<u>13,36</u>	<u>8,65</u>	<u>7,49</u>	<u>11,71</u>	<u>14,46</u>	<u>13,38</u>	<u>7,37</u>
BO			<u>9,60</u>	<u>11,33</u>	<u>22,84</u>	<u>9,71</u>	<u>6,28</u>	<u>2,28</u>	<u>6,32</u>	<u>0,69</u>	<u>9,69</u>	<u>8,15</u>	<u>7,16</u>	<u>13,56</u>	<u>3,05</u>	<u>10,05</u>	<u>13,18</u>	<u>9,15</u>	<u>1,98</u>	<u>29,79</u>	<u>21,90</u>
CW				<u>2,23</u>	<u>12,90</u>	<u>0,66</u>	<u>5,34</u>	<u>2,03</u>	<u>2,45</u>	<u>9,47</u>	<u>2,58</u>	<u>0,17</u>	<u>1,49</u>	<u>4,10</u>	<u>5,80</u>	<u>0,03</u>	<u>2,01</u>	<u>2,18</u>	<u>6,90</u>	<u>21,14</u>	<u>14,22</u>
CE					<u>9,93</u>	<u>1,48</u>	<u>7,58</u>	<u>3,07</u>	<u>4,40</u>	<u>11,11</u>	<u>5,11</u>	<u>1,73</u>	<u>3,45</u>	<u>1,70</u>	<u>7,62</u>	<u>2,35</u>	<u>0,66</u>	<u>4,59</u>	<u>8,67</u>	<u>18,26</u>	<u>11,92</u>
ES						<u>11,47</u>	<u>7,82</u>	<u>21,28</u>	<u>14,30</u>	<u>21,55</u>	<u>19,27</u>	<u>10,55</u>	<u>13,14</u>	<u>8,47</u>	<u>17,87</u>	<u>13,58</u>	<u>12,93</u>	<u>17,54</u>	<u>19,03</u>	<u>10,09</u>	<u>4,21</u>
CO							<u>2,32</u>	<u>5,69</u>	<u>2,94</u>	<u>9,62</u>	<u>3,17</u>	<u>0,40</u>	<u>2,02</u>	<u>3,23</u>	<u>6,14</u>	<u>0,72</u>	<u>1,11</u>	<u>2,77</u>	<u>7,18</u>	<u>19,59</u>	<u>13,15</u>
GA								<u>0,04</u>	<u>1,87</u>	<u>6,34</u>	<u>4,37</u>	<u>4,36</u>	<u>2,90</u>	<u>10,13</u>	<u>2,01</u>	<u>5,71</u>	<u>9,39</u>	<u>4,04</u>	<u>3,28</u>	<u>28,89</u>	<u>19,82</u>
CA									<u>0,81</u>	<u>2,56</u>	<u>1,16</u>	<u>2,04</u>	<u>1,26</u>	<u>3,92</u>	<u>0,79</u>	<u>2,04</u>	<u>2,90</u>	<u>1,23</u>	<u>1,30</u>	<u>12,55</u>	<u>9,61</u>
PC										<u>6,50</u>	<u>0,72</u>	<u>2,25</u>	<u>0,86</u>	<u>6,19</u>	<u>3,08</u>	<u>2,52</u>	<u>4,56</u>	<u>0,86</u>	<u>4,09</u>	<u>21,95</u>	<u>15,45</u>
PM											<u>9,27</u>	<u>8,24</u>	<u>7,28</u>	<u>13,13</u>	<u>3,47</u>	<u>9,84</u>	<u>12,52</u>	<u>8,90</u>	<u>2,48</u>	<u>28,40</u>	<u>21,25</u>
TR												<u>2,17</u>	<u>0,42</u>	<u>7,66</u>	<u>4,80</u>	<u>2,76</u>	<u>6,22</u>	<u>0,31</u>	<u>6,14</u>	<u>27,37</u>	<u>18,16</u>
KA													<u>1,43</u>	<u>3,28</u>	<u>5,11</u>	<u>0,19</u>	<u>1,42</u>	<u>1,90</u>	<u>6,03</u>	<u>18,12</u>	<u>12,46</u>
PA														<u>5,19</u>	<u>3,91</u>	<u>1,52</u>	<u>3,43</u>	<u>0,21</u>	<u>4,91</u>	<u>20,85</u>	<u>14,54</u>
SL															<u>9,54</u>	<u>4,32</u>	<u>2,75</u>	<u>6,92</u>	<u>10,63</u>	<u>17,19</u>	<u>10,77</u>
ML																<u>6,02</u>	<u>8,39</u>	<u>4,69</u>	<u>1,00</u>	<u>25,17</u>	<u>18,29</u>
CR																	<u>2,18</u>	<u>2,30</u>	<u>7,17</u>	<u>21,95</u>	<u>14,66</u>
AH																		<u>5,24</u>	<u>9,65</u>	<u>21,85</u>	<u>13,98</u>
MO																			<u>5,95</u>	<u>25,74</u>	<u>17,27</u>
MT																				<u>26,21</u>	<u>19,21</u>
PB																					<u>21,90</u>
IP																					

Anexo C. Ocurrencia y valor de colonias totales (n) observadas por estación y especie de los tipos de enfermedades, blanqueamiento y signos de deterioro observados en el PNNT, SM y BG. Invasión algal (IA); invasión por otros organismos (IO); Invasión por esponjas (IE) blanqueamiento (BLA); muerte actual (MA), muerte reciente (MR), síndrome blanco del Caribe (SBC), parche blanco sin confirmar (WPA); lunares oscuros (ELO); plaga blanca (EPB); Punta Vigía (AMP-PV); Bonito Gordo (AMP-BO); Chengue Occidental (AMP-CW); Chengue Oriental (AMP-CE); Cinto El Estero (AMP-ES); Cinto Oriental (AMP-CO); Gayraca (AMP-GA); El Cantil (AMP-CA); La Pecera (AMP-PC); Piedra del Medio (AMP-PM); El Torin (AMP-TR); Kalichan (AMP-KA); Punta Aguja (AMP-PA); Salidero (AMP-SL); Morrito Largo (AMP-ML); Piedra del Ahogado de la Cruz (AMP-CR); Piedra del Ahogado (AMP-AH); El Morro (AMNP-MO); El Morrito (AMNP-MT); Isla Pelicano (AMNP-IP); Playa Blanca (AMNP-PB).

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
APAL	WPA		+	+		+																
	SBC		100 (1)																			
	IO		+																			
	DEP			+		+																
AAGA	MR								50 (2)	100 (1)												
AHUM	BLA	29,41 (17)	40 (10)	25 (4)	14,29 (7)			20 (5)	25 (8)		25 (4)	50 (2)	33,33 (12)	40 (10)					11,11 (9)		19,44 (36)	
	IA								12,50 (8)	100 (1)				20 (10)								
	MR	5,88 (17)											8,33 (12)	30 (10)	33,33 (3)				44,44 (9)		16,67 (36)	
	LS																		11,11 (9)			
	IE																				2,78 (36)	
	IO																				2,78 (36)	
ALAM	MR									16,67 (6)												
	IO									16,67 (6)												
	BLA														33,33 (3)							50 (2)

Estado actual de las formaciones coralinas en la región de Santa Marta

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
ATEN	MR			42,86 (7)																		
	IA															100 (1)						
CNAT	MR						50 (6)	8,33 (36)	50 (8)			23,08 (13)				42,86 (7)	32,26 (31)		41,67 (24)			52,94 (17)
	MA							2,78 (36)									3,23 (31)					
	IO											7,69 (13)				14,29 (7)						
DLAB	MR	50 (2)		50 (2)				60 (5)	50 (2)									9,09 (11)				
	MA																	9,09 (11)				
DSTO	MR	60 (5)	50 (2)												100 (1)							
DSTR	MR	31,03 (58)	27,78 (36)	4,48 (67)	18,97 (58)	28,57 (14)	22,22 (9)	15,52 (58)	42,11 (19)		30 (10)	12,70 (63)	16 (25)	23,26 (43)	32 (25)	33,33 (6)	18,18 (22)	23,81 (63)	33,33 (3)	28,57 (7)	22,58 (31)	
	IA				3,45 (58)			6,90 (58)	21,05 (19)	25 (4)		1,59 (63)										
	BLA			2,99 (67)								1,59 (63)										
	IO		5,56 (36)						5,26 (19)			3,17 (63)	8 (25)	2,33 (43)			4,55 (22)	4,76 (63)			3,23 (31)	
	EPB											1,59 (63)										
	IE																	1,59 (63)			3,23 (31)	

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
EFAS	MA								33,33 (3)					33,33 (3)		100 (1)						
	MR													33,33 (3)							33,33 (3)	
	IO																				33,33 (3)	
	BLA			80 (5)		100 (1)																
HCUC	IA									50 (2)					33,33 (3)							
	MR														33,33 (3)							100 (1)
MDEC	MR				100 (1)		50 (2)	33,33 (3)			33,33 (6)			40 (10)	100 (2)	50 (6)	50 (2)		60 (5)		12,50 (8)	28,57 (7)
	IA								11,11 (9)		16,67 (6)										25 (8)	
	IO												20 (5)									
	DEP								33,33 (3)				20 (5)					100 (1)				
	LS																		20 (5)			
MMEA	IA	25 (8)	20 (5)					20 (5)	43,48 (23)	25 (8)	40 (10)	50 (6)	50 (4)					50 (2)			23,53 (17)	
	MR									50 (8)				42,86 (7)		33,33 (6)	20 (5)	100 (2)	25 (4)		17,65 (17)	
	IO												25 (4)			16,67 (6)						

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
MALC	MR	100 (6)	100 (1)										16,67 (6)	3,23 (31)				20 (5)				
	IO													12,90 (31)							12,50 (24)	
	IE																		14,29 (7)			
MCOM	IO					20 (5)								25 (4)			7,69 (26)					25 (4)
	MR																3,85 (26)					
MANN	IA		50 (2)																			
	IO		50 (2)					50 (4)			100 (2)											
	DEP							1 (4)			50 (2)											
MCAV	MR	35,56 (45)	33,33 (18)	16,67 (6)	28,89 (45)		50 (8)	33,75 (80)	39,29 (28)	50 (10)	50 (10)	43,75 (32)	52,38 (21)	39,39 (33)	34,04 (47)	33,33 (12)	41,18 (17)	32,26 (31)	100 (3)	25 (8)	19,57 (46)	25 (4)
	IO				2,22 (45)	33,33 (3)		2,50 (80)	7,14 (28)				9,52 (21)	3,03 (33)	2,13 (47)							
	IA																					
	IE									10 (10)									33,33 (3)			
MFAV	MR		100 (1)		75 (4)				20 (10)						50 (2)							
MFRA	MR		33,33 (3)				+	+	+	+	+	+			+		+		100 (1)			
	BLA						+		+		+											
	DEP												+									

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
MANG	MR							100 (1)														
MALI	MR														100 (1)							
PAST	BLA	100 (4)		4,55 (22)	13,13 (15)			18,18 (22)	22,22 (9)	42,86 (7)	25 (4)	15,38 (13)	6,67 (15)	20 (10)		50 (2)	20 (5)	7,69 (13)		72,73 (11)	15 (20)	
	MR		18,18 (11)	13,64 (22)											36,84 (19)					36,36 (11)	35 (20)	
	IO																			9,09 (11)	5 (20)	
SRAD	BLA	100 (2)	26,32 (19)						33,33 (3)													
	MR													12,50 (8)								
	IE																			7,69 (13)		
SSID	MR				100 (2)	15,38 (13)		16,67 (6)	100 (1)	40 (5)	75 (4)	7,14 (14)	66,67 (12)	16,67 (6)	75 (4)		54,55 (11)	66,67 (3)		100 (1)	25 (4)	
	ELO		22,22 (9)							20 (5)		14,29 (14)										
	BLA		33,33 (9)	6,25 (16)			66,67 (3)			60 (5)		21,43 (14)				33,33 (3)	18,18 (11)				25 (4)	
	IO		11,11 (9)			23,08 (13)					25 (4)						9,09 (11)					

ESP	COND	AMP- PV	AMP- BO	AMP- CW	AMP- CE	AMP- ES	AMP- CO	AMP- GA	AMP- CA	AMP- PC	AMP- PM	AMP- TR	AMP- KA	AMP- PA	AMP- SL	AMP- ML	AMP- AH	AMP- CR	AMNP- PB	AMNP- MT	AMNP- MO	AMNP- IP
SINT	MR																					
	BLA	100 (1)	100 (3)			100 (1)			100 (1)					50 (2)					100 (1)	50 (2)		57,14 (7)
	LS															33,33 (3)			100 (1)			14,29 (7)
SBOU	IO															100 (1)						

Anexo D. Analisis inverso de Kaandorp para los grupos resultantes (A, B, D, E) del dendrograma de clasificacion. (Prom) promedio de abundancia de especie por asociacion; error estandar (EE); porcentaje de abundancia de cada especie por asociacion (%). Los cuadros rojos señalan las especies exclusivas y los azules las especies características.

	Grupo A			Grupo B			Grupo D			Grupo E		
	Promedio	EE	%	Promedio	EE	%	Promedio	EE	%	Promedio	EE	%
<i>Acropora palmata</i>	51,95	15,75	97,81							1,08	1,08	2,04
<i>Agaricia agaricites</i>	0,06	0,06	7,23	0,06	0,06	7,65	0,21	0,13	25,36	0,49	0,24	59,76
<i>Agaricia tenuifolia</i>	6,63	6,63	99,29	0,05	0,05	0,71						
<i>Colpophyllia natans</i>	2,75	2,75	2,86	70,75	12,25	73,61	2,30	1,11	2,39	20,32	3,34	21,14
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	2,27	1,55	27,34	0,16	0,16	1,90	4,41	1,78	53,17	1,46	0,72	17,59
<i>Diploria strigosa</i>	16,49	9,68	21,24	4,37	2,29	5,63	38,48	3,00	49,56	18,30	2,60	23,57
<i>Favia fragum</i>	0,40	0,32	83,55				0,04	0,02	9,38	0,03	0,03	7,08
<i>Madracis decactis</i>	0,28	0,20	6,73	1,43	0,15	34,39	1,45	0,54	34,85	1,00	0,25	24,03
<i>Meandrina meandrites</i>	0,18	0,18	1,72	0,63	0,35	6,09	5,13	1,57	49,28	4,47	1,39	42,91
<i>Millepora alcornis</i>	0,80	0,44	13,22	0,08	0,08	1,30	3,68	1,38	60,73	1,50	0,33	24,75
<i>Millepora complanata</i>	2,83	1,40	42,85	1,96	1,96	29,61	1,26	0,97	19,03	0,56	0,44	8,51
<i>Montastraea annularis</i>	0,36	0,36	20,54							1,39	0,82	79,46
<i>Montastraea cavernosa</i>	1,34	0,09	2,71	5,49	0,67	11,08				13,85	1,68	27,97
<i>Montastrea franksi</i>	0,42	0,42	1,60	7,04	6,38	27,09				16,48	6,07	63,46
<i>Porites astreoides</i>	2,64	2,14	32,49							1,77	0,54	21,83
<i>Siderastrea radians</i>	0,88	0,79	27,58	0,31	0,20	9,62				1,02	0,32	32,08
<i>Siderastrea siderea</i>	9,73	3,64	50,75	2,35	1,86	12,24				3,93	1,22	20,51
<i>Agaricia humilis</i>				0,18	0,16	7,64	1,61	0,83	67,08	0,61	0,25	25,28
<i>Agaricia lamarcki</i>				2,60	2,21	51,55	0,15	0,13	2,89	2,29	1,48	45,56
<i>Dichocoenia stokesi</i>				0,06	0,06	6,57	0,67	0,56	77,41	0,14	0,13	16,03
<i>Heliocoris cucullata</i>				0,08	0,08	4,08	0,41	0,15	21,12	1,45	0,70	74,80
<i>Mycetophyllia aliciae</i>				0,60	0,60	30,41				1,11	0,56	56,45
<i>Mycetophyllia ferox</i>				0,11	0,11	30,02				0,26	0,17	69,98
<i>Scolymia</i> SP.				0,02	0,02	6,14				0,11	0,04	65,16
<i>Stephanocoenia intersepta</i>				1,19	1,11	66,15				0,52	0,32	28,70
<i>Eusmilia fastigiata</i>							0,97	0,67	40,71	1,41	1,18	59,29
<i>Madracis pharensis</i>							0,04	0,02	9,39	0,35	0,12	90,61
<i>Montastraea faveolata</i>										3,20	1,41	88,20
<i>Mussa angulosa</i>										0,25	0,25	100
<i>Porites divaricata</i>										0,17	0,17	100
<i>Solenastrea bournoni</i>										0,46	0,46	100
<i>Mycetophyllia</i> SP.										0,06	0,06	100