

**ESTADO ACTUAL DE LOS CORALES *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816),
Acropora palmata (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linneaus, 1758) EN EL
PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO.**

ANA MARÍA GIRALDO SILVA

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD BIOLÓGIA MARINA
BOGOTÁ
2007**

**ESTADO ACTUAL DE LOS CORALES *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816),
Acropora palmata (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* (Linneaus, 1758) EN EL
PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO.**

ANA MARÍA GIRALDO SILVA

Trabajo de Grado como requisito parcial para optar al título de Biólogo Marino

Director

ELVIRA MARÍA ALVARADO

Bióloga Marina

Candidata a Phd.

**Docente de Tiempo Completo de la Facultad de Biología Marina de la Universidad de
Bogotá Jorge Tadeo Lozano**

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD BIOLÓGIA MARINA

BOGOTÁ

2007

Nota de aceptación

Jurado

Jurado

Bogotá, Febrero de 2008

A mis padres, hermano y abuela

Este documento además de representar un momento importante en mi formación como Bióloga Marina, representa instantes al lado de todas las personas que han contribuido y han formado parte de este proceso. Es por esto que agradezco y recuerdo con cariño a mi Universidad "La Tadeo", a mi directora de trabajo de grado - Elvira Alvarado, a mis profesores, a mis jurados, a mis compañeros de clase, a mis amigos - maurí, toña, bíbían, íngrid, lore, y claro a Daní. Unido a todo lo anterior, agradezco ese amor y un apoyo que representa lo más bonito de mi vida - mi familia - mi papá, mamá, hermano y abuela- al lado de quienes hoy llegue acá.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	23
1. MARCO TEÓRICO	28
1.1 ECOLOGÍA DE POBLACIONES DE ORGANISMOS MODULARES	28
1.2 GENERALIDADES DE LAS ESPECIES EN ESTUDIO	32
1.3 MEDIDAS DE CONSERVACIÓN TOMADAS PARA PRESERVAR LAS ESPECIES DE CORAL	36
1.4 MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS PARA PRESERVAR LAS ESPECIES DE CORAL	37
2. ESTADO DEL ARTE	38
3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	42
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	43
5. HIPÓTESIS	44
6. METODOLOGÍA	45
6.1 ÁREA DE ESTUDIO	45
6.1.1 Islas del Rosario	45
6.1.2 San Bernardo	47
6.2 FASE DE CAMPO	49
6.3 FASE DE GABINETE	51
7. RESULTADOS	56
7.1 ABUNDANCIA Y DENSIDAD	56
7.1.1 <i>Acropora cervicornis</i>	56
7.1.2 <i>Acropora palmata</i>	57
7.1.3 <i>Diploria labyrinthiformis</i>	58
7.2 ESTRUCTURA DE TALLAS	60
7.2.1 <i>Acropora cervicornis</i>	60
7.2.2 <i>Acropora palmata</i>	64
7.2.3 <i>Diploria labyrinthiformis</i>	68

	Pág.
7.3 MORTALIDAD PARCIAL	73
7.3.1 <i>Acropora cervicornis</i>	73
7.3.2 <i>Acropora palmata</i>	74
7.3.3 <i>Diploria labyrinthiformis</i>	75
7.4 COMUNIDAD ASOCIADA	77
8. DISCUSIÓN	79
9. CONCLUSIONES	88
10. RECOMENDACIONES	89
BIBLIOGRAFÍA	90

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Tasa de crecimiento anual de las especies en estudio	33
Tabla 2. Densidad de la especie <i>Acropora cervicornis</i> en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB.	57
Tabla 3. Densidad de la especie <i>Acropora palmata</i> en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB.	58
Tabla 4. Densidad de la especie <i>Diploria labyrinthiformis</i> en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB	59
Tabla 5. Estadísticos de cada una de las estaciones del PANNCRSB en las cuales de encontraron colonias de <i>Acropora cervicornis</i> . Los valores de sesgo, curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor del error estándar por tratarse de números de colonias diferentes.	63
Tabla 6. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar la distribución de tallas del coral <i>Acropora cervicornis</i> en las estaciones muestreas en el PNNCRSB. Los valores en rojo son los que muestran las diferencias estadísticamente significativas. BS: Baru Santo, PB: Punta Brava, BU: Burbujas, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, IM: Imelda, CA: Caribaru, PS: Palo Somero, MAN: Mangle, AN: Anita, BA: Batea.	64
Tabla 7. Estadísticos de cada una de las estaciones muestreas en el PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de <i>Acropora palmata</i> . Los valores de sesgo y curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor del error estándar por tratarse de números de colonias diferentes	67
Tabla 8. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar la estructura de tallas del coral <i>Acropora palmata</i> en el PNNCRSB. Los valores en rojo son los que muestran las diferentes estadísticamente significativas. BM: Baru Montañita, TB: Tesoro Barlovento, IM: Imelda, PS: Palo Somero, BC: Baru Cuevas, PB: Punta Brava, PAN: Pajarales Norte, LLS: Llantas Somero, BA: Batea, PAL: Palmito	68
Tabla 9. Estadísticos para de una de las estaciones del PNNCRSB en las cuales de encontraron colonias de <i>Diploria labyrinthiformis</i> . Los valores de sesgo y curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor se error estándar por tratarse de números de colonias diferentes	71

Tabla 10. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar la distribución de tallas del coral *Diploria labyrinthiformis* en las diferentes estaciones del PNNCRSB. Los valores en rojo son los que muestran las diferencias estadísticamente significativas. TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, DE: La Despensa, BM: Baru Montañita, IM: Imelda, PAN: Pajarales Norte, BC: Baru Cuevas, BS: Baru Santo, BU: Burbujas, PS: Palo Santo, SMS: San Martín Sur, SAL: Salmedina, PP: Palo Profundo, CA: Caribaru, RO: Rosario, AN: Anita, MAN: Mangle, PN: Punta Norte, JA: El Jardín, MA: Mina Alta.

72

Tabla 11. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla las colonias de *Acropora cervicornis* encontradas en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB. BS: Baru Santo, BU: Burbujas, IM: Imelda, PS: Palo Somero, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PB: Punta Brava, SMS: San Martín Sur, AN: Anita, MAN: Mangle, JA: El Jardín, TI: Tiosolda.

73

Tabla 12. Tabla de contingencia de las estaciones del PNNCRSB en las cuales se presentó mortalidad parcial en las colonias de acuerdo a la clase de talla. BM: Baru Montañita, BS: Baru Santo, IM: Imelda, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PB: Punta Brava, SMS: San Martín Sur, MAN: Mangle,

74

Tabla 13. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla de todas las colonias de *Acropora palmata* encontradas en el PNNCRSB. En la parte de debajo de la tabla se muestra en número de colonias encontradas en cada estación en cada una de las clases de tallas TB: Tesoro Barlovento, BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, PB: Punta Brava, IM: Imelda, PS: Palo Somero, PAN: Pajarales Norte, PAL: Palmito, BA: Batea.

74

Tabla 14. Tabla de contingencia para las estaciones del PNNCRSB en las cuales se presentó mortalidad parcial en las colonias de *Acropora palmata* de acuerdo a la clase de talla. BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, IM: Imelda, PS: Palo Somero, TB: Tesoro Barlovento, PB: Punta Brava, PAN: Pajarales Norte, PAL: Palmito, BA: La Batea.

75

Tabla 15. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla de todas las colonias de *Diploria labyrinthiformis* encontradas en las diferentes estaciones del PNNCRAB. En la parte de debajo de la tabla se muestra el número de colonias encontradas en cada estación en cada una de las clases de tallas BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, BS: Baru Santo, BP: Baru Playita, BU: Burbujas, Sal: Salmedina, IM: Imelda, PS: Palo Somero, PP: Palo Profundo, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PAN; Pajarales Norte, SMS: San Martín Sur, RO: Rosario, DE: La Despensa, AN: Anita, TI: Tiosolda, MAN: Mangle, JA: El Jardín, MA: Mina Alta, PN: Punta Norte.

76

Tabla 16. Tabla de contingencia para las estaciones del PNNCRSB se presentó mortalidad parcial en las colonias de *Diploria labyrinthiformis* de acuerdo a la clase de talla. BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, BS: Baru Santo, BP: Baru playita, SAL: Salmedina, BU: Burbujas, PS: Palo Somero, PP: Palo Profundo, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, RO: Rosario, DE: Despensa, MAN: Mangle, JÁ: El Jardín, PN: Punta Norte. 76

Tabla 17. Porcentajes de cada uno de los cinco sustratos en las diferentes estaciones del PNNCRSB. SA: Sustrato Arenoso, RA: Roca-Alga, CV: Coral Vivo, CM: Coral Muerto, OT: Otros 78

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Mapa de Islas del Rosario con la ubicación de las estaciones muestreadas para evaluar el estado actual de los corales <i>Acropora cervicornis</i> , <i>Acropora palmata</i> y <i>Diploria labyrinthiformis</i>	47
Figura 2. Mapa de San Bernardo con la ubicación de las estaciones muestreadas para evaluar el de los corales <i>Acropora cervicornis</i> , <i>Acropora palmata</i> y <i>Diploria labyrinthiformis</i>	49
Figura 3. Circulo usado para hallar el área aproximada de muestreo de cada estación. B: área de 20m de largo por 2m de ancho (40m ²), evaluados mediante el método de fotocuadrante 1x1m. A y A1: área de 137,08m ² (área alrededor del transecto), en donde las colonias fueron medidas con un metro de costura (diámetro mayor y diámetro menor).	51
Figura 4. Abundancia en número de colonias de <i>Acropora cervicornis</i> en cada una de las estaciones del PNNCRSB en la cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m ²). Azul: estaciones de IR. Morado: Estaciones SB.	56
Figura 5. Abundancia en número de colonias de <i>Acropora palmata</i> en cada una de las estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m ²). Azul: estaciones IR. Morado: estaciones SB.	58
Figura 6. Abundancia en número de colonias de <i>Diploria labyrinthiformis</i> en cada una de las estaciones de el PNNCRSB las cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m ²). Azul: estaciones IR. Morado: estaciones SB.	59
Figura 7. Estructura de tallas de las colonias de <i>Acropora cervicornis</i> en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB (314,16m ²).	61
Figura 8. Frecuencia de tallas en las diferentes clases de tallas, según la talla mínima de reproducción (60cm ²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de <i>Acropora cervicornis</i>	62
Figura 9. Análisis de clasificación (MDS) de las estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sesgo y la curtosis.	63
Figura 10. Estructura de tallas de las colonias de <i>Acropora palmata</i> en las estaciones muestreas en el PNNCRSB (134,16m ²), en donde se reportaron colonias de la especie.	65
Figura 11. Frecuencia de tallas de las diferentes clases de tallas, según la talla mínima	

	Pág.
de reproducción (100m ²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de <i>Acropora palmata</i> .	66
Figura 12. Análisis de clasificación (MDS) de las estaciones del PNNCRSB de al sesgo y la curtosis	67
Figura 13. Estructura de tallas de las colonias de <i>Diploria labyrinthiformis</i> en el PNNCRSB, discriminadas en las diferentes estaciones en donde se reportaron colonias de la especie.	69
Figura 14. Frecuencia de tallas para las diferentes clases de tallas, según la talla mínima de reproducción (100cm ²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de <i>Diploria labyrinthiformis</i>	70
Figura 15. Análisis de clasificación (MDS) de las estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sesgo y la curtosis.	71
Figura 16. Análisis de Componentes Principales (PCA) para las diferentes estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sustrato dominante en cada una de ellas. SA: Sustrato Arenoso, RA: Roca-Alga, CV: Coral Vivo, CM: Coral Muerto, OT: Otros.	77

LISTA DE ABREVIATURAS

Acerv: Unidad Ecológica *Acropora cervicornis*

A. cervicornis: *Acropora cervicornis*

Algesc: Unidad Ecológica Algas-Escombros

AMP: Área Marina Protegida

AMPs: Áreas Marinas Protegidas

A. palmata: *Acropora palmata*

BBD: Banda Negra

CARICOMP: Caribbean Coastal Marine productivity

CITES: Convention on International Trade Endangered Species of Wild Fauna and Flora:
Convención Internacional para el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna Y Flora
Silvestres

CM: Coral Muerto

CR: Peligro Crítico

CV: Coral Vivo

EN: En peligro

ICRI: International Coral Reef Initiative

INVEMAR: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Adréis”

IR: Islas del Rosario

Mon: Unidad Ecológica *Montastrea sp*

MDS: Metric Multidimensional Scaling

MVSP: Multi-Variate Statistical Package

NOAA: National Oceanographic and Atmospheric Administration

OT: Otros

PCA: Análisis de Componentes Principales

PNNCRS: Parque Nacional Natural Corales del Rosario

PNNCRSB: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo

PNNT: Parque Nacional Natural Tayrona

RA: Roca-Alga

SA: Sustrato Arenoso

SB: San Bernardo

SDR: shut-down reaction

SKA: Anomalías Esqueléticas

UAESPNN: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales

UICN: Internacional Union for Conservation of Nature: Unión Mundial para la Naturaleza

UV: Rayos Ultravioleta

VU: Vulnerable

WBD: Banda blanca

WPL: Plaga blanca

WPD: Lunares blancos

ZCIT: Zona de Convergencia Intertropical

GLOSARIO

Abundancia: debido a la importancia que tiene la abundancia de los animales en la naturaleza, hay varias maneras de describirla. Una de las más comunes es la razón del número de individuos por área de la superficie, razón conocida como densidad de la población (Rabinovich, 1978).

Análisis de componentes principales (PCA): resume en pequeñas dimensiones la variabilidad de dispersión de un gran número de descriptores (Lebendre y Legendre, 1998), arrojando como resultado una matriz de semejanzas que es un reducido sistema de coordenadas que provee la información acerca de las relaciones ecológicas que hay entre las variables (Ludwig y Reynolds, 1998).

Anomalías esqueléticas (SKA): enfermedad que afecta a *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata*. Se han observado en todos los arrecifes del mundo. Estas anomalías incluyen tumores, nódulos, reducción del tejido coralino, incremento en la porosidad del esqueleto, pérdida de células que secretan mucus y nematocistos, pérdida de zooxantelas, pérdida, reducción o degeneración de las estructuras del pólipo y reducción en la fecundidad. Se hipotetiza que las causas de éstas anomalías pueden ser parásitos u otros organismos comensales o la luz solar UV (Sutherland *et al.*, 2004).

Banda negra (BBD): enfermedad que se presenta con mayor regularidad en los acropóridos de la Gran Barrera de Australia que en el Caribe, y afecta con mayor intensidad a las especies de poca profundidad (0,5 a 4m). Se encuentra asociada a elevación en la temperatura del agua, eutroficación, sedimentación y contaminación, causando una muerte rápida a la colonia. Su agente patógeno es una cianobacteria no identificada *c.f.* cercana al género *Oscillatoria*. Afecta a muchas otras especies de coral, entre las que se encuentra *D. labyrinthiformis* (Sutherland *et al.*, 2004).

Colonia: organismo que puede ser contado, ya que se encuentra separado físicamente de otro. Puede o no ser genéticamente diferente de otro de la misma población local (Jackson, 1985).

Enfermedad: cualquier alteración (interrupción, proliferación o algún otro desorden) de las funciones vitales del cuerpo, sistemas u órganos (Stedman, 2000 En: Sutherland *et al.*, 2004).

Enfermedad de la banda blanca (WBD): ha sido catalogada como exclusiva de las especies de Acropóridos en estudio. Se caracteriza por la liberación rápida de tejido, dejando una banda de esqueleto desnudo de varios centímetros de ancho, cerca del tejido aparentemente sano. Hay dos tipos de WBD, la tipo I (afecta los dos Acropóridos en estudio) y la tipo II (afecta a *Acropora cervicornis*), de la primera se desconoce su agente patógeno. En la segunda el agente patógeno es *Vibrio charcharia*; este tipo de WBD es más virulenta y causa más rápido la muerte del tejido coralino (Richardson, 1998; Sutherland *et al.*, 2004).

En peligro (EN): Un taxón está “En peligro” cuando no estando “En peligro crítico”, enfrenta un alto riesgo de extinción o deterioro poblacional en estado silvestre en el futuro cercano (Ardila *et al.*, 2002).

En peligro crítico (CR): Un taxón esta “En peligro crítico” cuando enfrenta un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato (Ardila *et al.*, 2002).

Especie focal: es un organismo que su manejo, ya sea desde el punto de vista ecológico y/o desde el punto de vista humano, es de primordial importancia para el manejo del Área Marina Protegida (Pomeroy *et al.*, 2004).

Especie focal clave: es aquella de la cual se sabe que su presencia o ausencia es influyente en la comunidad (Pomeroy *et al.*, 2004).

Especie focal vulnerable: es aquella de la cual se sabe que tienen muy poca resiliencia a los cambios del ambiente y/o se requiere un cuidado especial para su conservación (Pomeroy *et al.*, 2004).

Estructura de tallas: la estructura de tallas en las poblaciones de organismos clónales está dada por la probabilidad de encontrar dentro de ésta un individuo de cualquier tamaño (Pomeroy *et al.*, 2004). Este atributo es muy importante ya que en todos los animales la probabilidad de persistir aumenta a medida que se da un aumento en la talla (Jackson *et al.*, 1985).

Indicador: unidad medible en el tiempo, que hace referencia a atributos de las Áreas Marinas Protegidas (Pomeroy *et al.*, 2004). Aunque no es el único parámetro que se usa para medir la efectividad de áreas marinas protegidas, sí será el parámetro usado en este estudio.

Metric Multidimensional Scaling (MDS): prueba que a partir de un análisis de similaridad de Bray-Curtis ordena los datos según el valor o peso de las variables, por lo tanto trabaja con datos estandarizados (Ludwig y Reynolds, 1998)

Mortalidad Parcial: fenómeno característico de organismos modulares, donde el resultado es un pequeño parche de esqueleto desnudo, desprovisto de tejido vivo

Mortalidad total: fenómeno que afecta a organismos modulares, donde el resultado es la muerte de toda la colonia (Meesters *et al.*, 1992)

Organismos Modulares: organismos que se ven como una sola unidad, pero en realidad presentan diferentes módulos como el pólipo, los cálices, coralites, en el caso de los corales. Estos módulos poseen su propia demografía: tasas de natalidad, tasas de mortalidad y tasas de crecimiento. El nacimiento y muerte de estos módulos separados determina no solamente la tasa de crecimiento si no también la forma de los organismos (Jackson *et al.*, 1985; Babcock, 1991; Hughes, 1998).

Población: el concepto de población es comúnmente definido como un grupo dinámico de individuos de una misma especie que pueden interactuar, entrecruzarse y que viven en un mismo lugar al mismo tiempo. Una población está reproductivamente aislada de otra. (Odum, 1972; Krebs, 1985; Bak y Meesters, 1999).

Reacciones de cierre, Shut-down reaction (SDR): enfermedad común a corales expuestos a condiciones adversas. Presenta una desintegración repentina y completa del tejido coralino, comenzando desde los bordes hacia el centro del coral, hasta que este sufre mortalidad total. Puede ser contagiosa. Su agente patógeno es desconocido (*Shuterland et al., 2004*).

Plaga blanca (WPL I y II): hay dos tipos de Plaga blanca, el tipo I caracterizada por ser una enfermedad que a medida que progresa en forma de una línea delgada se va perdiendo el tejido coralino dejando el esqueleto desnudo. El tipo II avanza más rápido que el tipo I. Del tipo I no se conoce su agente patógeno, mientras que el agente patógeno para el tipo II es *Aurantimonas coralicida* (*Sutherland et al., 2004; Kaczmarzky et al., 2005*).

Lunares blancos (WPD): enfermedad coralina causada por el patógeno *Serratia marcescens*. Está asociada a aguas contaminadas y temperaturas elevadas. Se presentan parches blancos irregulares, que se desarrollan por toda la superficie del coral, con un avance rápido.

RESUMEN

Para conocer el estado actual en de las especies de coral *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata* y *Diploria labyrinthiformis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, se determinó la abundancia, estructura de tallas, estado de salud y comunidad asociada. Se muestrearon 28 estaciones, 18 en Islas del Rosario y 10 en San Bernardo. En cada estación se evaluó un transecto de 20m x 2m, más el círculo alrededor de dicho transecto. Usando el método de fotocadrante y medidas *in situ*, se obtuvieron las áreas superficiales de cada una de las colonias. De igual forma, para cada estación se determinó la abundancia y se calculó la densidad. Para la estructura de tallas, con el total de colonias observadas se realizaron histogramas de frecuencia por estación y por clases de talla. Además se halló el sesgo y la curtosis, los cuales fueron agrupados mediante un análisis de clasificación MDS. Los datos de mortalidad parcial junto con la talla mínima de reproducción, fueron usados para realizar tablas de contingencia en cada clase de talla y para cada especie. Se determino el hábitat donde se encontraba la especie mediante la descripción del sustrato en cinco categorías, con estos datos se realizó un análisis de componentes principales.

La abundancia de las especies focales *A. cervicornis* y *A. palmata* fue baja y su extensión de dominio se vio restringida a unas pocas estaciones. Por el contrario *D. labyrinthiformis* fue abundante y se encontró en la mayoría de las estaciones. *A. cervicornis* presentó una dominancia de colonias pequeñas distribuidas en un amplio rango de tallas en estaciones como Baru Playita y Tesoro Sotavento, mientras que en estaciones como Imelda y Caribaru presentó una dominancia de colonias pequeñas distribuidas en un estrecho rango de tallas. En el caso de *A. palmata* las colonias con tendencia a tamaños pequeños distribuidas en un amplio rango de tallas se encontraron en estaciones como Baru Cuevas y La Batea, mientras que las estaciones Imelda y Palmito presentaron colonias con tendencia a menor tamaño pero distribuidas en un estrecho rango de tallas. *D. labyrinthiformis* en estaciones como Imelda, Tesoro Sotavento, Anita y Mangle, presentó una tendencia hacia colonias de mayor tamaño, mientras que en estaciones como Baru Santo, Burbujas, Mangle y Punta Norte, la tendencia se vio hacia colonias de menor tamaño.

El mayor porcentaje de mortalidad parcial, en la mayoría de los casos, no se encontró en las colonias de mayor tamaño. Para el coral *A. cervicornis* solamente se observó un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las estaciones Punta Brava, San Martín Sur y Mangle. En el caso de *A. palmata* las estaciones en donde el mayor porcentaje de mortalidad parcial se presentó en las colonias de mayor tamaño fue Punta Brava y Llantas Somero. *D. labyrinthiformis* presentó un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de mayor tamaño de las estaciones Baru Playita, Palo Profundo y Tesoro Sotavento.

Teniendo en cuenta que el objetivo general del presente estudio es determinar el grado de amenaza los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis*, con los resultados acá obtenidos se ratifica el estado de riesgo de las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata*, catalogándolas como especies focales vulnerables, mientras que *D. labyrinthiformis* fue catalogada como especie focal clave.

Palabras clave: Abundancia, Colonia, Especie focal, Especie focal indicadora, Especie focal vulnerable, Estructura de tallas, Indicador, Mortalidad parcial, Mortalidad total, Organismos modulares, Población.

ABSTRACT

For to determinate the actual state of the corals *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata* and *Diploria Labyrinthiformis* in the Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, the abundance, size structure, health and communities associated were evaluated in 28 stations. A total of 28 stations, 18 in Islas del Rosario and 10 in San Bernardo were evaluated. In each station transects of 20 by 2 m and the circle around were evaluated using photocuadrants and taking measures *in situ*, with this data the superface area of the colonies was determined. The same form, for each station, abundance was determined using the density. Size structure histograms per station and by size classes were plot. The skewness and kurtosis were calculated and grouped using an ordination analysis (MDS). With the data of partial mortality and keeping in mind the minimum reproduction size, contingency tables were made with the values of percentage of partial mortality in each class. An analysis of the principal components was made with the data of five different types of sea floor, in order to determine the habitat in which the species are.

The abundance of the focal species *A. cervicornis* and *A. palmata* was low and there were distributed in few stations. On the other hand, *D. labyrinthiformis* was abundant and was found in the majority of the stations. *A. cervicornis* showed dominance of small colonies in a wide range of sizes, in stations like Baru Playita y Tesoro Sotavento meanwhile Imelda and Caribaru showed dominance of small colonies in a small range of sizes. In the case of the colonies of *A. palmata* the tendency showed small colonies distributed in a wide range of, there were found in Baru Cuevas and in La Batea, meanwhile Palmito and Imelda presented colonies of smaller sizes distributed in a small range of sizes. *D. labyrinthiformis* in stations like Imelda, Tesoro Sotavento, Anita and Mangle presented a tendency towards colonies of bigger sizes, meanwhile in stations like Baru Santo, Burbujas, Mangle and Punta Norte presented dominance of colonies of smaller sizes.

A greater partial mortality was not determined in the colonies of bigger sizes. For *A. cervicornis* a greater partial mortality was presented in Punta Brava, San Martín Sur and Mangle. In the case of *A. palmata* the stations that showed a greater partial mortality in colonies of bigger sizes

were Punta Brava and Llantas Somero. *D. labyrinthiformis* presented greater partial mortality in colonies of bigger sizes in Baru Playita, Palo Profundo and Tesoro Sotavento.

Keeping in mind that the objective of this study is to determine the threat of the corals *A. cervicornis*, *A. palmata* and *D. labyrinthiformis* the results obtained ratify the risk in which the species *A. palmata* and *A. ccervicornis* and are catalogued as vulnerable focal species, meanwhile *D. labyrinthiformis* was catalogued as a key stone focal species.

KEY WORDS: Abundance, colony, specie, indicator focal specie, vulnerable focal specie, size structure, Indicator, Partial Motality, Total Mortality, Modular organisms, Population.

INTRODUCCIÓN

Por muchos años se ha considerado una población como un grupo de individuos de una misma especie que pueden interactuar, entrecruzarse y viven en un mismo lugar al mismo tiempo (Odum, 1972; Krebs, 1985; Bak y Meesters, 1999). Dichos individuos presentan características únicas de grupo o atributos ecológicos tales como tasa de natalidad, tasa de mortalidad, proporción de sexos, distribución de edades, distribución de tallas y responden de manera propia frente a la predación, competencia y otras presiones (Odum, 1972; Rabinovich, 1978). Dentro de la biología de poblaciones, en cuanto a la escala espacial e interacción entre individuos se refiere vale tener en cuenta el concepto de metapoblación. La metapoblación consiste en la totalidad de grupos espacialmente separados, de poblaciones locales o subpoblaciones. Dentro de la metapoblación están las subpoblaciones que son grupos de la población que están separados geográficamente o por algún otro factor. Entre estos grupos el intercambio genético o demográfico es generalmente bajo (Bak y Meesters, 1999; Ardila *et al.*, 2002).

Actualmente, con el desarrollo de nuevos estudios y la implementación de la biología molecular, el concepto de población ha ido cambiando, hasta llegar en la actualidad a hablarse de población genética o población mendeliana (Akçakaya *et al.*, 1999; Gotelli, 1998). Bajo este nuevo concepto, una población es definida como una colección de individuos de la misma especie, que ocupan un área determinada, están distribuidos más o menos en forma agregada, y se cruzan entre sí, existiendo un intercambio genético continuo (Akçakaya *et al.*, 1999; Gotelli, 1998). Las subpoblaciones son parte de la población, entre ellas el flujo genético está limitado y es razonable asumir panmixia (todos los individuos tienen la misma probabilidad de cruzarse con otros; Akçakaya *et al.*, 1999). En algunos casos un número de poblaciones de la misma especie están aislados o tienen intercambio limitado de individuos. Estas poblaciones interactuantes pero separadas se llaman metapoblaciones. Cada población es una subpoblación, una población local o simplemente una población (Akçakaya *et al.*, 1999).

En el caso de organismos sésiles, clonales y sexualmente reproductivos, como los corales, el concepto de población no puede ser tomado a la ligera. Actualmente la conexión genética entre poblaciones separadas es muy discutida en organismos como los corales. Por cerca de 100 años el reclutamiento larval ha sido el determinante primario de la dinámica de las poblaciones marinas (Sweater *et al.*, 1999). Sin embargo, la dispersión larval dentro de la dinámica de poblaciones de organismos sésiles es un aspecto que se debe manejar con cuidado (Cowen *et al.*, 2000; Edmunds, 2006; Cowen, 2006). Por mucho tiempo se creyó que las larvas se dispersan a través de las poblaciones locales formando metapoblaciones (Hughes y Tanner, 2000). Estudios genéticos indican que la retención larval local ocurre en especies que tienen larva pelágica, contradiciendo el hecho que las larvas pueden viajar grandes distancias (Muko *et al.*, 2001; Cowen, 2006; Severance y Karl, 2006; Mumby y Dythan, 2006). Aunque se ha comprobado que las larvas tienen movimiento (Richmond y Hunter, 1990), éstas tienden a quedarse en los arrecifes parentales (Roberts, 1997 En: Mumby, 1999; Jones *et al.*, 1999; Muko *et al.*, 2001; Cowen, 2006; Severance y Karl, 2006; Mumby y Dythan, 2006). Diferentes estudios sugieren que el flujo genético (dispersión larval) que existe entre los arrecifes que se encuentran geográficamente separados es bajo o nulo (Edmunds, 2000; Muko *et al.*, 2001; Cowen, 2006), hasta el punto de plantearse que las poblaciones marinas pueden ser cerradas (Hughes, 1990; Cowen *et al.*, 2000).

En la actualidad, no solo los corales si no las demás poblaciones que hacen parte de los ecosistemas marinos pasan por diferentes estados de deterioro, lo que ha hecho imprescindible la creación de figuras cuyos objetivos estén encaminados a la protección y conservación (Pomeroy *et al.*, 2004). Las áreas marinas protegidas (AMP) se establecen con el fin de proteger los recursos, la diversidad biológica, las especies individuales, el hábitat marino, restaurar las áreas degradadas, restaurar los stocks de las pesquerías y dar manejo a actividades antrópicas (Pomeroy *et al.*, 2004). Para lograr estas metas, objetivos específicos y medibles deben ser definidos en términos de consecución de resultados. Alcanzar objetivos y metas requiere de planes definidos y la identificación de medidas que determinen el éxito de las AMP, evaluación y monitoreo de los impactos de las acciones de manejo y que los resultados de estas acciones retroalimenten los procesos de planeamiento, para revisar los objetivos, planes y resultados de los mismos. Como primer paso a alcanzar dichas metas, la NOAA considera imprescindible el

uso de indicadores biofísicos como herramientas que permiten determinar el estado de las poblaciones y caracterizar las condiciones ecológicas en las cuales se encuentran (Pomeroy *et al.*, 2004).

Un indicador debe ser medible (que pueda ser reportado y analizado tanto cualitativa como cuantitativamente), preciso (que pueda ser definido de la misma forma por todas las personas) y sensitivo (que cambie proporcionalmente en relación a los cambios actuales en el atributo o ítem que se está evaluando) (Pomeroy *et al.*, 2004). La abundancia, la estructura de tallas y la composición de la comunidad asociada se han establecido como indicadores del estado en que se encuentra la población en un área natural estudiada (Roberts y Hawkins, 2000; Meesters *et al.*, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004). La abundancia (número de individuos de la especie), permite conocer si la población se está sosteniendo, está disminuyendo o está en proceso de mejoramiento. La estructura de tallas permite saber si se está o no presentando una distribución adecuada de los individuos desde juveniles hasta adultos, ya que de esto depende el mantenimiento de la población. La comunidad asociada indica el hábitat de la especies focales y además permite ver si se han presentado cambios en este, cuya consecuencia haya sido la reducción de las especies, cambios en la estructura poblacional y composición de la comunidad (Pomeroy *et al.*, 2004).

A. cervicornis, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* se escogieron para la realización de este trabajo por ser especies de coral consideradas importantes por la NOAA debido a que el diagnóstico dado en este estudio podría servir en un futuro como línea base para determinar zonas de protección dentro del Área Marina Protegida del PNNCRSB. Estas tres especies son consideradas por la NOAA como especies focales y, específicamente *A. cervicornis* y *A. palmata* dentro de los diferentes tipos de especies focales son categorizadas como especies focales vulnerables, ya que se encuentran en un avanzado estado de deterioro dentro del PNNCRSB. *D. labyrinthiformis* es categorizada como especie focal indicadora (Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004) ya que presenta una frecuencia de aparición constante dentro de Parque (Ardila *et al.*, 2002; Caballero *et al.*, 2004; Sutherland *et al.*, 2004). Una especie focal es un organismo cuyo manejo, desde el punto de vista ecológico y/o desde el punto de vista humano, es de primordial importancia para el manejo del AMP (Paine, 1969; Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*,

2004). Una especie focal vulnerable es aquella de la cual se sabe que tienen muy poca resiliencia a los cambios del ambiente y/o se requiere un cuidado especial para su mantenimiento y una especie focal indicadora es aquella que muestra como los disturbios en un ecosistema pueden estar impactando a otros organismos (Paine, 1969; Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004).

A. cervicornis se encuentra incluida en el libro rojo de invertebrados marinos bajo la categoría CR, correspondiente a “peligro crítico” (Ardila *et al.*, 2002). Esta especie en los últimos años ha venido presentando un preocupante deterioro principalmente por la enfermedad de la banda blanca (WBD) y por el blanqueamiento producido a causa de la elevación de la temperatura del agua (Ardila *et al.*, 2002; Caballero *et al.*, 2004; Sutherland *et al.*, 2004). *A. palmata* se encuentra incluida en el libro rojo de invertebrados marinos bajo la categoría EN, correspondiente a “en peligro” (Ardila *et al.*, 2002). Esta especie ha sufrido grandes mortandades que han traído como resultado su disminución en abundancia y cobertura (Ardila *et al.*, 2002). Entre 1982-83, en 1986 y en 1990, el blanqueamiento causó la desaparición casi total de *A. cervicornis* y *A. palmata* en Islas del Rosario y San Bernardo (Ramírez *et al.*, 1986; Solano *et al.*, 1993). Es de anotar que el blanqueamiento ha sido menos letal que la enfermedad de la banda blanca (Solano *et al.*, 1993). Tanto el blanqueamiento como la enfermedad de la banda blanca ha contribuido a razones como las expuestas anteriormente hacen que se halla escogido a *A. cervicornis* y *A. palmata* dentro de este estudio como especies focales vulnerables. Además para la NOAA los sitios en donde se encuentren en mejor estado *A. cervicornis* y *A. palmata*, deberían ser considerados como zonas de protección y así poder determinar si un manejo de estas especies podría llevar a su recuperación en un futuro.

D. labyrinthiformis no se encuentra incluida en el libro rojo de invertebrados marinos de Colombia, sin embargo, CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) actualmente cataloga todas las especies de corales como vulnerables (Reyes y Santodomingo, 2002). *D. labyrinthiformis* se escogió como especie focal indicadora porque muestra poca mortalidad parcial, poco efecto de competencia por algas, esponjas y bioerodadores (Paine, 1969; Zacharias y Roff, 2004).

Durante las dos últimas décadas, se ha venido evidenciando el deterioro de los arrecifes coralinos a través de las mortandades masivas tanto de corales duros como de los organismos arrecifales (corales blandos, erizos, entre otros). Entre las causas identificadas que han propiciado este deterioro están eventos como el calentamiento global, el fenómeno meteorológico “El Niño” potenciado por el cambio climático, contaminación por aguas negras lo que trae un incremento en la sedimentación y turbidez, la sobrepesca que trae consigo la disminución de herbívoros y por tanto la proliferación de algas, la incidencia de algunas enfermedades epidémicas como la banda blanca (WBD) lo que causa deterioro en el tejido coralino y la población humana que afecta a los arrecifes de coral con actividades como buceo, pesca (Ardila *et al.*, 2002; Bruckner y Hourigan, *s.f.*; Precht *et al.*, 2004). Dichos factores pueden ser comunes a todas las especies de coral, pero no todas ellas se ven afectadas de la misma manera, debido a que existen diferentes niveles de tolerancia entre las especies y las poblaciones de una especie, lo cual se ve reflejado en su grado de conservación (Ardila *et al.*, 2002).

Con el presente trabajo que se realiza como requisito para optar al título de Biólogo Marino, se pretende profundizar sobre el conocimiento del grado de deterioro de las especies focales de *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* en el PNNCRSB. El proyecto del cual hace parte este trabajo es parcialmente financiado por la NOAA y es liderado por la Universidad de Los Andes, trabajando en sociedad con la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Adréis” INVEMAR y la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

1. MARCO TEÓRICO

1.1 ECOLOGÍA DE POBLACIONES DE ORGANISMOS MODULARES

Desde Darwin, los principios de la ecología y evolución de poblaciones se desarrollaron alrededor de estudios en organismos unitarios. Desde un tiempo atrás se despertó el interés por el estudio de las poblaciones de plantas, esponjas y corales, es decir de organismos modulares (Jackson *et al.*, 1985; Bak y Meesters, 1999). Los organismos modulares son por definición un conjunto de módulos repetidos, derivados asexualmente por crecimiento vegetativo que pueden variar tanto funcional como morfológicamente (Hall y Hugues, 1996). Una gran diferencia entre organismos unitarios y organismos modulares es la organización y diferenciación de sus tejidos (Begon *et al.*, 1996; Smith y Smith, 2001). Los corales se ven como una sola unidad, pero ellos presentan diferentes módulos como el pólipo, los cálices, coralites, etc. Estos módulos poseen su propia demografía: tasas de natalidad, tasas de mortalidad y tasas de crecimiento. El nacimiento y muerte de estos módulos separados determina no solamente la tasa de crecimiento sino también la forma de los corales (Hughes, 1984; Jackson *et al.*, 1985; Hughes, 1987; Babcock, 1991; Begon *et al.*, 1996; Hughes, 1998; Smith y Smith, 2001). Sin embargo, las grandes variaciones entre la historia de vida de organismos unitarios y modulares, tienen que ver con la reproducción (Hall y Hugues, 1996). Estas variaciones incluyen edad y talla de madurez sexual, número de descendencia producida por cada evento reproductivo y proporción de sexos (Hall y Hugues, 1996).

La mayoría de los organismo modulares son hermafroditas (Masón y Wallace En: Hall y Hughes, 1996). Los corales se reproducen tanto sexual como asexualmente (Richmond y Hunter, 1990; Mumby y Dythan, 2006). En la reproducción sexual, las especies de corales pueden ser divididas en dos grupos dependiendo de donde se lleve a cabo el proceso de fecundación. Cuando la fecundación es externa y ocurre en la columna de agua, se conocen como liberadores de gametos o spawners. Cuando la fecundación ocurre dentro del pólipo, las especies son conocidas como incubadoras de larvas o brooders (Richmond y Hunter, 1990; Mumby y Dythan, 2006). En el caso de la reproducción asexual, ésta se da por medio de

fragmentación (lo cual ocurre en especies como *A. cervicornis* y *A. palmata*), partenogénesis, desprendimiento de tejido, la división de un pólipo en dos y/o la fisión (como en el caso de *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis*). Mediante el proceso de mortalidad parcial también se presenta generación de nuevas colonias, las cuales quedan separadas por esqueleto desprovisto de tejido vivo (Meesters *et al.*, 1994; Hughes y Roberts, 2003). El resultado generalmente es considerado como clonación (Hughes, 1984; Jackson *et al.*, 1985; Hughes, 1987; Richmond y Hunter, 1990; Babcock, 1991; Begon *et al.*, 1996; Hughes, 1998; Smith y Smith, 2001; Mumby y Dythan, 2006). Estos nuevos individuos o clones pueden ocupar un área considerable y pueden parecer ser individuos de diferentes tamaños y edades, ya que son reiteraciones de la misma colonia. La colonia que se formó como producto de la fragmentación puede ser de menor tamaño pero viene de una colonia vieja, es decir, que la colonia en sí puede ser vieja aunque los individuos clonados sean jóvenes. Nacimiento, senescencia y muerte se dan tanto a nivel de módulo como a nivel del individuo completo (Hughes, 1984; Jackson *et al.*, 1985; Hughes, 1987; Babcock, 1991; Begon *et al.*, 1996; Hughes, 1998; Smith y Smith, 2001). En el caso de la muerte, ésta se presenta con más regularidad como muerte total en los individuos de menor tamaño y como muerte parcial en las colonias de mayor tamaño (Meesters *et al.*, 1996).

Para el estudio de organismos como los corales es muy importante tener en cuenta atributos como la abundancia, distribución, estructura de tallas y mortalidad (Krebs, 1985; Hughes, 1987; Meesters *et al.*, 1996; Meesters *et al.*, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004) a la hora de profundizar sobre el conocimiento de la ecología de estas especies. Debido a la importancia que tiene la abundancia de los animales en la naturaleza, hay varias maneras de describirla. Una de las más comunes es la razón del número de individuos por área de la superficie, razón conocida como densidad de la población (Rabinovich, 1978). El tamaño poblacional ésta determinado por la combinación de procesos que afectan el aumento o la disminución del número de individuos. La regulación se da cuando uno o más de estos procesos son dependientes de la densidad (Hughes, 1990; Tanner, 1999). Recientemente la mayoría de los modelos de dinámica poblacional están basados en sistemas cerrados, en donde los adultos producen una progenie que contribuye al crecimiento de la misma población local (Hughes, 1990; Jones *et al.*, 1999). Cuando esto ocurre la densidad es dependiente de la tasa de nacimientos, lo cual se convierte en un mecanismo que regula el tamaño poblacional (Hughes, 1990). Los individuos de

poblaciones naturales se ven afectados de diversas maneras por la densidad. Por ejemplo si ésta es baja, hay poca posibilidad de encontrar pareja y mayor posibilidad de ser predado; si la densidad es alta se presenta alta competencia por recursos (agua, nutrientes, luz) y aglomeración de los individuos. De otra parte la densidad controla las tasas de nacimiento, mortalidad y crecimiento de la población (Smith y Smith, 2001).

La distribución local de muchas especies de organismos marinos está limitada por factores bióticos como enfermedades, competencia, presencia de organismos como los bioerodadores y por factores abióticos como temperatura, luz, salinidad y por la composición química del agua (Krebs, 1985). Algunos organismos pueden secretar sustancias tóxicas para algunas especies, lo cual restringe su distribución local. La competencia entre organismos por recursos también afecta la distribución de los organismos (Krebs, 1985, Smith y Smith, 2001, Begon *et al.*, 2006). En el caso de los factores abióticos, la temperatura puede actuar en cualquier etapa del ciclo vital y afectar directamente las funciones de supervivencia, reproducción o desarrollo, e indirectamente al limitar la distribución a través de sus efectos en la capacidad de competencia, la resistencia a enfermedades, la predación o el parasitismo (Krebs, 1985). La luz es necesaria para los organismos vivos ya que la emplean para la periodicidad de sus ritmos diarios y estacionales (Krebs, 1985). En los corales es muy importante, ya que de ella depende en gran parte su distribución, debido a que las zooxantelas que son algas simbiotas de los corales, las necesitan para llevar a cabo procesos fotosintéticos (Krebs, 1985, Smith y Smith, 2001, Begon *et al.*, 2006). La salinidad en el océano abierto no es muy variable, pero en la parte más cercana a la costa la dilución de agua marina por la dulce, en algunos casos, puede hacer disminuir la salinidad hasta niveles críticos (Krebs, 1985; Smith y Smith, 2001, Begon *et al.*, 2006).

Los diferentes factores que afectan la distribución y la abundancia de las especies de coral pueden llevar a que se presente dentro de las poblaciones un mayor número de colonias lo cual a futuro va a repercutir en la supervivencia y reproducción de la población (Meesters *et al.*, 2001). Es importante determinar cómo se encuentra la población en cuanto al tamaño de los individuos, ya que una colonia grande es por ende un individuo que lleva bastante tiempo dentro del ambiente, y al presentar un mayor tamaño tiene una mayor probabilidad de sobrevivir y reproducirse (Hughes, 1987). Si por el contrario, hay un mayor número de colonias

pequeñas, lo esperado sería que una especie que se fisiona o fragmenta, presente un alto porcentaje de mortalidad parcial, en el cual la mortalidad adulta se viera compensada con una alta tasa de reclutamiento (Babcock, 1991; Fong y Glynn, 2001; Meesters *et al.*, 2001). Por lo tanto la probabilidad de que estas colonias más pequeñas lleven en el medio menor tiempo de vida es mayor que si las colonias en su mayoría son de mayor tamaño, de este modo se esperaría que estas colonias fueran menos adaptadas a vivir en dicho ambiente y, como resultado, esto acarrearía una menor sobrevivencia, menor probabilidad de reproducción y una mayor probabilidad de presentar una mortalidad total y/o parcial (Babcock, 1991; Fong y Glynn, 2001; Meesters *et al.*, 2001).

En los organismos modulares es de especial interés y de mayor importancia el estudio de la estructura de tallas con respecto a la estructura de edades, ya que en este tipo de organismos se hace difícil diferenciar morfológicamente entre individuos nuevos e individuos de tallas pequeñas que vienen de un individuo viejo (Hughes, 1984; Smith y Smith, 2001). En cuanto al tamaño de la colonia, ésta es una característica clave de los corales ya que procesos de la historia de vida del coral como la reproducción y mortalidad están fuertemente relacionados con ella (Hughes, 1989; Hall y Hughes, 1996; Meesters *et al.*, 2001). La fecundidad y madurez sexual dependen del tamaño de la colonia (Hughes, 1989; Babcock, 1991; Soong, 1990; Hall y Hughes, 1996). La mortalidad en organismos modulares es dependiente de la talla (Hughes, 1989, Hall y Hughes, 1996; Bak y Meesters, 1998). Del mismo modo la morfología, fisiología, las relaciones tróficas y el nicho ecológico se ven afectados ya sea directa o indirectamente por la talla, y sin duda ésta siempre ha jugado un papel en la evolución de las especies (Soong, 1993), ya que de una distribución de tallas adecuada depende en gran parte el mantenimiento del stock de la especie

La estructura de tallas de la población está dada por la probabilidad de encontrar dentro de ésta un individuo de cualquier tamaño (Pomeroy *et al.*, 2004). Este atributo es muy importante ya que en los organismos modulares la probabilidad de persistir aumenta a medida que se da un aumento en la talla (Jackson *et al.*, 1985). La estructura de tallas en diferentes locaciones puede revelar consecuencias a largo plazo de pequeños cambios ambientales en los procesos históricos de la vida del organismo (Meesters *et al.*, 2001). Una población influenciada por

condiciones ambientales y sin ningún tipo de efecto antrópico, es probable que tenga el número necesario de reproductores para mantenerse en el tiempo (Pomeroy *et al.*, 2004). Si el tamaño de las colonias refleja procesos de crecimiento y mortalidad parcial, los cambios ambientales tienen que ser importantes (Bak y Meesters, 1999).

La mortalidad en los corales es causada por perturbaciones bióticas y abióticas, como huracanes, enfermedades, predación y otras interacciones interespecíficas, incluyendo interacciones con humanos (Meesters, 1994a). Por ser organismos modulares, los corales pueden sobrevivir a la mortalidad total y sufrir mortalidad parcial. Algunos pólipos y tejido que hacen parte de la colonia pueden morir, pero otros que siguen creciendo (Meesters, 1994). En corales masivos cuando la mortalidad parcial se da en colonias de menor tamaño, la regeneración puede recubrir el tejido muerto en pocos días (Bak y Meesters, 1998). Las zonas que sufren mortalidad parcial son rodeadas por el tejido vivo restante en la superficie de la colonia. Las lesiones pueden ser permanentes y colonizadas por organismos competidores (algas, esponjas) o pueden ser nuevamente cubiertas por tejido vivo mediante regeneración de tejido y esqueleto por parte de la colonia (Meesters *et al.*, 1994). La regeneración juega un papel importante en la sobrevivencia de la colonia.

1.2 GENERALIDADES DE LAS ESPECIES EN ESTUDIO

Ubicación taxonómica de las especies

REINO ANIMAL

Phylum Cnidaria

Clase Anthozoa Ehirnber, 1834

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Acroporidae verriil, 1902

Género *Acropora* Oken, 1815

Acropora cervicornis (Lamarck, 1816)

REINO ANIMAL

Phylum Cnidaria

Clase Anthozoa Ehirnber, 1834

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Acroporidae verriil, 1902

Género *Acropora* Oken, 1815

Acropora palmata (Lamarck, 1816)

REINO ANIMAL

Phylum Cnidaria

Clase Anthozoa Ehirnber, 1834

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Favidae Gregory, 1900

Género *Diploria* Milne-Edwards y Haime, 1848

Diploria labyrinthiformis (Linneaus, 1758)

Tasa de crecimiento anual.

Las especies de coral ramificadas como *A. cervicornis* y *A. palmata* suelen presentan mayores tasas de crecimiento anual que las especies masivas como *D. labyrinthiformis* (tabla 1)

Tabla 1. Tasa de crecimiento anual de las especies en estudio

Especie	Tasa de crecimiento anual cm	Fuente
<i>Acropora cervicornis</i>	6,6	Soong, 1990, 1993; Sanjuán, 1995
<i>Acropora palmata</i>	4,4	Soong, 1990, 1993; Sanjuán, 1995
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,1- 0,3	Hubbard y Scaturro, 1985; Charry, 1999; Alvarado <i>et al.</i> , 2004

Rango batimétrico. *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* se encuentran reportadas para el Caribe en rangos batimétricos menores a 60m de profundidad (Reyes y Santodomingo, 2002).

Distribución espacial. En el Caribe Colombiano incluyendo el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* presentan un patrón de distribución agregado (Díaz *et al.*, 1996).

Unidad ecológica. Es frecuente encontrar una combinación entre las especies de la unidad *Acropora cervicornis* (Acerv) y las de la unidad *Montastraea sp* (Mon), dando como resultado una mezcla de las dos unidades (Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2000). *Diploria labyrinthiformis* es común en tres tipos de hábitat, denominados, según las características dominantes en cada uno de ellos: en el hábitat de *Montastraea sp.* – esqueletos de *Acropora cervicornis*, en el hábitat esqueletos de *Acropora palmata* y en la región de corales mixtos dispersos (Charry, 1999; Díaz *et al.*, 2000). *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* se encuentran asociada a sitios de oleaje medio, sobre un sustrato de matriz calcárea y sedimentos pertenecientes a un relieve que puede ser plano u ondulado, con una inclinación entre suave y media (Díaz *et al.*, 2000).

Acropora cervicornis se encuentra dentro de la unidad ecológica *Acropora cervicornis* (Acerv). El arrecife coralino en esta zona se caracteriza por una cresta o zona superior y está dominada claramente por el coral cuerno de ciervo, *A. cervicornis*, acompañado de una gran variedad de especies como *Montastraea sp*, *Porites porites*, *Siderastrea siderea*, *Millepora complanata* y *Diploria sp*. Son frecuentes algunas algas como *Amphiroa fragilisima*, *Lobophora variegata* y *Dictyota sp*, además de céspedes de algas abundantes en los territorios del pez damisela *Stegastes planifrons*. Este tipo de arrecife se presenta en zonas de turbulencia moderada (Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2000).

Acropora palmata se encuentra dentro de la unidad ecológica *Acropora palmata- Diploria sp*. El arrecife coralino en esta zona se caracteriza por una cresta, a veces emergente, la cual está dominada por restos del coral cuerno de alce, *A. palmata*, entremezclándose con cabezas de *Diploria strigosa*, *D. labyrinthiformis* y/o *D. clivosa* y *Millepora complanata*. Estas formaciones se presentan en zonas de rompiente o de turbulencia moderada-alta, sobre escombros pertenecientes en su mayoría a *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, *Porites porites* y *Agaricia tenuifolia*, cubiertos por algas como *Dictyota sp*, y *Halimeda sp* (Díaz; *et al.*, 1996).

En el caso de los corales *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata*, Díaz; *et al*, 2000 propone que debido al deterioro y mortandad que han sufrido estas especies en las últimas décadas, principalmente por el blanqueamiento y la enfermedad de la banda blanca, han pasado a formar parte de la unidad ecológica Algas-escombros. En esta unidad se han agrupado numerosos hábitats cuyo componente principal en la actualidad lo constituyen las algas y que se presume en un pasado fueron ambientes con activo crecimiento coralino.

Diploria labyrinthiformis se encuentra presente en las unidades ecológicas *Acropora palmata*-*Diploria sp*, *Montastrea sp*. y corales mixtos. Es común verla sobre esqueletos de *A. cervicornis* y *A. palmata* (Charry, 1999). Normalmente está cercana a los géneros *Montastrea*, *Colpophyllia*, *Porites* y *Agaricia* (Díaz *et al.*, 2000). Estos arrecifes se encuentran en zonas de turbulencia baja-moderada (Díaz *et al.*, 1996).

Enfermedades que afectan a las especies *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis* y *Diploria labyrinthiformis*. La muerte masiva de *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata* registrada para el Caribe colombiano (Garzón-Ferreira *et al*, 2004; Solano *et al.*, 1993), se debe principalmente a las enfermedades. La enfermedad de la banda blanca (WBD) ha sido catalogada como exclusiva de las especies de Acropóridos estudiadas (Sutherland *et al.*, 2004). Esta enfermedad se caracteriza por la liberación rápida de tejido, dejando una banda de esqueleto desnudo de varios centímetros de ancho, cerca del tejido aparentemente sano (Bruckner *et al.*, 1997; Richardson *et al.*, 1998; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004; Precht *et al.*, 2004). Otra enfermedad que afecta a *A. cervicornis* y *A. palmata* es la Reacción de Cierre (shut-down reaction, SDR), la cual es común a corales expuestos a condiciones adversas. La colonia afectada por esta enfermedad presenta una desintegración repentina y completa del tejido coralino, comenzando desde los bordes hacia el centro de la colonial, hasta que éste queda totalmente desnudo. Al igual que la SDR, las anomalías esqueléticas (SKA) afectan a estas dos especies y se han observado en todos los arrecifes del mundo. Estas anomalías incluyen tumores y nódulos. Se presenta reducción del tejido coralino, incremento en la porosidad del esqueleto, pérdida de células que secretan mucus y nematocistos, pérdida de zooxantelas, pérdida, reducción o degeneración de las estructuras del pólipo y reducción en la fecundidad.(Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004).

La especie *Acropora palmata* se ve exclusivamente afectada por una enfermedad conocida como lunares blancos (White pox, WPD), la cual es causada por el patógeno *Serratia marcescens*. La enfermedad está asociada a aguas contaminadas y temperaturas elevadas. La enfermedad se caracteriza por la presencia de parches blancos irregulares, que se desarrollan por toda la superficie del coral, con un avance rápido. Otra enfermedad que afecta a *A. palmata*, pero que al contrario que WPD no es exclusiva para la especie, ya que también afecta a *Diploria labyrinthiformis* es la banda negra (BBD). Se encuentra asociada a elevación en la temperatura del agua, eutroficación, sedimentación y contaminación, causando una muerte rápida a la colonia. (Kuta y Rochardson, 1996; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004). Otra enfermedad que afecta a *Diploria labyrinthiformis* es la Plaga Blanca (WPL I y II). La WPL I caracterizada por ser una enfermedad que a medida que progresa en forma de una línea delgada se va perdiendo el tejido coralino dejando el esqueleto desnudo (Kuta y Rochardson, 1996; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2004).

1.3 MEDIDAS DE CONSERVACIÓN TOMADAS PARA PRESERVAR LAS ESPECIES DE CORAL

Para la conservación de las especies coralinas en el país se han tomado tres medidas. La primera consiste en la inclusión de las áreas coralinas en los Parques Nacionales Naturales Colombianos: Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, “Old Providence and McBean Lagoon” y el AMP la Reserva de Biósfera “Seaflower”. Sin embargo, la reglamentación que establece los parámetros de uso, manejo y conservación no es clara. La segunda medida consiste en la ejecución del proyecto “Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC), el cual busca contribuir con información que sirva para adoptar medidas de manejo en las áreas de Santa Marta, San Andrés, Islas del Rosario y San Bernardo, Urabá, Gorgona y Utría. La tercera medida hace referencia a la inclusión de todos los corales dentro de los listados del Apéndice II de CITES (Convention on International Trade Endangered Species of Wild Fauna and Flora). (Ardila *et al.*, 2002). La red CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity) también toma partido mediante la producción de información científica apta para el uso y administración de los recursos naturales (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003)

1.4 MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS PARA PRESERVAR LAS ESPECIES DE CORAL

Como medidas de conservación para preservar las especies coralinas en Colombia se ha propuesto en primera instancia dar a las autoridades ambientales de capacidad policiva para obligar al cumplimiento de las normas de extracción y comercialización contempladas en tratados como CITES. Además, mejorar la vigilancia de las áreas coralinas mediante el trabajo conjunto de las corporaciones regionales y la UAESPNN, ampliar los proyectos de señalización y demarcación de áreas coralinas y de los corredores para el tránsito de lanchas, promover la creación de senderos ecológicos subacuáticos a los cuales se restrinja el acceso de buzos y bañistas en ciertas áreas coralinas. Por último, y como propuesta que daría la línea base para saber cual es la forma correcta de actuar para ayudar a especies como los Acropóridos que actualmente se encuentran en un estado crítico y daría respuesta al rol que actualmente están jugando especies como *D. labyrinthiformis*, estaría el de fomentar programas de monitoreo e investigación con tendencias a reconocer el estado actual y realizar el seguimiento de las poblaciones de coral, especialmente las que se encuentran en riesgo, evaluar la incidencia e impacto de los principales agentes de deterioro coralino tanto naturales como antropogénicos, realizar investigación en la biología y repoblamiento natural y artificial de áreas degradadas y determinar la efectividad de las medidas de manejo tomadas, de tal manera que así se pueda establecer la efectividad de manejo de las AMP (Ardila *et al.*, 2002). El presente estudio es el primero en su género en la zona de estudio y pretende cumplir con la última propuesta dando el primer diagnóstico en cuanto a abundancia, estructura de tallas y mortalidad de las especies *A. cervicornis* y *A. palmata*, las cuales se encuentran en riesgo y de *D. labyrinthiformis* como especie focal indicadora.

2. ESTADO DEL ARTE

El estudio de la biología poblacional de organismos como los corales ha tomado fuerza en las últimas décadas. Anteriormente mucho de lo que se conocía acerca de la dinámica y los mecanismos de cambio en las poblaciones de corales era derivado de estudios realizados en comunidades en términos de porcentaje de cobertura por especies, número de colonias por especies y algunas veces tallas de las colonias (Bak y Meesters, 1999). Hoy en día, son muchos los estudios poblacionales realizados en diferentes especies de coral. Los estudios en ecología poblacional proveen importantes herramientas para el entendimiento de los procesos históricos, estructurales y de desarrollo de las poblaciones (Meesters *et al.*, 2001). Dentro de la biología de la población se hace importante el estudio de los grupos de organismos de la misma población cuyo flujo genético es muy pobre ya que están separados geográficamente o por otro factor (Bak y Meesters, 1999)

Para Meesters *et al.*, (2001) el estudio de la abundancia, distribución, estructura poblacional y el número de individuos por categoría, son herramientas que corroboran en su historia de vida, la sensibilidad de la especie. Tal como lo plantea Krebs (1985) el problema básico de la ecología radica en establecer las causas de la distribución y abundancia de las especies, teniendo en cuenta que los factores que ejercen presión sobre la distribución de una especie con frecuencia suelen afectar su abundancia. Si el número de individuos de una población es bajo y a esto se le agrega que tengan una distribución aleatoria, las probabilidades de fecundación disminuyen, presentándose un aumento en la endogamia (Meesters *et al.*, 2001). Para Connell (1997) si la abundancia de los corales se ha visto afectada por algún tensor ésta puede recuperarse, lo que no implica que si su recuperación se hace evidente también la población se esté recuperando en aspectos como la talla, las tasas de reproducción y de crecimiento. Loya *et al.*, (2001) plantea que el tamaño de las colonias se encuentra muy relacionado con procesos de asentamiento, crecimiento, supervivencia, reproducción y mortalidad, por lo cual las relaciones entre edad y tamaño son proporcionales en ciertas especies. Hughes (1984); Babcock (1991) y Meesters *et al.*, (2001) coinciden en indicar que para el estudio de este tipo de poblaciones es más importante la estructura de tallas que la estructura de edades, ya que las características propias de los organismos modulares no permiten diferenciar la edad de las colonias. Además Meesters *et al.*, (2001) y Ginsburg *et al.*, (2001) sugieren que la mayoría de las veces las poblaciones de corales se caracterizan por presentar individuos de tallas pequeñas con más frecuencia que

individuos de tallas grandes. Por lo anterior Meesters *et al.*, (2001) proponen que todas las distribuciones de tallas presentan un sesgo positivo reflejando la entrada de juveniles y la respectiva longevidad. Sin embargo, los acropóridos son una excepción a esta tendencia ya que al tener altas tasas de crecimiento es común observar un mayor número de colonias grandes (Bak y Meesters, 1999). Ginsburg *et al.*, (2001) atribuyen el bajo número de individuos con tallas grandes a efectos como enfermedades, bioerosión y grandes tormentas. Fong y Glynn (2001) añaden que la estructura de tallas no sólo se está viendo afectada por el fenómeno meteorológico “El Niño”, sino que también se ve influenciada por efectos de predación, competencia y tasa de reproducción de la especie. Hughes (1984) plantea que la talla está muy relacionada con las variaciones de fecundidad y mortalidad. Por ende, individuos de la misma edad pero de diferente talla tienen diferentes probabilidades de tener representación en las siguientes generaciones, además de presentar diferentes tipos de mortalidad. Esto fue corroborado por Meesters *et al.*, (1996) y Soong (1993) al describir colonias de menor tamaño con mortalidad total y colonias de mayor tamaño con mortalidad parcial. Con respecto a lo anterior, Bak y Meesters (1999) dicen que las colonias de grandes tallas se correlacionan con un alto número de módulos reproductivos y que las tasas de recolonización son importantes para mantener las poblaciones y minimizar el riesgo de una extinción local. Agregan que, las diferencias significativas en la distribución de tallas entre subpoblaciones están relacionadas con las características del área, existiendo así una mayor probabilidad de encontrar en áreas degradadas un mayor número de individuos grandes. Hughes (1987) explica que la susceptibilidad de las especies coralinas a la destrucción varía enormemente, dado que las especies ramificadas son más vulnerables ante fuertes eventos naturales que las especies incrustantes o masivas, lo que da un indicio de la mayor probabilidad de riesgo en el que se encuentran las especies ramificadas con respecto a las masivas e incrustantes.

Según la International Coral Reef Initiative (ICRI) por lo menos el 10% de los sistemas arrecifales del planeta están en deterioro y otro gran porcentaje se encuentra amenazado (Dight y Schrel, 1997). El calentamiento global, las severas tormentas tropicales, la sedimentación y turbidez, la sobrepesca, las enfermedades y la interacción antrópica son las responsables del deterioro y mortandad masiva que se ha venido presentando durante los últimos 20 años a nivel mundial en los corales y otros organismos arrecifales (Ardila *et al.*, 2002; Prech *et al.*,

2004). Ardila *et al.*, (2002), Garzón-Ferreira *et al.*, (2004), Prech *et al.*, (2004) coinciden en afirmar que las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* han disminuido notablemente en los últimos años en todos los arrecifes del Caribe por factores como el aumento en la temperatura del agua, la predación, enfermedades, huracanes, el turismo, la pesca con dinamita, la extracción directa del coral. Para Prech *et al.*, (2004) el factor que mayor influencia ha tenido en los declives de las poblaciones de estas especies es la enfermedad de la banda blanca (WBD), enfermedad que mata rápidamente al tejido coralino.

Solano *et al.*, (1993 y Díaz *et al.*, 2000), describen cómo han disminuido las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* en el PNNCRSB, hasta el punto de que en sitios en donde antes se observaban parches vivos correspondientes a las unidades ecológicas de estas especies, ahora sólo quedan escombros. Estas unidades han pasado a ser parte de la unidad ecológica Algsec. Garzón-Ferreira *et al.*, (2004) reportaron que las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) no han podido recuperarse después de 15 años de su mortandad masiva y, por el contrario, sugieren que su situación actual es dramática. *D. labyrinthiformis* es reportada como una especie dominante, presentando valores destacados de abundancia y densidades, poco efecto por competencia con algas y bioeradores, exhibiendo unos de los menores porcentajes de superficie muerta dentro de las especies abundantes (Paine, 1969; Zacharias y Roff, 2004; Caballero *et al.*, 2004). *D. labyrinthiformis* no se encuentra reportada en el libro rojo de invertebrados de Colombia, sin embargo, CITES clasifica a todos los corales como especies vulnerables.

Ante este panorama, Alvarado (2004) plantea como prioridad nacional la conservación y preservación de los ecosistemas de coral y sus especies. Además, recomienda que la forma más eficaz de llevar a cabo un plan de conservación es estimar si las poblaciones están creciendo, disminuyendo o permaneciendo estables. Adicionalmente, que si con el número de individuos, sus tallas y sus funciones vitales se puede asegurar la permanencia de la especie en el futuro, se deberían apoyar los estudios poblacionales con estrategias de gestión y conservación de especies amenazadas. La necesidad de conservación y preservación fundamenta la creación de las AMP las cuales como lo plantea Pomeroy *et al.*, (2004) fueron establecidas para una gran cantidad de propósitos, incluyendo aquellos que protegen las especies y los hábitats marinos, la

conservación de la biodiversidad, la restauración de los stocks de las pesquerías y el manejo de las actividades turísticas.

3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Conocer el estado actual de la abundancia, estructura de tallas, estado de salud y comunidad asociada a los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* en las diferentes estaciones muestreadas en los arrecifes del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, para determinar el estado actual.

4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Cuantificar la abundancia en cuanto a número y densidad de los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB.

Establecer la estructura de tallas de los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* en las estaciones muestreas en el PNNCRSB.

Determinar el estado de salud de las especies *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis*, mediante la estimación de porcentajes de tejido vivo, tejido muerto (mortalidad parcial y total) en las diferentes colonias, de acuerdo a la estructura de tallas de las colonias observadas en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB.

Caracterizar la comunidad asociada a la que se encuentran los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* con el fin de determinar la extensión de presencia de estas PNNCRSB.

5. HIPÓTESIS

* Se espera encontrar una mayor abundancia del coral *D. labyrinthiformis* que de los corales *A. cervicornis* y *A. palmata* en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB

* En cada estación muestreada, la distribución de tallas de las colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata* muestran un sesgo negativo, es decir, mayor número de colonias grandes con respecto al número de colonias pequeñas. Por el contrario, la distribución de tallas de las colonias de *D. labyrinthiformis* muestran un sesgo positivo, es decir, mayor número de colonias pequeñas con respecto al número de colonias grandes.

* En las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB, las colonias más grandes de *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* presentan un mayor porcentaje de mortalidad parcial que de mortalidad total, mientras que las colonias de menor tamaño presentan un mayor porcentaje de mortalidad total que de mortalidad parcial.

* Se espera que en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB, la comunidad asociada a los corales *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* se caracterice por presentar asociación entre el sustrato Coral-Muerto y el sustrato Roca-Alga. En el caso de la especie *D. labyrinthiformis* aunque lo normal no es encontrarla en zonas de escombros, para el caso particular de este trabajo sí se espera que sea así, ya que las colonias de esta especie se encuentran en los lugares donde anteriormente se encontraban colonias vivas de *A. cervicornis* y *A. palmata*, y donde hoy en día se encuentran los esqueletos de estos acropóridos.

6. METODOLOGÍA

6.1 ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se realizó en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Este parque fue el resultado de la unión del Archipiélago de San Bernardo (SB) al Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario (PNNCRS) mediante la resolución 1425 de diciembre de 1996 del Ministerio del Medio Ambiente. Dicha resolución modificó el nombre del parque a PNNCRSB y aumentó su área a 120.000ha. Como resultado el Archipiélago se encuentra protegido y es manejado bajo las normas y leyes que rigen el sistema de Parques Nacionales Naturales. Además es considerada la primera AMP de arrecifes de coral en Colombia (Díaz *et al.*, 2000).

El clima en esta zona conserva el patrón típico del Caribe colombiano. Se caracteriza por presentar dos épocas climáticas marcadas. Un período seco que va de diciembre a abril, en donde predominan los vientos Alisios del norte, y hay una influencia de zonas de baja presión. Esto de acuerdo al movimiento de masas de aire en las celdas de Walker, corresponde a que no se presenten precipitaciones. De mayo a noviembre es la época lluviosa, en la cual se ven disminuidos los vientos Alisios y se da la influencia por parte de la zona de convergencia intertropical (ZCIT), que está asociada a zonas de alta presión lo que hace que se presenten precipitaciones (Leble y Cuignon, 1987; Cedales *et al.*, 2002; Franco, 2005).

6.1.1 Islas del Rosario. Se encuentra ubicado al suroeste de la ciudad de Cartagena de Indias a una distancia de 45km. Este conjunto de Islas se ubica alrededor de la Isla Grande, la mayor de todas a $10^{\circ} 11' N$ y $75^{\circ} 48' W$, con un área total de $145,3\text{km}^2$ (figura 1). Hacia el este de la misma y frente a Baru se localiza Periquito, hacia el norte Isla del Tesoro, hacia el oeste la Isla de Rosario y hacia el sur la Isla Arena. Estas islas corresponden a antiguos arrecifes de barrera, que por ser estrechos fueron erosionados durante el Pleistoceno y totalmente copados por el mar. El área total que las formaciones coralinas corresponden a $67,6\text{km}^2$ (Prah y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000).

La temperatura promedio anual del agua es de 27,5°C y presenta una precipitación anual promedio de 1013.1mm (Sánchez, 1995). Los sedimentos son de variado tamaño y gran parte de los depósitos marinos son calcáreos de origen coralino, pero su proporción disminuye a medida que se avanza hacia el sur al aumentar la cantidad de los sedimentos de origen fluvial, debido al delta del canal del Dique, mientras en la franja costera hay más aportes de materia orgánica (Lable y Cuignon, 1987). Actualmente es posible observar formaciones coralinas en alto estado de degradación a la abertura del canal del Dique, el cual comunica al río Magdalena con las bahías de Cartagena y Barbacoas. Las formaciones coralinas vivas se encuentran bordeando el flanco NE de la península de Baru y formando varios bancos sobre altorrelieves de la plataforma continental a cierta distancia de la costa (Díaz *et al.*, 2000).

Las especies de los corales hemartípicos más frecuentes las especies más abundantes y que presentan un amplio rango batimétrico y una gran tolerancia ecológica. Las especies *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans* son especies abundantes desde los 2m y se encuentran en general rodeando depresiones y canales; hacia sotavento las colonias son grandes y acompañadas por otras especies. *Porites astreoides* es común encontrarlo sobre escombros de corales ramificados (especialmente *P. porites* y *A. cervicornis*) a manera de un colonizador secundario, adoptando las formas de crecimiento que le son propias a cada tipo de ambiente (masivas en ambientes protegidos, montículos aplanados en ambientes muy expuestos) (Cendales *et al.*, 2002). *Agaricia tenuifolia* y *P. porites* dominan zonas de media a baja energía, tendiendo a formar parches de grandes extensiones desde la superficie hasta los 18m de profundidad aproximadamente. Casi la totalidad de las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata* están muertas, en posición de vida y/o fragmentos como escombros. Las algas frondosas son las que mayor cobertura tienen sobre el andamiaje de arrecifes. Este tipo de alga es también de más amplia distribución, seguido por las algas crustáceas y por las esponjas (Cendales *et al.*, 2002).

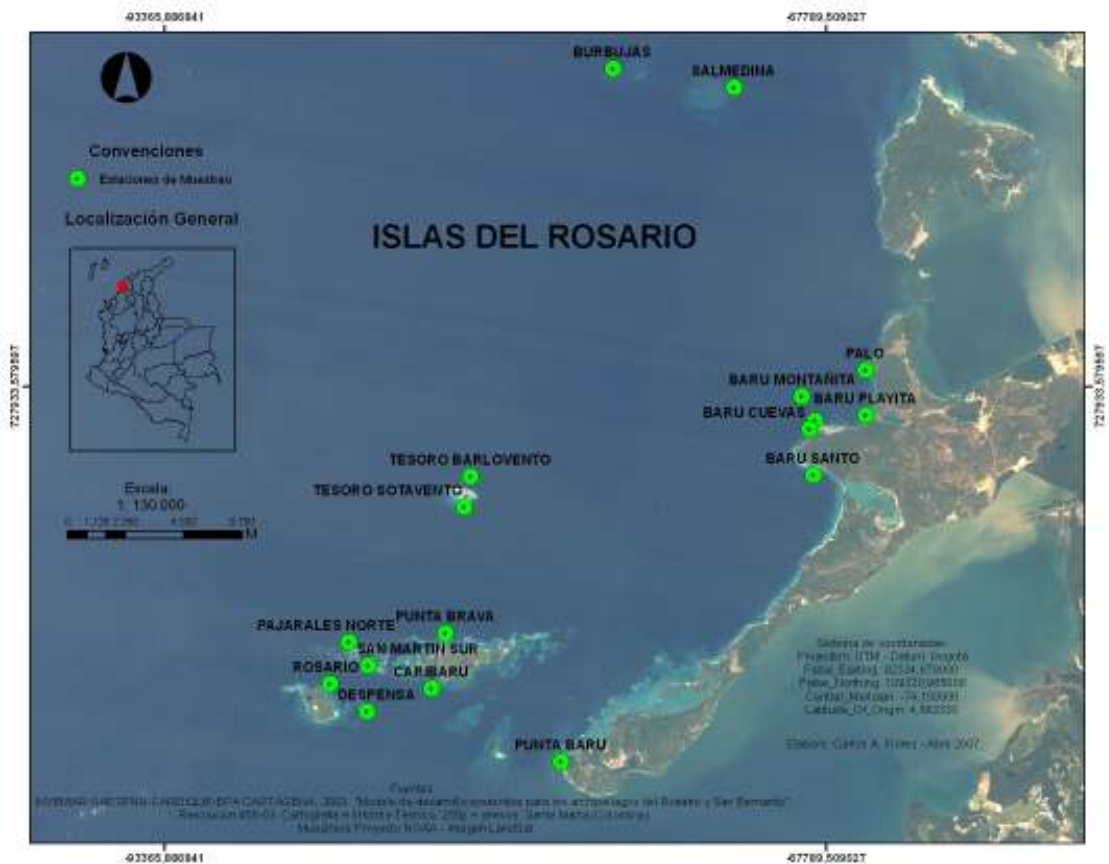


Figura 1. Mapa de Islas del Rosario con la ubicación de las estaciones muestreadas para evaluar el estado actual de las poblaciones de *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata* y *Diploria labyrinthiformis*.

6.1.2 San Bernardo. Se encuentra en hacia el sur del Caribe Colombiano, al noroccidente de la ciudad de Tolú, a una distancia de 30km. El archipiélago de San Bernardo (SB) está formado por nueve islas y un islote artificial, localizados hacia el extremo noreste del Golfo de Morrosquillo, frente a las costas del departamento de Sucre entre los $9^{\circ} 39' - 9^{\circ} 52' N$ y $75^{\circ} 40' - 75^{\circ} 57' W$ (figura 2). Las nueve islas que lo forman son: Cabruna, Panda, Caycén, Palma, Maravilla, Mangle, Múcura, Tintipán Pajarales y un islote artificial llamado Santa Cruz del Islote. Este último ha sido construido con rellenos de conchas de caracol pala (*Strombus* sp.) y restos de coral (Prahl. y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000). Las nueve islas más el Islote artificial ocupan una superficie de 450ha y están habitadas por cerca de un millar de personas que derivan sus sustento de la pesca artesanal y en menor medida del turismo. Se extiende desde el

margen continental hasta 15km de la costa ocupando un área de 413km² (López-Victoria y Díaz, 2000).

San Bernardo presenta una temperatura anual del 27°C y una precipitación promedio anual de 1000mm. La temperatura superficial del agua varía entre los 27 y los 29°C (López- Victoria y Díaz, 2000); hay una alta sedimentación (0,7cm² mg⁻¹ d⁻¹) y un enriquecimiento por nutrientes que afecta la mayoría de las formaciones arrecifales y favorece el establecimiento de algas foliosas (González *et al.*, 1999).

Todas estas islas corresponden a las porciones elevadas de un antiguo arrecife de barrera, cuya plataforma, actualmente erosionada y de unos 30km de extensión, se desarrolló sobre un lomo submarino que continúa en el continente con las elevaciones costeras de Tolú. Este arrecife emergente fue completamente erosionado, quedando expuestas algunas mesetas insulares de 3m de altura, como las de Múcura y Tintipán, que se caracterizan por andamios esqueléticos coralinos dominados por enrejados fósiles de *A. cervicornis* y *A. palmata* (Prhal. y Erhardt, 1985). Los bajos y formaciones coralinas que rodean SB tienen una extensión aproximada de 213,3km², constituyendo el sistema de bajos e islas más extenso sobre la plataforma continental colombiana (Díaz *et al.*, 2000). En SB se observan arrecifes franjeantes y parches coralinos de hasta 30m de profundidad y en la parte somera se encuentran extensas zonas dominadas por escombros de acropóridos lo que indica la gran abundancia de estos en épocas anteriores (Díaz *et al.*, 2000; López- Victoria y Díaz, 2000).

El promedio de cobertura relativa de coral vivo es de 46,2%. Las especie de coral más frecuente son *Porites astreoides*, creciendo por lo general en forma de costras sobre esqueletos viejos y escombros de otras especies, *P. porites* forma *furcata*, formando frecuentemente extensos parches monoespecíficos en zonas someras, *Colpophyllia natans*, *Siderastrea siderea* y *Montastraea annularis*. *M. annularis* junto con *M. faveolata* y *M. franksi* conforman una de las asociaciones más típicas en la mayoría de las formaciones coralinas entre los 4 y 21m de profundidad. Se destaca la baja cobertura viva de las especies del género *Acropora* (López-Victoria y Díaz, 2000).

Montañita, Baru Cuevas, Baru Playita, Baru Santo, Imelda, Palo Profundo, Palo Somero, hacia el occidente las estaciones Salmedina, Burbujas, en Isla Tesoro las estaciones Isla Tesoro Barlovento e Isla Tesoro Sotavento y hacia el sur las estaciones Caribaru, Pajarales Norte, Punta Brava, Punta Baru, Rosario, San Martín Sur y La Despensa. En San Bernardo, hacia la parte norte, se ubicaron las estaciones Mina Alta, La Batea, Palmito; un poco hacia el oriente se ubicó la estación Tiosolda; hacia el occidente se ubicaron las estaciones Mangle, El Jardín; hacia la parte suroriental se ubicaron las estaciones Punta Norte, Anita y hacia la parte suroccidental se ubicaron las estaciones Llantas Somero y Llantas Profundo (figura 1 y 2).

En un comienzo, la metodología propuesta para desarrollar en cada una de las estaciones, mediante el uso de equipo Scuba, y usando el método de fotocadrante de 1x1m, era ubicar un transecto de banda de 2m de ancho por 30m de largo. Sin embargo, al estar en la zona de muestreo se observó que el número de colonias de *A. cervicornis*, *A. palmata* y *D. labyrinthiformis* que se encontraban sobre los transectos era muy bajo y los datos recolectados no permitían realizar un análisis de estructura de tallas. En vista de que ya nos encontrábamos en el sitio de muestreo y ante la imposibilidad de realizar una nueva visita, se decidió modificar la metodología a la propuesta por Bohnsack y Bannerot (1986), la cual fue descrita para peces, pero que en nuestro caso se convirtió en la mejor solución en campo.

La metodología de Bohnsack y Bannerot (1986) o Censo Visual Estacionario, consiste originalmente en censar las especies vistas dentro de un cilindro imaginario de 7,5m de radio demarcado con una cadena para un área total de 176,715m². El círculo es dividido en cuatro cuadrantes y cada cuadrante se observa durante un minuto anotando las especies observadas, de forma similar se hace a lo largo de los cuatro cuadrantes. A diferencia de la técnica original, se trabajó con un radio de 10m medido con una cinta métrica, para un área total estimada de 314,16m². Teniendo como guía los 10m de radio, que fueron medidos desde el transecto que se tenía inicialmente en la metodología, se realizó un buceo en círculo alrededor de éste. Usando ésta metodología se obtuvo un área estimada ($A_{\text{circulo}} = \pi * (\text{radio})^2$) (Dolciani *et al.*, 1989) de cada una de las estaciones muestreadas, área con la cual se trabajaron los datos. El círculo se dividió en tres partes (A, B y A1; Fig. 3). El dato B corresponde a un área de 20m de largo por 2m de ancho (40m²), evaluados mediante el método de fotocadrante 1x1m. Los

datos A y A1 corresponden a un área de $137,08\text{m}^2$ (área alrededor del transecto), en donde las colonias fueron medidas con un metro de costura (diámetro mayor y diámetro menor). La profundidad a la cual se lanzó cada transecto dependió de la profundidad a la cual se encontraban las especies en la respectiva estación, esta profundidad en las diferentes estaciones varió entre los 3 y los 12m. Adicionalmente se anotó el tipo de sustrato, fauna y flora acompañantes más representativos de la estación.

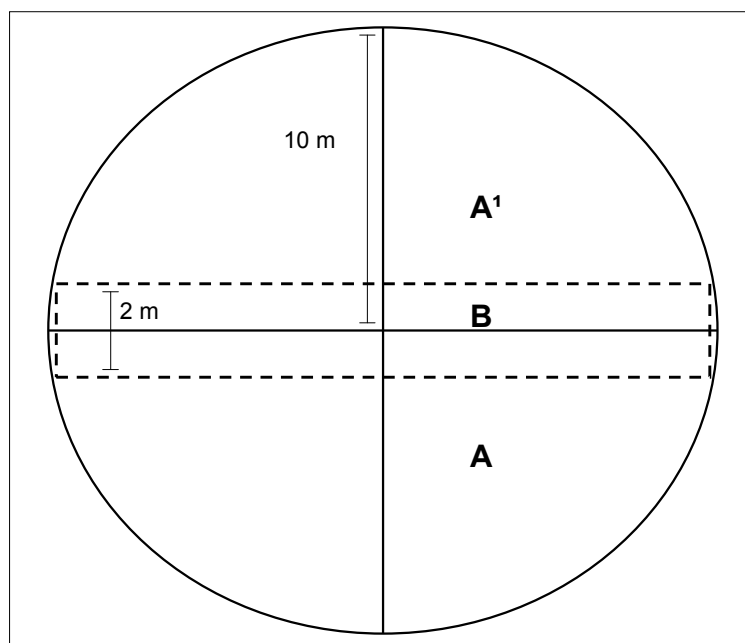


Figura 3. Círculo usado para hallar el área aproximada de muestreo de cada estación. B: área de 20m de largo por 2m de ancho (40m^2), evaluados mediante el método de fotocadrante 1x1m. A y A1: área de $137,08\text{m}^2$ (área alrededor del transecto), en donde las colonias fueron medidas con un metro de costura (diámetro mayor y diámetro menor).

6.3 FASE DE GABINETE

Las fotos obtenidas en campo fueron procesadas en el software Adobe Photoshop 7.0 igualando 1000 píxeles a 100cm, con el fin de tener todas las fotos en la misma resolución y tamaño para hacer confiables las diferentes medidas que se llevaron a cabo en el software

Imagen J (www.download.com/3001-2192_4-10712319.html?idl=n). Por medio del programa Image J se obtuvieron los datos de abundancia, estructura de tallas y área de tejido vivo y muerto.

Para el estudio de los corales se determinó una colonia como un organismo separado físicamente de otro que puede ser contado y que puede o no ser genéticamente diferente de otro de la misma población local (Jackson, 1985).

Abundancia

Para la abundancia en número se tomaron los datos como número total de individuos. La abundancia en densidad se midió por medio de la densidad absoluta que es la relación entre el número total de individuos sobre el área muestreada (Rabinovich, 1978)

$$\text{Densidad absoluta} = \# \text{ total de individuos} / \text{área muestreada (Krebs, 1985)}$$

Además se realizaron histogramas de frecuencia con el número de colonias de las diferentes estaciones con el programa Microsoft Office Excel 2003.

Estructura de Tallas

Manejo de los datos

Con el programa Image J se midió el tamaño superficial de la colonia en cm^2 . A los datos obtenidos, al hacer las mediciones con el metro de costura, se les cálculo el tamaño superficial de la colonia en cm^2 de acuerdo a la especie:

$$A. \textit{cervicornis} \text{ y } A. \textit{palmata}: \quad \text{Área superficial} = \pi (L/2) (W/2),$$

en donde L es el diámetro mayor de la colonia y W es el diámetro menor de la colonia (Loya *et al.*, 2001).

D. labyrinthiformis: $[(\text{Diámetro Mayor} + \text{Diámetro Menor}) / 2] / 2 = \text{Radio}$

$$\text{Área superficial} = 4 \pi R^2 / 2,$$

En donde R es el radio de la colonia (Dolciani *et al.*, 1989)

A los datos de área superficial se les realizó transformación logarítmica en base 10, ya que esta produce una mejor visión de la estructura poblacional de corales. Los datos transformados remueven la asimetría, dando como resultado distribuciones normales, lo que permite dar una respuesta más certera con respecto a las colonias de tallas pequeñas (Bak y Meesters, 1998; 1999). Posteriormente se realizaron histogramas de frecuencia de tallas con el programa Statistix. Adicionalmente y con el fin de poder observar de una forma más clara las diferentes estructuras de tallas que se presentaron en cada una de las estaciones, a estos histogramas de frecuencias se le modificaron los ejes, poniendo en el eje de las x las áreas superficiales en cm² con los valores 0, 10, 100, 1000, 10000 y 100000 y en el eje y el número de colonias de cada estación. El eje y no tiene una escala definida, sino que esta dada por el número de colonias encontradas en la estación. También se realizaron histogramas de frecuencia respecto a la clase de talla descrita en la mortalidad (talla mínima de reproducción). Adicionalmente se halló el sesgo y la curtosis ya que estos dan una idea de la tendencia de las colonias en cuanto a tamaño y distribución. Un sesgo positivo indica la dominancia de colonias pequeñas, mientras que un sesgo negativo indica la dominancia de colonias grandes. Una curtosis leptocurtica (>0) indica que la mayoría de las colonias se encuentran en tamaños cercanos a la media, mientras que una curtosis platicurtica (<0) indica que los tamaños coloniales difieren de la media (Meesters *et al.*, 2001). Además basados en el sesgo y la curtosis se realizó un análisis de clasificación MDS (Metric Multidimensional Scaling), el cual a partir de un análisis de similitud de Bray-Curtis ordena los datos según el valor o peso de las variables, por lo tanto trabaja con datos estandarizados (Ludwig y Reynolds, 1998), prueba incluida en el paquete estadístico PRIMER 5.

Descripción de los datos

Para la descripción de los datos se halló la medida de tendencia central, media aritmética y las medidas de dispersión (desviación estándar y error estándar).

Comparaciones

Se usó la prueba de Kolmogorov-Smirnov con todas las posibles combinaciones entre estaciones, para establecer si existen o no diferencias entre las distribuciones de la estructura de tallas (Meesters *et al.*, 2001). Todas las pruebas se encuentran en el paquete estadístico STATGRAPHICS plus 5.0.

Mortalidad (Estado de salud)

Se obtuvieron los porcentajes de mortalidad parcial y mortalidad total. Una parte de los porcentajes fueron calculados de acuerdo a los datos procesados en el software Image j de área total de la colonia, contra área de tejido vivo y muerto. La otra parte se obtuvo de las medidas hechas con metro de costura en las que se sacó el área de tejido vivo y muerto de cada colonia

Teniendo en cuenta la talla mínima de reproducción de las especies en estudio, la cual es importante para saber que parte de la población se encuentra reproductivamente activa y cual no, se agrupó los datos en diferentes clases de tallas y de acuerdo a estas se obtuvo el porcentaje de mortalidad de cada clase de talla. En el caso de *Acropora palmata* y *Diploria labyrinthiformis* la talla mínima de reproducción usada fue de 100cm² (Soong, 1990; Soong, 1993), conformándose cinco clases de talla (0-100, 100-300, 300-500, 500-800 y >800cm²). Para el caso de *Acropora cervicornis* la talla mínima de reproducción fue de 60cm² (Soong, 1990), conformándose tres clases de talla (0-60, 60-150 y >150cm²); con estos datos se realizaron histogramas de frecuencia. Posteriormente se realizaron tablas de contingencia para ver qué tan representativo es el porcentaje de mortalidad de cada estación y además corroborar si a mayor área superficial se estaba presentando un mayor porcentaje de mortalidad parcial (Miller *et al.*, 2000).

Comunidad Asociada.

Para la descripción del sustrato se sacaron porcentajes de cobertura por cada estación en cinco diferentes categorías, siendo estas: (sustrato arenoso (SA), roca alga (RA), coral vivo (CV),

coral muerto (CM) y otros (OT): incluyendo esponjas, corales blandos y algas frondosas (OT). Con estas categorías se realizó un análisis de componentes principales (PCA) ya que éste resume en pequeñas dimensiones la variabilidad de dispersión de un gran número de descriptores (Lebendre y Legender, 1998), arrojando como resultado una matriz de semejanzas que es un reducido sistema de coordenadas que provee la información acerca de las relaciones ecológicas que hay entre las variables (Ludwig y Reynolds, 1998). Para esta prueba se uso el paquete estadístico Multi-Variate Statistical Package (MVSP).

7. RESULTADOS

7.1 ABUNDANCIA Y DENSIDAD

7.1.1 *Acropora cervicornis*

En cada estación se muestreo un área aproximada de 314,16m². El coral *Acropora cervicornis* se encontró en 16 de las 28 estaciones. La estación que presentó un mayor número de colonias fue Barú Playita con un total de 17 colonias (figura 4). La densidad en esta estación fue de 0,014ind/m². En la estación Caribaru se encontraron un total de 16 colonias, la abundancia fue de 0,013ind/m². Las estaciones en las que se encontraron menos colonias fueron San Martín Sur, Pajarales Norte y Tiosolda con una colonia en cada estación. La densidad en estas dos estaciones fue 0,001ind/m² (tabla 2).

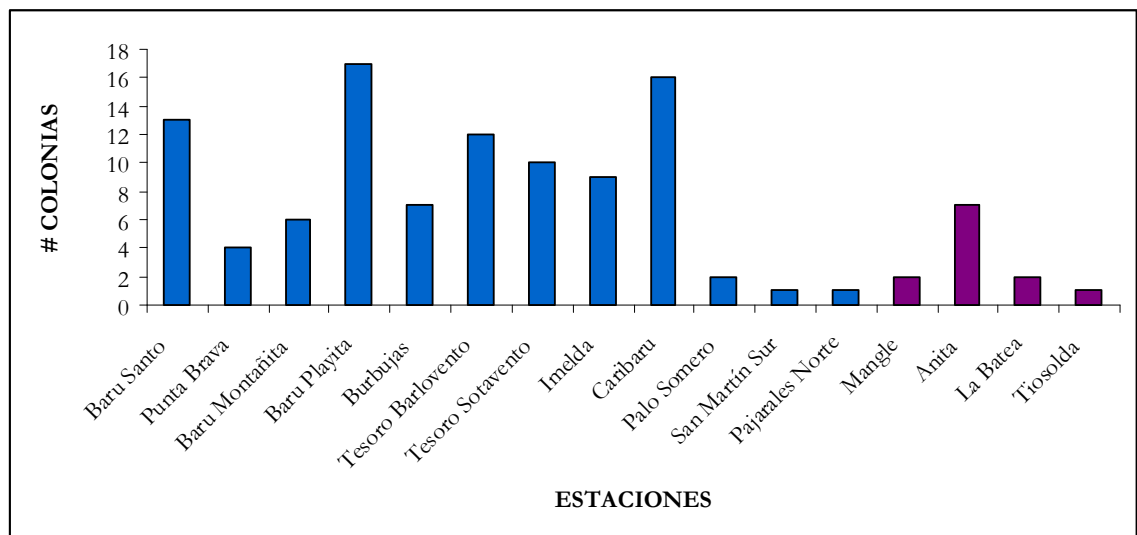


Figura 4. Abundancia en número de colonias de *Acropora cervicornis* en cada una de las estaciones del PNNCRSB en la cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m²). Azul: estaciones de IR. Morado: Estaciones SB.

Tabla 2. Densidad de la especie *Acropora cervicornis* en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB.

Estación	Abundancia	Densidad/m ²
ISLAS DEL ROSARIO		
Baru Santo	13	0,041
Punta Brava	4	0,013
Baru Montañita	6	0,019
Baru Playita	17	0,054
Burbujas	7	0,022
Tesoro Barlovento	12	0,038
Tesoro Sotavento	10	0,032
Imelda	9	0,029
Caribaru	16	0,051
Palo Somero	2	0,006
San Martín Sur	1	0,003
Pajarales Norte	1	0,003
SAN BERNARDO		
Mangle	2	0,006
Anita	7	0,022
La Batea	2	0,006
Tiosolda	1	0,003

7.1.2 *Acropora palmata*

En cada estación se muestreo un área aproximada de 314,16m². El coral *Acropora palmata* se encontró en 10 de las 28 estaciones. La estación que presentó el mayor número de colonias fue Palmito con un total de 45 colonias (figura 5). La densidad en esta estación fue de 0,036ind/m². En la estación Llantas Somero se encontró un total de 35 colonias, la densidad en esta estación fue 0,028ind/m². Las estaciones en donde se encontró un menor número de colonias fueron Punta Brava y Pajarales Norte con un total de 2 colonias en cada estación, la abundancia fue de 0,002ind/m² (tabla 3).

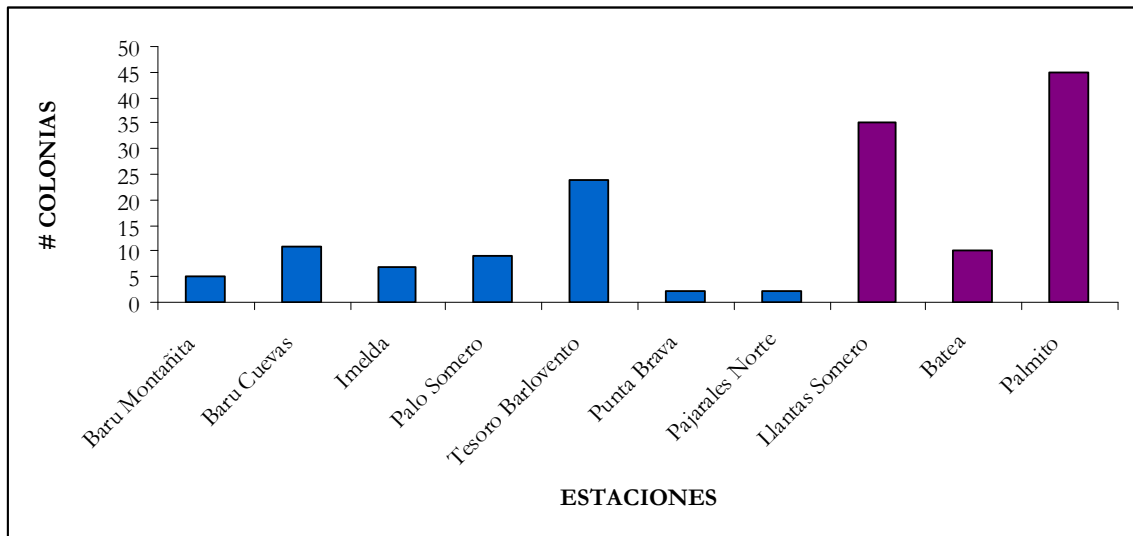


Figura 5. Abundancia en número de colonias de *Acropora palmata* en cada una de las estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m²). Azul: estaciones IR. Morado: estaciones SB.

Tabla 3. Densidad de la especie *Acropora palmata* en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB.

Estación	Abundancia	Densidad/m ²
ISLAS DEL ROSARIO		
Baru Montañita	5	0,016
Baru Cuevas	11	0,035
Imelda	7	0,022
Palo Somero	9	0,029
Tesoro Barlovento	24	0,076
Punta Brava	2	0,006
Pajarales Norte	2	0,006
SAN BERNARDO		
Llantas Somero	35	0,111
Batea	10	0,032
Palmito	45	0,143

7.1.3 *Diploria labyrinthiformis*

En cada estación se muestreo un área aproximada de 314,16m². El coral *Diploria labyrinthiformis* se encontró en 22 de las 28 estaciones. Las estaciones en las que se encontró un mayor número de colonias fueron Baru Santo y Mina Alta con un total de 27 colonias (figura 6). La densidad en estas estaciones fue de 0,021ind/m². En la estación Baru Cuevas se encontró un total de 25 colonias, la densidad en esta estación fue 0,020ind/m². En la estación El Jardín se encontró un

total de 17 colonias, la densidad en esta estación fue 0,014ind/m². La estación menos abundante fue Baru Playita con una colonia, la abundancia en esta estación fue de 0,001ind/m² (tabla 4).

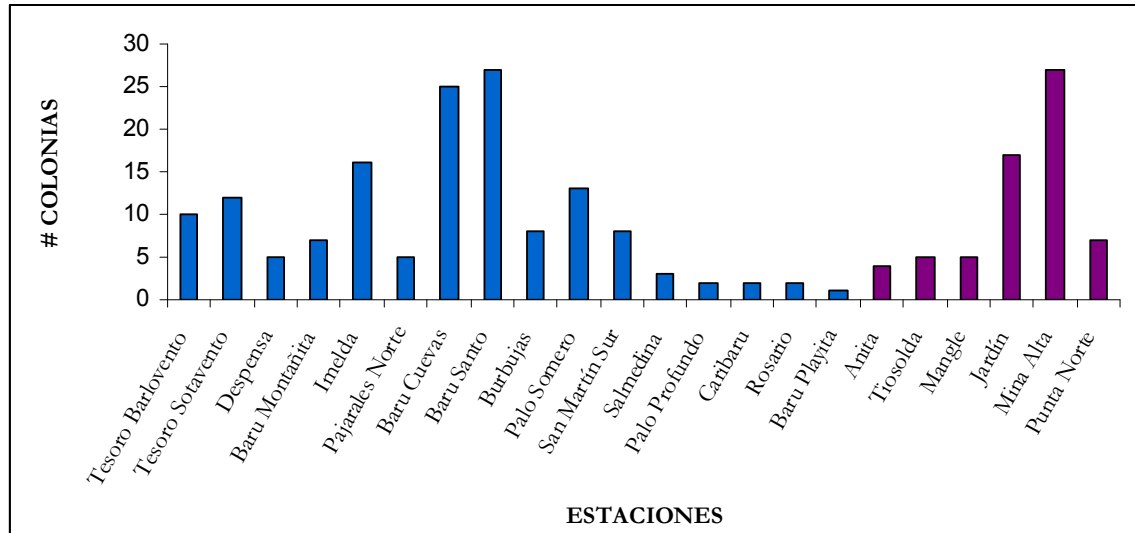


Figura 6. Abundancia en número de colonias de *Diploria labyrinthiformis* en cada una de las estaciones de el PNNCRSB las cuales se encontraron colonias de la especie (314,16m²). Azul: estaciones IR. Morado: estaciones SB.

Tabla 4. Densidad de la especie *Diploria labyrinthiformis* en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB

Estación	Abundancia	Densidad/m ²
ISLAS DEL ROSARIO		
Tesoro Barlovento	10	0,032
Tesoro Sotavento	12	0,038
Despensa	5	0,016
Baru Montañita	7	0,022
Imelda	16	0,051
Pajarales Norte	5	0,016
Baru Cuevas	25	0,080
Baru Santo	27	0,086
Burbujas	8	0,025
Palo Somero	13	0,041
San Martín Sur	8	0,025
Salmedina	3	0,010
Palo Profundo	2	0,006
Caribaru	2	0,006
Rosario	2	0,006
Baru Playita	1	0,003
SAN BERNARDO		
Anita	4	0,013
Tiosolda	5	0,016
Mangle	5	0,016
Jardín	17	0,054
Mina Alta	27	0,086
Punta Norte	7	0,022

7.2 ESTRUCTURA DE TALLAS

7.2.1 *Acropora cervicornis*

La especie fue encontrada en 16 de las 28 estaciones muestreadas. La estación en donde dominaron las colonias grandes en un amplio rango de tallas (sesgo y curtosis negativa) fue Barú Santo. En Punta Brava y Anita hubo dominancia de colonias grandes en un estrecho rango de tallas (sesgo negativo, curtosis positiva). La mayoría de las estaciones estuvieron representadas por colonias pequeñas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa). Las estaciones cuyas colonias presentaron este último comportamiento fueron Barú Montañita, Barú Playita, Burbujas, Tesoro Barlovento y Tesoro Sotavento. La dominancia de colonias pequeñas en un estrecho rango de tallas se presentó en las estaciones Imelda y Caribaru. La estación Barú Playita presentó mayor variación de los datos con respecto a la media ($4223,33 \pm 7091,75\text{cm}^2$). La colonia más grande se encontró en Tesoro Barlovento con un área superficial de $39251,8\text{cm}^2$, mientras que la más pequeña se encontró en Anita ($13,3\text{cm}^2$) (Fig. 7; tabla 5). Las estaciones Palo Somero, San Martín Sur, Pajarales Norte y Tiosolda no se incluyen en los histogramas de frecuencia por presentar un número de colonias bajo.

En cuanto se refiere a la talla mínima de reproducción, las estaciones Barú Montañita, Pajarales Norte, San Martín Sur, Punta Brava, Mangle y La Batea no presentaron colonias pequeñas, todas están por encima de la talla mínima de reproducción (60cm^2). La estación Palo Somero no tuvo ninguna colonia grande y por el contrario las dos colonias encontradas en esta estación están por debajo de la talla mínima de reproducción. Las estaciones Burbujas y Caribaru presentaron un alto rango de distribución, pero con la mayoría de sus representantes en los tamaños de $60\text{-}150\text{cm}^2$. Las estaciones que presentaron la distribución más amplia, con tamaños de colonias por debajo y por encima de la talla mínima de reproducción y con una mayor frecuencia de colonias grandes ($> 150\text{cm}^2$), fueron Barú Santo, Barú Playita, Tesoro Barlovento y Tesoro Sotavento (Figura 8).

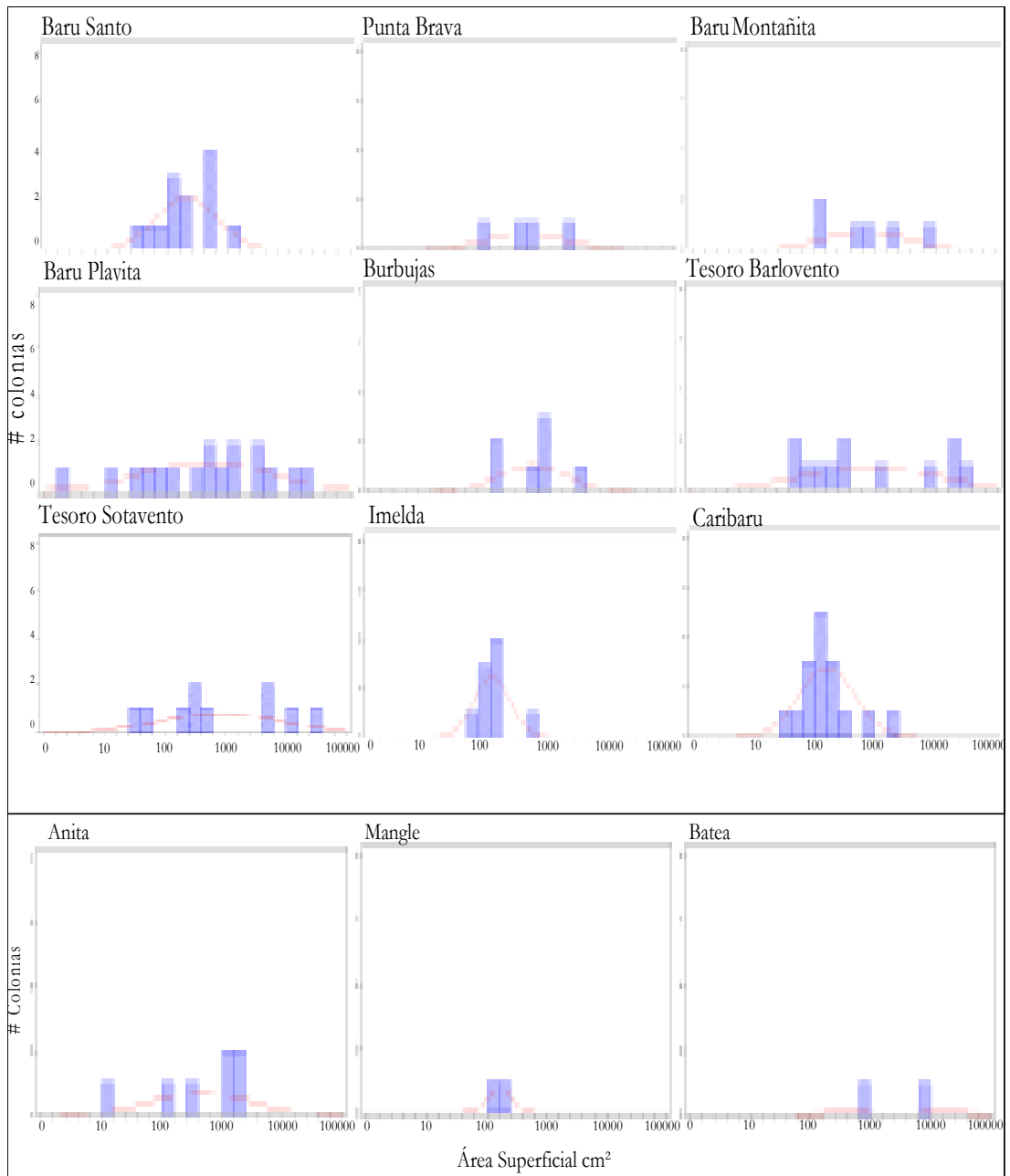


Figura 7. Estructura de tallas de las colonias de *Acropora cervicornis* en cada una de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB (314,16m²).

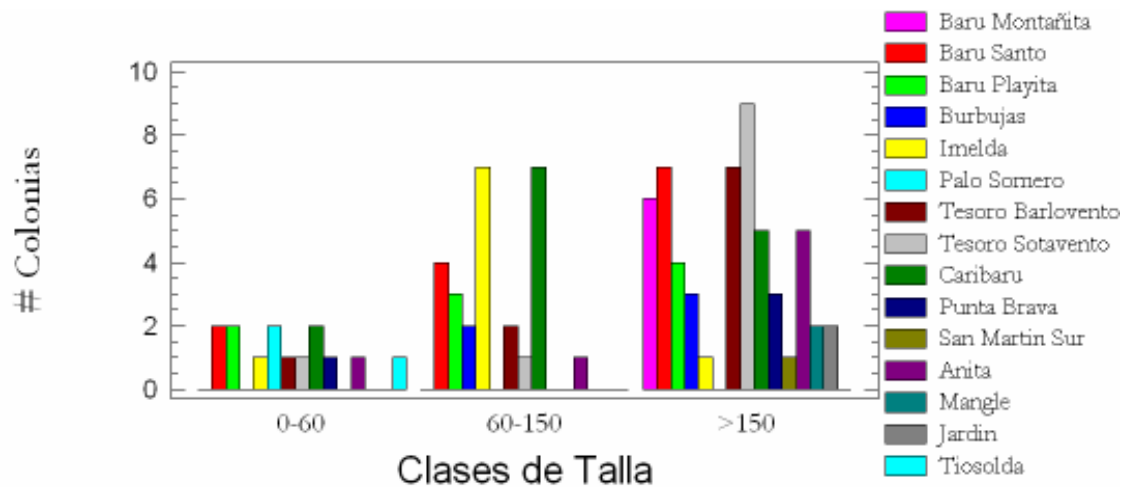


Figura 8. Frecuencia de tallas en las diferentes clases de tallas, según la talla mínima de reproducción (60cm²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de *Acropora cervicornis*.

De acuerdo al sesgo y curtosis (tabla 5) las estaciones se separaron en tres grupos. El primer grupo formado por las estaciones Punta Brava y Anita presentó colonias grandes en un estrecho rango de tallas (sesgo negativo, curtosis positiva); un segundo grupo formado por las estaciones Imelda y Caribaru donde dominaron las colonias pequeñas en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva). El tercer grupo formado por Baru Montañita, Baru Playita, Burbujas, Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento y Baru Santo se caracterizó por colonias pequeñas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa), exceptuando la estación Baru Santo en donde las colonias fueron grandes (figura 9).

Tabla 5. Estadísticos de cada una de las estaciones del PANNCRSB en las cuales se encontraron colonias de *Acropora cervicornis*. Los valores de sesgo, curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor del error estándar por tratarse de números de colonias diferentes.

Estación	n	Media	Desviación	Error	Máximo	Mínimo	Sesgo	Curtosis
			estándar	estándar				
Baru Santo	13	356,343	359,519	99,7127	1256,3	27,6	-0,21	-0,69
Punta Brava	4	664,814	683,159	341,579	1634,8	68,2	-0,54	0,39
Anita	7	1095,52	1014,55	383,46	2463	13,4	-1,31	0,52
Baru Montañita	6	1917,41	2813,6	1148,65	7360,7	106,7	0,32	-0,67
Baru Playita	17	4223,33	7091,75	1720	21859,2	15,7	0,53	-0,11
Burbujas	7	900,591	1326,45	501,351	3820,2	102,6	0,66	-0,13
Tesoro Barlovento	12	7951,82	13000,2	3752,82	39251,8	49,9	0,59	-1,14
Tesoro Sotavento	10	5465,07	9218,2	2915,05	28481,6	37,6	0,34	-0,95
Imelda	9	140,054	148,09	49,3634	529,8	44,5	2,09	2,85
Caribaru	16	304,986	493,814	123,454	1987,8	33,8	1,64	1,04
Palo Somero	2	42,689	9,33	6,6	49,3	36,1	*	*
La Batea	2	4547,46	5164,85	3652,1	8199,6	895,4	*	*
Mangle	2	176,715	83,3	58,9	235,6	117,8	*	*
San Martín Sur	1	*	*	*	1177,3	*	*	*
Pajarales Norte	1	*	*	*	509,7	*	*	*
Tiosolda	1	*	*	*	50,8	*	*	*



Figura 9. Análisis de clasificación (MDS) de la especie *Acropora cervicornis* en las estaciones del PANNCRSB de acuerdo al sesgo y la curtosis.

Se estableció que existen diferencias estadísticas significativas entre la distribución de la estación Imelda con las estaciones Baru Montañita, Baru Playita, Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento y Anita. Caribaru presentó diferencias con la estación Baru Playita. Baru Playita y

Baru Santo también mostraron diferencias en su distribución. Prueba Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$ (tabla 6).

Tabla 6. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar la distribución de tallas del coral *Acropora cervicornis* en las estaciones muestreas en el PNNCRSB. Los valores en rojo son los que muestran las diferencias estadísticamente significativas. BS: Baru Santo, PB: Punta Brava, BU: Burbujas, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, IM: Imelda, CA: Caribaru, PS: Palo Somero, MAN: Mangle, AN: Anita, BA: Batea.

	BS	PB	BM	BP	BU	TB	TS	IM	CA	PS	MAN	AN	BA
BS	*	0,46	0,46	0,03	0,62	0,22	0,32	0,05	0,71	0,16	0,85	0,21	0,1
PB		*	0,59	0,64	0,99	0,89	0,75	0,2	0,26	0,13	0,45	0,95	0,45
BM			*	0,95	0,99	0,76	0,95	0,04	0,15	0,09	0,53	0,86	0,53
BP				*	0,45	0,82	0,83	0,01	0,02	0,17	0,33	0,37	0,82
BU					*	0,7	0,54	0,08	0,28	0,08	0,69	0,93	0,69
TB						*	0,99	0,03	0,23	0,06	0,6	0,71	0,6
TS							*	0,02	0,07	0,13	0,39	0,54	0,58
IM								*	0,09	0,02	0,15	0,02	0,07
CA									*	0,08	0,96	0,13	0,13
PS										*	0,27	0,2	0,27
MAN											*	0,41	0,24
AN												*	0,05
BA													*

7.2.2 *Acropora palmata*

La especie se encontró en 10 de las 28 estaciones muestreadas. En cada una de las tres estaciones se presentó una tendencia diferente en cuanto al tamaño de las colonias y a su rango de distribución. Las colonias de Llantas Somero fueron de gran tamaño y con un amplio rango de distribución (sesgo y curtosis negativa). En Baru Montañita, Palo Somero y Tesoro Barlovento hubo dominancia de colonias grandes en un estrecho rango de tallas (sesgo negativo, curtosis positiva). Baru Cuevas y La Batea se caracterizaron por una dominancia de colonias pequeñas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa), mientras que las colonias de tamaño pequeño en un estrecho rango de tallas se encontraron en las estaciones Imelda y Palmito. La colonia de mayor tamaño se observó en Llantas Somero ($20364,6\text{cm}^2$), la media para la estación fue $2898,04 \pm 4417,45\text{cm}^2$. Mientras que la colonia más pequeña se encontró en la estación Palmito con un área superficial de $4,7\text{cm}^2$. Las estaciones Punta Brava y

Pajarales Norte no se incluyen en los histogramas de frecuencia por presentar un número de colonias bajo (Fig. 10; tabla 7).

En cuanto a la talla mínima de reproducción se refiere, solo en las estaciones Imelda, Tesoro Barlovento, Palmito y La Batea se encontraron colonias por debajo de ésta (100cm^2). Las estaciones Tesoro Barlovento, Llantas Somero, Palmito y La Batea presentaron colonias en todas las clases de talla. En la clase de talla $>800\text{cm}^2$ todas las estaciones presentaron colonias. (figura 11).

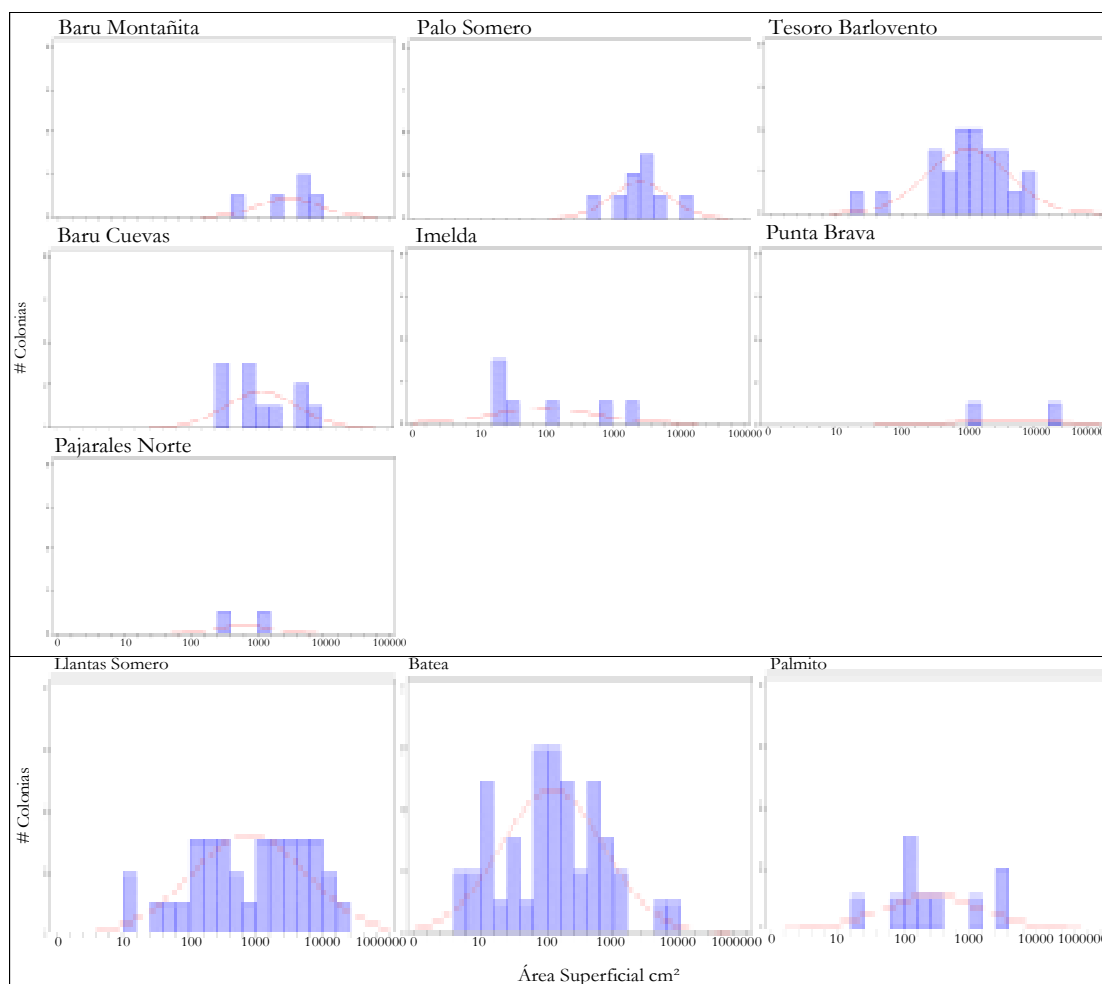


Figura 10. Estructura de tallas de las colonias de *Acropora palmata* en las estaciones muestreas en el PNNCRSB ($134,16\text{m}^2$), en donde se reportaron colonias de la especie.

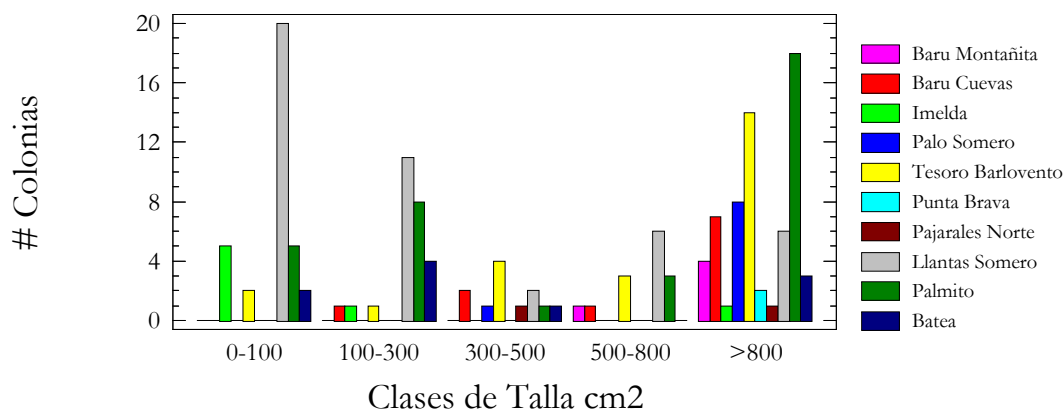


Figura 11. Frecuencia de tallas de las diferentes clases de tallas, según la talla mínima de reproducción (100m²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de *Acropora palmata*.

De acuerdo al sesgo y la curtosis (Fig. 12; Tabla 7), las estaciones se separaron en cuatro grupos. El grupo formado por las estaciones Baru Cuevas y La Batea presentó colonias pequeñas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa). El grupo formado por las estaciones Imelda y Palmito mostró una dominancia de colonias pequeñas en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva). En el grupo formado por las estaciones Baru Montañita, Palo Somero y Tesoro Barlovento se presentó una dominancia de colonias grandes en un estrecho rango de tallas (sesgo negativo, curtosis positiva). Finalmente, la estación Llantas Somero se separó de las demás estaciones formando un grupo que se caracterizó por colonias de gran tamaño distribuidas en un amplio rango de tallas.

Tabla 7. Estadísticos de cada una de las estaciones muestreas en el PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de *Acropora palmata*. Los valores de sesgo y curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor del error estándar por tratarse de números de colonias diferentes

Estación	n	Media	Desviación	Error	Máximo	Mínimo	Sesgo	Curtosis
			estándar	estándar				
Llantas Somero	35	2898,04	4417,45	746,68	20364,6	13,574	-0,83	-0,93
Baru Montañita	5	4056,78	2692,43	1204,09	7076,42	559,44	-1,21	0,54
Palo Somero	9	3843,9	4068,79	1356,26	13786,22	471,239	-0,007	0,3
Tesoro Barlovento	24	1888,32	2052,68	419,002	8043,71	17,046	-2,22	1,87
Baru Cuevas	11	2443,32	3074,01	926,849	10084,5	280,47	0,57	-0,72
Batea	10	965,49	1486,8	470,18	3984,32	21,99	0,61	-0,48
Imelda	7	346,733	790,433	298,756	2137,22	23,267	2,08	2,03
Palmito	45	495,925	1166,61	173,9	6454,06	4,71	1,98	2,04
Punta Brava	2	8891,6	10980,1	7764,685	16655,7	1127,49	*	*
Pajarales Norte	2	767,49	628,164	444,179	1211,68	323,321	*	*

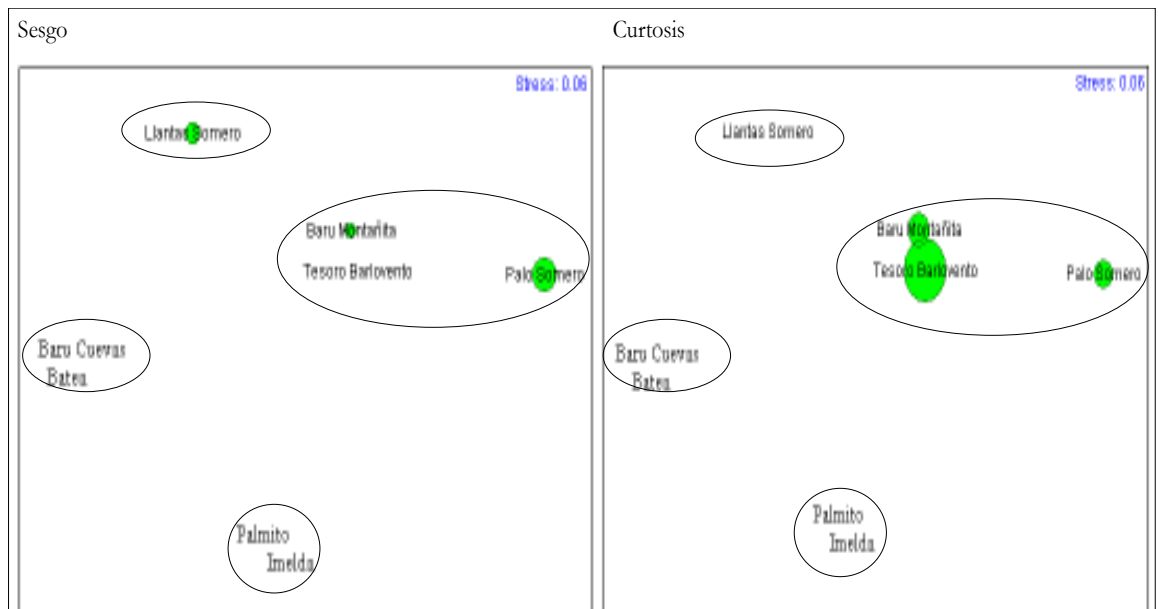


Figura 12. Análisis de clasificación (MDS) de las estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sesgo y la curtosis.

Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la distribución de la estación Imelda con todas las estaciones exceptuando la estación Punta Brava. La estación Palmito presentó diferencias con las estaciones Baru Montañita, Tesoro Barlovento, Palo Somero y Baru Cuevas. Pajarales Norte presentó diferencias con las estaciones Tesoro Barlovento, Palo Somero, Baru Cuevas y Llantas Somero. Prueba Kolmogorov- Smirnov, $p < 0,05$ (tabla 8).

Tabla 8. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar la estructura de tallas del coral *Acropora palmata* en el PNNCRSB. Los valores en rojo son los que muestran las diferentes estadísticamente significativas. BM: Baru Montañita, TB: Tesoro Barlovento, IM: Imelda, PS: Palo Somero, BC: Baru Cuevas, PB: Punta Brava, PAN: Pajarales Norte, LLS: Llantas Somero, BA: Batea, PAL: Palmito

	BM	TB	PS	BC	IM	PB	PAN	LLS	BA	PAL
BM	*	0,2	0,7	0,54	0,02	0,86	0,11	0,4	0,07	0,01
TB		*	0,15	0,94	0,005	0,27	0,04	0,29	0,03	0
PS			*	0,3	0,006	0,8	0,08	0,2	0,08	0
BC				*	0,003	0,5	0,06	0,38	0,04	0
IM					*	0,2	0,08	0,01	0,08	0,27
PB						*	0,08	0,76	0,39	0,08
PAN							*	0,87	0,58	0,32
LLS								*	0,27	0,002
BA									*	0,65
PAL										*

7.2.3 *Diploria labyrinthiformis*

La especie se encontró en 22 de las 18 estaciones muestreadas. Las estaciones Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento y La Despensa presentaron una dominancia de colonias grandes con un amplio rango de tallas (sesgo y curtosis negativa). Las colonias de gran tamaño pero distribuidas en un estrecho rango de tallas fueron característica de las estaciones Baru Montañita, Imelda, Pajarales Norte, Anita, Tiosolda y Mangle (sesgo negativo, curtosis positiva). En la mayoría de la estaciones la dominancia se vio hacia colonias pequeñas distribuidas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa), estas estaciones fueron Baru Cuevas, Baru Santo, Burbujas, Palo Somero, San Martín Sur, El Jardín, Mangle y Punta Norte. La colonia más grande se encontró en Mina Alta con 27162,6cm²; la media para esta estación fue 6074,35 ± 6367,8cm². La colonia más pequeña se encontró en Salmedina con 40,19cm², para esta estación la media fue 287,89 ± 283,32cm² (Fig. 13; tabla 9).

En cuanto a la talla mínima de reproducción se refiere, la mayoría de las colonias se encuentran por encima ésta (100cm²), solo las estaciones Baru Santo, Baru Montañita, Salmedina, Imelda, Palo Somero y Pajarales Norte presentaron colonias en la clase de tallas de 0-100cm². En la clase de talla >800 todas las estaciones presentaron colonias, exceptuando a la estación Salmedina. Se sacó Baru Playita y Palo Profundo del análisis porque la prueba no

acepta más de 20 variables. Las dos colonias de Palo Profundo están por debajo de la talla mínima de reproducción, mientras que la colonia de la estación Baru Playita se encuentra en la clase de talla 100-300cm² (figura 14).

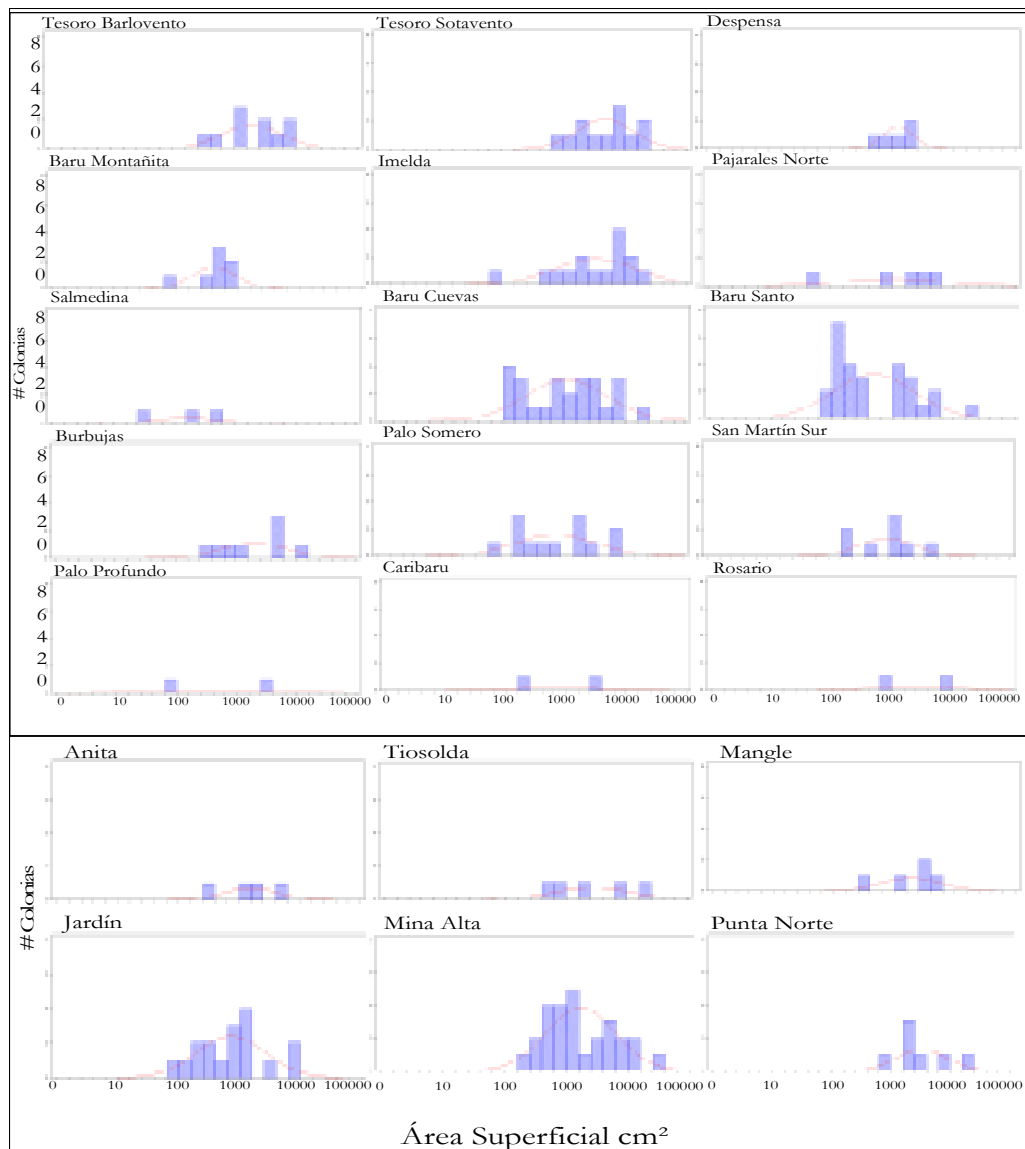


Figura 13. Estructura de tallas de las colonias de *Diploria labyrinthiformis* en el PNNCRSB, discriminadas en las diferentes estaciones en donde se reportaron colonias de la especie.

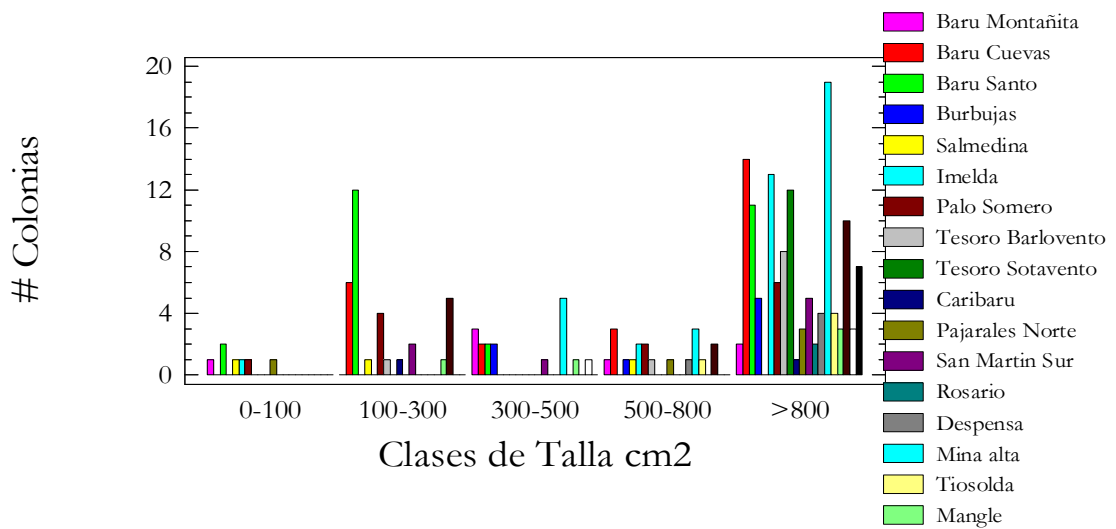


Figura 14. Frecuencia de tallas para las diferentes clases de tallas, según la talla mínima de reproducción (100cm²) de las diferentes estaciones del PNNCRSB en las cuales se encontraron colonias de *Diploria labyrinthiformis*.

De acuerdo a sesgo y a la curtosis (tabla 9) las estaciones se separaron en cuatro grupos. Un grupo lo formaron las estaciones Imelda, Pajarales Norte, Baru Montañita, Anita, Tiosolda y Mangle, este grupo se caracterizó por presentar colonias grandes en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva). Las estaciones Burbujas, Palo Somero, San Martín Sur, Baru Cuevas, Baru Santo, El Jardín, Mina Alta, Tesoro Sotavento y La Despensa formaron otro grupo que se caracterizó por colonias pequeñas distribuidas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa) exceptuando las estaciones Tesoro Sotavento y La Despensa que presentaron un sesgo negativo (colonias distribuidas en un amplio rango de tallas). La estación Tesoro Barlovento al igual que Tesoro Sotavento y La Despensa presentaron colonias grandes distribuidas en un amplio rango de tallas (sesgo negativo, curtosis negativa), pero los valores de sesgo y curtosis de la estación Tesoro Barlovento varían notablemente con respecto a los de las estaciones Tesoro Sotavento y La Despensa, por tal razón Tesoro Barlovento se separó como un grupo aparte. Un último grupo lo formó la estación Punta Norte, la cual presentó colonias pequeñas en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva; Fig. 15).

Tabla 9. Estadísticos para de una de las estaciones del PNNCRSB en las cuales de encontraron colonias de *Diploria labyrinthiformis*. Los valores de sesgo y curtosis corresponden a los datos con transformación logarítmica. Se incluye el valor se error estándar por tratarse de números de colonias diferentes.

Estación	n	Media	Desviación	Error	Coficiente	Máximo	Mínimo	Sesgo	curtosis
			estándar	estándar	variación				
Tesoro Barlove	10	3103,73	3106,07	982,224	100,075	9555,6	267,34	-0,26	-0,32
Tesoro Sotaven	12	7113,15	5974,26	1718,85	83,7	18391,8	971,51	-0,43	-0,95
Despensa	5	1279,3	710,545	355,272	55,54	2151,1	567,51	-0,1	-1
Baru Montañita	7	527,88	315,43	119,21	59,75	976,8	77,97	-1,59	1,59
Imelda	16	6074,35	6367,8	159,95	104,83	23188,5	76,96	-1,41	0,15
Pajarales Norte	5	1527,38	1083,58	484,591	70,94	2578,6	57,9	-1,62	1,39
Anita	4	2270,47	1930,1	965,04	85	4976,02	376,69	-0,65	0,53
Tiosolda	5	5567,53	6691,9	2992,71	120,19	16503,2	545,86	-0,96	0,56
Mangle	5	2777,78	2198,14	983,038	79,13	6147,1	318,86	-1,06	0,72
Jardín	17	1572,07	2212,61	536,63	140,74	7263,36	100,53	0,43	-0,56
Mina Alta	27	3875,46	5851,58	1126,14	150,99	27162,6	160,88	0,73	-0,61
Punta Norte	7	5406,79	6716,99	2538,78	124,23	20057,5	935,72	0,96	0,51
Baru Cuevas	25	3056,19	4698,68	939,735	153,74	20414,1	103,15	0,2	-0,92
Baru Santo	27	1716,65	3615,52	695,8	210,65	17984,1	80,97	1,57	-0,58
Burbujas	8	4023,27	4579,36	1548,34	108,85	12865,2	400,28	0,022	-1,14
Palo Somero	13	2094,45	2710	751,618	129,38	7696,9	73,57	0,11	-0,9
San Martín Sur	8	2151,21	2581,78	912,799	120,01	7539,2	197,7	0,07	-0,62
Salmedina	3	287,89	283,32	163,576	98,41	596,82	40,19	-0,57	*
Palo Profundo	2	1700,98	2310,66	1633,89	135,84	3334,86	67,09	*	*
Caribaru	2	3563,88	1367,91	967,26	38,38	4531,14	2596,62	*	*
Rosario	2	1472,28	815,025	576,31	55,35	2048,59	895,97	*	*
Baru Playita	1	*	*	*	*	*	*	*	*

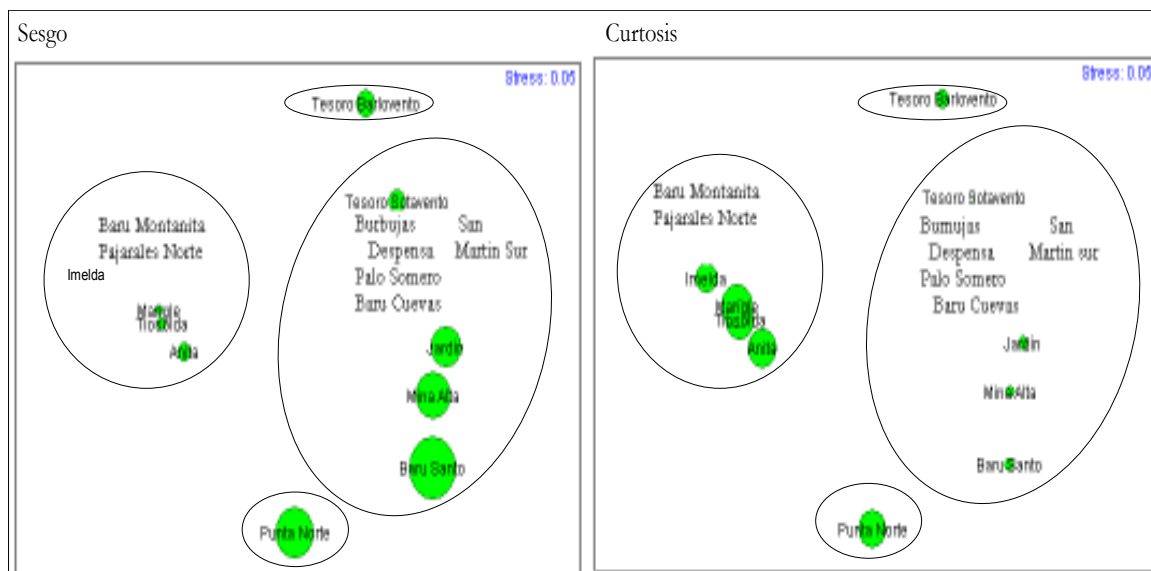


Figura 15. Análisis de clasificación (MDS) de las estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sesgo y la curtosis.

7.3 MORTALIDAD PARCIAL

7.3.1 *Acropora cervicornis*

En 10 de las 16 estaciones en las cuales se encontró la especie, se presentó mortalidad parcial en las colonias. En Imelda y Tesoro Sotavento la mortalidad parcial de las colonias se observó en todas las clases de tallas. Casi todas las estaciones con excepción Palo Somero presentaron colonias con mortalidad parcial en la clase de tallas $>150\text{cm}^2$ (tabla 11).

Tabla 11. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla las colonias de *Acropora cervicornis* encontradas en las diferentes estaciones muestreadas en el PNNCRSB. En la parte de debajo de la tabla se muestra el número de colonias encontradas en cada estación en cada una de las clases de tallas. BM: Baru Montañita, BS: Baru Santo, BU: Burbujas, IM: Imelda, PS: Palo Somero, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PB: Punta Brava, SMS: San Martín Sur, AN: Anita, MAN: Mangle, JA: El Jardín, TI: Tiosolda.

Porcentaje de Mortalidad Parcial en cada Clase de Tallas																
	0	BM	BS	BP	BU	IM	PS	TB	TS	CA	PB	SMS	AN	MAN	JA	TI
0-60	0	0	0	0	0	56,75	12,25	0	20,08	0	0	0	0	0	0	0
60-150	0	15,68	0	0	0	42,55	0	0	29,8	11,49	0	0	0	0	0	0
>150	0	3,31	0	0	2,75	11,74	0,00	1,80	4,38	2,37	45,77	10,57	0	37,17	0	0
Número de Colonias de cada estación en cada Clase de Tallas																
	0	BM	BS	BP	BU	IM	PS	TB	TS	CA	PB	SMS	AN	MAN	JA	TI
0-60	0	0	2	2	0	1	2	1	1	2	1	0	1	0	0	1
60-150	0	4	3	3	2	7	0	2	1	7	0	0	1	0	0	0
>150	6	7	4	4	3	1	0	7	9	5	3	1	5	2	2	0

El porcentaje de mortalidad parcial que más peso tiene es el de la clase de talla $0-60\text{cm}^2$ en la estación Imelda, estación que también tiene el porcentaje de mortalidad parcial más representativo en la clase de talla $60-150\text{cm}^2$. Para la clase de talla $>150\text{cm}^2$ el porcentaje de mortalidad parcial más representativo se encuentra en la estación Punta. Solamente en las estaciones Punta Brava, San Martín Sur y Mangle se observa un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de mayor tamaño (tabla 12).

Tabla 12. Tabla de contingencia de las estaciones del PNNCRSB en las cuales se presentó mortalidad parcial en las colonias de acuerdo a la clase de talla. BM: Baru Montañita, BS: Baru Santo, IM: Imelda, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PB: Punta Brava, SMS: San Martín Sur, MAN: Mangle,

	BM	BU	IM	PS	TB	TS	CA	PB	SMS	MAN	Total fila
0-60	0	0	18,45	3,88	0	6,47	0	0	0	0	28,8
60-150	5,18	0	13,92	0	0	9,71	3,56	0	0	0	32,36
>150	0,97	0,97	3,88	0	0,65	1,29	0,65	14,89	3,56	11,97	38,83
Total Columna	6,15	0,97	36,25	3,88	0	17,48	4,21	14,89	3,56	11,97	100

7.3.2 *Acropora palmata*

De las 28 estaciones muestreadas en Islas del Rosario la especie *Acropora palmata* se encontró en 10 estaciones, de las cuales solo en seis se encontraron colonias con mortalidad parcial. La estación La Batea fue la única en la que se encontraron colonias muertas por debajo de la talla mínima de reproducción (100cm²). Las colonias de las estaciones Imelda, Pajarales Norte y Palmito no presentaron porcentaje de mortalidad parcial (tabla 13).

Tabla 13. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla de todas las colonias de *Acropora palmata* encontradas en el PNNCRSB. En la parte de debajo de la tabla se muestra e número de colonias encontradas en cada estación en cada una de las clases de tallas TB: Tesoro Barlovento, BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, PB: Punta Brava, IM: Imelda, PS: Palo Somero, PAN: Pajarales Norte, PAL: Palmito, BA: Batea.

Porcentaje de Mortalidad Parcial en cada Clase de Tallas										
0	BM	BC	IM	PS	TB	PB	PAN	LLS	PAL	BA
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0-100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
100-300	0	0	0	0	0	0	0	16,66	0	100
300-500	0	6,6402	0	0	0	0	0	0	0	30,6
500-800	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5133	0	0
>800	0,22	0	0	0	0,404	6,45	0	26,17	0	100
Número de Colonias de cada estación en cada Clase de Tallas										
0	BM	BC	IM	PS	TB	PB	PAN	LLS	PAL	BA
0-100	0	0	5	0	2	0	0	20	5	2
100-300	0	1	1	0	1	0	0	11	8	4
300-500	0	2	0	1	4	0	1	2	1	1
500-800	1	1	0	0	3	0	0	6	3	0
>800	4	7	1	8	14	2	1	6	18	3

Los porcentajes de mortalidad parcial más representativos están en la estación La Batea. Solamente en las estaciones Tesoro Barlovento, Punta Brava y Llantas Somero se observa un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de mayor tamaño (tabla 14)

Tabla 14. Tabla de contingencia para las estaciones del PNNCRSB en las cuales se presentó mortalidad parcial en las colonias de *Acropora palmata* de acuerdo a la clase de talla. BM: Baru Montañita, BC: Baru Cuevas, IM: Imelda, PS: Palo Somero, TB: Tesoro Barlovento, PB: Punta Brava, PAN: Pajarales Norte, PAL: Palmito, BA: La Batea.

	BM	BC	IM	PS	TB	PB	PAN	LLS	PAL	BA	Total fila
0-100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25,7628	25,76
100-300	0	0	0	0	0	0	0	4,292	0	25,7628	30,05
300-500	0	1,7107	0	0	0	0	0	0	0	7,88341	9,59
500-800	0,128814	0	0	0	0	0	0	0,132	0	0	0,26
>800	0,056678	0	0	0	0,104	1,6617	0	6,742	0	25,7628	34,33
Total Columna	0,185492	1,7107	0	0	0,104	1,6617	0	11,17	0	85,1717	100,00

7.3.3 *Diploria labyrinthiformis*

De las 28 estaciones muestreadas en el PNNCRSB el coral *Diploria labyrinthiformis* se encontró en 22, de las cuales, solo en 15 se encontraron colonias con mortalidad parcial. En la clase de talla 100-300cm² el porcentaje de mortalidad parcial fue alto en las estaciones Baru Montañita y Burbujas. Baru Cuevas y Salmedina fueron las estaciones en las que se reportó el porcentaje de mortalidad más alto en la clase de talla 300-500cm², mientras que La Despensa reportó un alto porcentaje de mortalidad parcial en la clase de talla 500-800cm². Los porcentajes más altos de mortalidad parcial se encontraron en la clase de talla >800cm² en las estaciones Baru Playita y Tesoro Barlovento (tabla 15)

Tabla 15. Porcentaje de Mortalidad Parcial de las diferentes Clases de talla de todas las colonias de *Diploria labyrinthiformis* encontradas en las diferentes estaciones del PNNCRAB. En la parte de debajo de la tabla se muestra el número de colonias encontradas en cada estación en cada una de las clases de tallas BM: Barú Montañita, BC: Barú Cuevas, BS: Barú Santo, BP: Barú Playita, BU: Burbujas, SAL: Salmedina, IM: Imelda, PS: Palo Somero, PP: Palo Profundo, TB: Tesoro Barlovento, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, PAN; Pajarales Norte, SMS: San Martín Sur, RO: Rosario, DE: La Despensa, AN: Anita, TI: Tiosolda, MAN: Mangle, JA: El Jardín, MA: Mina Alta, PN: Punta Norte.

Porcentaje de Mortalidad Parcial en cada Clase de Tallas																						
	BM	BC	BS	BP	BU	SAL	IM	PS	PP	TB	TS	CA	PAN	SMS	RO	DE	AN	TI	MAN	JA	MA	PN
0-100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100-300	0	0,00	0	0	0	5,67	0	3,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
300-500	17,44	0,00	0	0	10,2	45,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
500-800	0,00	0,27	0,00	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,48	0	0	10,285	26,37	0	20,654
> 800	0,00	0,00	0	57,9	0,00	0	0	0,00	0,81	0	57,55	50	0	0	0	33,46	0	0	0	0	0	0
Número de Colonias de cada estación en cada Clase de Tallas																						
	BM	BC	BS	BP	BU	SAL	IM	PS	PP	TB	TS	CA	PAN	SMS	RO	DE	AN	TI	MAN	JA	MA	PN
0-100	1	0	2	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100-300	0	6	12	0	0	1	0	4	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	1	5	0	0
300-500	3	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	5	0
500-800	1	3	0	0	1	1	2	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	2	3	0
>800	2	14	11	1	5	0	13	6	0	8	12	1	3	5	2	4	3	4	3	10	19	7

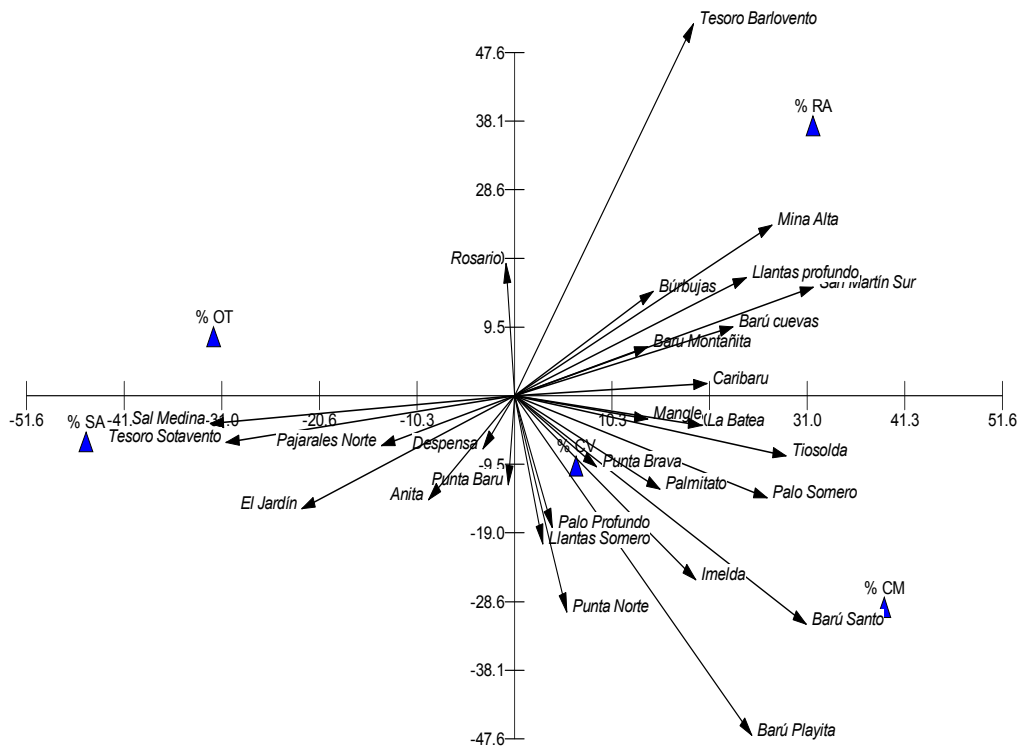
El porcentaje de mortalidad parcial que más peso tiene es el de la clase de talla >800cm² en las estaciones Barú Playita y Tesoro Sotavento, estaciones que solo presentaron porcentaje de mortalidad parcial en esta clase de talla. Solamente las estaciones Barú Playita, Palo Profundo, Tesoro Sotavento y Caribaru presentaron mayor porcentaje de mortalidad parcial a en las colonias más grandes (tabla 16).

Tabla 16. Tabla de contingencia para las estaciones del PNNCRSB se presentó mortalidad parcial en las colonias de *Diploria labyrinthiformis* de acuerdo a la clase de talla. BM: Barú Montañita, BC: Barú Cuevas, BS: Barú Santo, BP: Barú playita, SAL: Salmedina, BU: Burbujas, PS: Palo Somero, PP: Palo Profundo, TS: Tesoro Sotavento, CA: Caribaru, RO: Rosario, DE: Despensa, MAN: Mangle, JÁ: El Jardín, PN: Punta Norte.

	BM	BC	BS	BP	BU	SAL	PS	PP	TS	CA	RO	DE	MAN	JA	PN	Total fila
0-100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100-300	0	0,00	0	0	0	1,504	0,96	0	0	0	0	0	0	0	0	2,47
300-500	4,63	0,00	0	0	2,71	12,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19,39
500-800	0,00	0,07	0,00	0	0,00	0	0	0	0	0	0	9,942	2,728	6,995	5,479	25,21
> 800	0,00	0,00	0	15,4	0,00	0	0,00	0,215	15,3	13,26	0,00	8,88	0	0	0	52,98
Total columna	4,626	0,072	0	15,4	2,71	13,56	0,96	0,215	15,3	13,26	0	18,82	2,728	6,995	5,479	100,00

7.4 COMUNIDAD ASOCIADA

El sustrato predominante en Islas del Rosario fue Roca-Algas, en el cual se agruparon las estaciones Tesoro Barlovento, Mina Alta, San Martín Sur, Burbujas, Caribaru, Barú Cuevas, Barú Montañita, Llantas Profundo, Rosario, La Batea y Palmito. El siguiente sustrato dominante fue Coral Muerto en donde se agruparon las estaciones Barú Santo, Barú Playita, Palo Somero, Llantas Somero, Tiosolda, Palmito, Punta Norte y La Batea, mientras que las estaciones Tesoro Barlovento, Punta Brava y Mangle se agruparon bajo la categoría de Coral Vivo. El sustrato Arenoso fue dominante en las estaciones Salmedina, Tesoro Sotavento, el Jardín, Pajarales Norte, La Despensa, Anita, Punta Barú. El sustrato Otros no fue dominante en ninguna de las 28 estaciones (Fig. 16; Tabla 17).



Vector scalina: 106.16

Figura 16. Análisis de Componentes Principales (PCA) para las diferentes estaciones del PNNCRSB de acuerdo al sustrato dominante en cada una de ellas. SA: Sustrato Arenoso, RA: Roca-Alga, CV: Coral Vivo, CM: Coral Muerto, OT: Otros.

Tabla 17. Porcentajes de cada uno de los cinco sustratos en las diferentes estaciones del PNNCRSB. SA: Sustrato Arenoso, RA: Roca-Alga, CV: Coral Vivo, CM: Coral Muerto, OT: Otros.

	% SA	% RA	% CV	% CM	% OT
Baru Montañita	6,25	32,50	28,13	22,81	10,31
Barú cuevas	0,67	40,67	32,00	26,00	0,71
Barú Santo	0,00	17,27	12,27	68,18	0,45
Barú Playita	0,31	0,00	35,29	62,65	0,00
Búrbujas	11	40,67	21,33	21	6
Sal Medina	69,17	5,83	3,33	2,50	18,33
Imelda	1,67	11,11	42,22	41,11	3,89
Palo Somero	0,00	26,15	26,92	46,92	0,00
Palo Profundo	21,36	8,54	37,89	22,57	9,64
Tesoro Barlovento	13,33	73,33	6,67	6,67	0,00
Tesoro Sotavento	54,67	0,00	17,89	8,97	27,44
Punta Brava	5,45	14,65	37,98	24,65	15,64
Caribaru	9,76	35,98	17,54	35,43	0,87
San Martín Sur	0,43	53,23	4,32	42,56	0,00
Pajarales Norte	48,32	12,43	9,54	16,54	12,76
Rosario	37,65	39,54	5,42	12,43	4,87
Despensa	41,53	19,43	6,23	26,76	5,42
Punta Baru	38,98	17,43	4,35	33,56	6,01
Llantas Somero	31,43	11,43	20,00	34,29	2,86
Llantas profundo	0,00	46,87	27,53	24,78	0,79
Mina Alta	0,00	54,89	17,86	26,54	0,00
Tiosolda	0,84	32,99	15,43	49,86	0,00
Palmito	20,76	24,65	10,54	43,98	0,00
Mangle	10,54	26,22	38,65	23,45	0,83
El Jardín	53,79	0,00	19,76	10,78	15,67
Anita	40,35	8,24	20,45	20,45	10,23
Punta Norte	30,76	6,43	20,24	42,12	0,00
La Batea	14,01	32,78	10,76	41,67	0,00

8. DISCUSIÓN

El estado actual de los corales *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo en cuanto a los parámetros demográficos de abundancia, estructura de tallas y mortalidad parcial, permite asegurar que las especies de Acropóridos en estudio están en las categorías de riesgo de extinción local CR (peligro crítico- *A. cervicornis*), EN (en peligro- *A. palmata*) (Ardila *et al.*, 2002). El bajo número de individuos (<200), presencia en pocas localidades del Parque y reducción del tamaño poblacional (posiblemente por causas que aun están operando como la banda blanda y blanqueamiento frecuente) se consideran las causas del estado de conservación (Ardila *et al.*, 2002) y permiten proponerlas como especies focales vulnerables y (Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004). La especie *D. labyrinthiformis* no está catalogada dentro de ninguna de las categorías de riesgo de extinción local. Un mayor número de individuos, presencia en la mayoría de las localidades del Parque y un tamaño poblacional adecuado permiten proponerla como una especie focal indicadora (Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004).

ABUNDANCIA Y DENSIDAD

La abundancia de las especies focales *A. cervicornis* y *A. palmata* fue baja. El coral *A. cervicornis* se encontró en 16 de las 28 estaciones muestreadas, mientras que *A. palmata* solo se encontró en 10 de las 28 estaciones muestreadas en el PNNCRSB. Esta abundancia se ve reflejada en el bajo número de individuos y la baja densidad (menor a un individuo por m²). Los resultados reportados en este trabajo para estas dos especies coinciden con otros del Caribe (Jaap *et al.*, 1989; Sullivan *et al.*, 1994). Sin embargo Jordan-Dahlgren (1992) muestreando en zonas de *A. cervicornis* y *A. palmata* muerto en Méjico, reportó para *A. palmata* densidades de 8 ind/m², lo cual atribuye a regeneración y recolonización. La disminución de las especies de acropóridos, que en un pasado eran de las más abundantes, y su posible actual reemplazo por especies masivas, entre las cuales está *D. labyrinthiformis*, es un hecho que viene siendo reportado como cambios de dominancia por causas extrínsecas y no por competencia entre especies (Cendales *et al.*, 2002). Se ha llegado a predecir que en un futuro no muy lejano el Caribe presentará un

paisaje dominado por colonias de corales masivos con diferentes estrategias de crecimiento y reproducción, en asociación con algas frondosas, capaces de resistir perturbaciones (Cendales *et al.*, 2002). Los resultados de este trabajo surrieren el reemplazo de especies, lo que se podría considerar como una sucesión y concuerda con lo reportado por Jordan-Dahlgren (1992), quien encontró una dominancia de especies masivas en relativo buen estado de salud en zonas de *A. cervicornis* y *A. palmata* muerto.

Como se puede observar en este trabajo, y es bien conocido, en las últimas décadas a lo largo del Caribe los corales, especialmente los de acropóridos, han sufrido diferentes eventos de mortalidad que han dejado como consecuencia su considerable disminución a lo largo de estos arrecifes (Solano *et al.*, 1993, González *et al.*, 1999; Steiner, 1999; López y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Charry *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira, 2004; Precht *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira *et al.*, 2005). Actualmente las poblaciones de acropóridos pasan por un estado de vulnerabilidad y su alto riesgo de extinción local es evidente, especialmente por el fuerte impacto que ha tenido y tiene la enfermedad de la banda blanca sobre estas especies, situación que para el PNNCRSB.

Factores de tipo ambiental como el aumento en la temperatura del agua y de tipo demográfico como la recolonización (reproducción) y la regeneración (supervivencia), podrían estar afectando la abundancia de las especies de acropóridos. El aumento en la temperatura del agua produce blanqueamiento, principalmente en las colonias de acropóridos (Loya *et al.*, 2001). En cuanto a los factores demográficos algunos estudios indican que después de un evento catastrófico las colonias pueden recuperarse (Jordan-Dahlgren, 1992; Bak y Meesters 1995; Meesters *et al.*, 1996; Lirman 2000 Precht *et al.*, 2004). Esta recuperación puede darse por dos mecanismos: uno es la recolonización producto del reclutamiento de larvas, y el otro es la regeneración que es realizada por el tejido contiguo a la lesión (Jordan-Dahlgren, 1992). Con respecto al primero Rosesmyth (1984 en: Jordan-Dahlgren 1992) y Precht *et al.*, (2004) coinciden en afirmar que la recolonización de las especies de acropóridos después de un disturbio no tiene éxito. Por lo tanto, en el Caribe se podrían estar presentando bajos niveles de reclutamiento debido a la baja tasa de reproducción sexual. Dado los resultados de este trabajo, de un número poblacional bajo de acropóridos y la posible baja recolonización de las estas especies, que hoy en días son raras, se cree que estas pueden estar experimentado el

Efecto de Allee (Odum, 1972). En cuanto al segundo mecanismo, la tasa de regeneración después de una lesión por disturbios naturales es mayor a menor lesión inicial, menor tiempo y mejores condiciones ambientales. De esta manera se puede sugerir que colonias con lesiones pequeñas regeneran sus tejidos con facilidad, mientras que colonias con lesiones grandes no muestran un recubrimiento significativo del tejido muerto (Bak y Meesters 1995; Meesters *et al.*, 1996; Lirman 2000). Una mortalidad alta en tallas pequeñas implica pocos individuos reproductivos y una lesión grande indica una menor tasa de regeneración (Bak, 1983; Meesters y Bak 1995; Meesters *et al.*, 1996; Lirman, 2000). Desafortunadamente trabajos que evalúen la abundancia de los acropóridos en la zona de estudio no existen, por lo tanto, no hay datos contra los cuales comparar los resultados de este trabajo. Los estudios realizados para la determinación de especies arrecifales parten de que hay un número de colonias bajo y que desde los ochentas la cobertura de *Acropora* sp. en el Caribe empezó a desaparecer (Solano *et al.*, 1993; Ardila *et al.*, 2002; Garzon-ferreira *et al.*, 2004; Precht *et al.*, 2004).

D. labyrinthiformis fue relativamente abundante y se encontró en casi todas las estaciones (22 de las 28 estaciones muestreadas), contrario a lo encontrado para las especies de acropóridos. Las estaciones más abundante fueron Baru Santo y Mina Alta (27 colonias), en donde la densidad para la especie fue de 0,086 ind/m², resultados que coinciden con los de Jaap *et al.*, (1989), quienes reportan densidades entre 0,008 y 0,1ind/m² en sitios de *Acropora* sp. En zonas de *Acropora* sp. muerto con dominancia de algas y escombros, Sullivan *et al.*, (1994) reportan densidades de 0,12ind/m². Sin embargo, afirman que en algunas zonas de *Acropora* sp. muerto no encontraron colonias de *D. labyrinthiformis*, lo cual también se encontró en este estudio. Los resultados encontrados en este trabajo, para esta especie en cuanto a abundancia y densidad dejan ver que el sustrato Roca-Alga (algas escombros) parece ser favorable para la especie. Las estaciones Tesoro Barlovento, Mina Alta, Burbujas, San Martín Sur, Baru Cuevas, Baru Montañita, Caribaru, Rosario, en donde según el análisis de componentes principales, el sustrato Roca-Alga fue dominante, *D. labyrinthiformis* presentó abundancias desde 2 hasta 25 colonias, con densidades que variaron desde los 0,0006 hasta los 0,080ind/m². Basado en estos datos se sugiere que la especie *D. labyrinthiformis* viene aumentando su presencia en zonas de *Acropora* sp. muerto, por lo tanto la probabilidad de encontrarla puede ser alta y puede estar empezando a hacer parte de este tipo de andamiaje arrecifal (Lirman, 2001; Szmant, 2001).

Las causas que podrían estar operando en el aumento de corales masivos como *D. labyrinthiformis* en sitios donde antiguamente dominaban las especies del género *Acropora* sp., podrían ser la disminución de las poblaciones de *A. cervicornis* y *A. palmata*, la recolonización (reproducción) y la resistencia a cambios en la temperatura. La disminución de corales como *A. cervicornis* y *A. palmata*, va dejando un sustrato y un ambiente apropiado para el desarrollo de cabezas de coral masivo. Shinn (1975) observó que en poco tiempo (aproximadamente 3 años) las colonias de corales ramificados cubrían y asfixiaban a cabezas de corales masivos debido a que su presencia implicaba una disminución en la cantidad de luz solar que podía usar el coral masivo y además reducía la circulación de agua. Especies como *D. labyrinthiformis* muestran una colonización exitosa en zonas de disturbio (Chiapone y Sullivan, 1996). Se ha demostrado que tienen mayores posibilidades de asentamiento de la plánula, debido a que la relación entre juveniles y adultos es alta, por que a mayor talla mayor cantidad de módulos reproductivos y por lo tanto mayor probabilidad de reclutas (Chiapone y Sullivan, 1996). Por último está el aumento en la temperatura del agua, cambio al que *D. labyrinthiformis* es más resistente (Loya *et al.*, 2001). Se ha demostrado que el daño causado por el aumento en la temperatura superficial del agua es bajo, debido a la presencia de un tejido coralino de mayor espesor, por lo tanto tienen mayor posibilidad de sobrevivir debido a la capacidad foto-protectora de dicho tejido (Loya *et al.*, 2001).

ESTRUCTURA DE TALLAS Y MORTALIDAD

La literatura muestra que las especies de acropóridos en sitios en buen estado deben ser abundantes, con una distribución de tallas con tendencia hacia colonias grandes, distribuidas en un amplio rango de tallas y con un porcentaje de mortalidad parcial bajo (Solano *et al.*, 1993, González *et al.*, 1999; Steiner, 1999; López y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002; Charry *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira, 2004; Precht *et al.*, 2004; Garzón-Ferreira *et al.*, 2005). En este estudio, en la mayoría de las estaciones se encontró un número de colonias bajo, una estructura de tallas distribuida en un estrecho rango, y un alto porcentaje de mortalidad parcial alto en colonias de tallas pequeñas. Lo anterior está indicando que los corales *A. cervicornis* y *A. palmata* en las estaciones muestreadas en el PNNCRSB no se encuentran en buen estado de salud.

A. cervicornis en las estaciones Baru Montañita, Baru Playita, Burbujas, Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento presentó una dominancia de colonias pequeñas distribuidas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa), mientras que en las estaciones Imelda y Caribaru presentó una dominancia de colonias pequeñas distribuidas en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva). La estructura de tallas de *A. cervicornis* en estas estaciones coincide con los resultados encontrados en las Bahamas por Sullivan *et al.*, (1994), quien reportó una mayor dominancia de colonias de *A. cervicornis* de menor tamaño. En el caso de *A. palmata* las colonias con tendencia a tamaños pequeños distribuidas en un amplio rango de tallas (sesgo positivo, curtosis negativa) se encontraron en las estaciones Baru Cuevas y La Batea, mientras que en las estaciones Imelda y Palmito se presentaron colonias con tendencia a menor tamaño pero distribuidas en un estrecho rango de tallas (sesgo positivo, curtosis positiva). Este resultado coincide con los reportados por otros autores en diferentes localidades del Caribe e.g en Colombia (San Andrés) y en Méjico, los cuales registran mayor frecuencia de colonias de menor tamaño para la especie *A. palmata* (Garcia *et al.*, 1995; Jordan-Dahlgren, 1992). Como es bien conocido las especies del genero *Acropora* sp. son sensibles a cambios ambientales, requieren aguas claras, un sustrato estable, temperaturas moderadas y presentan poca resistencia a cambios extremos (Jaap *et al.*, 1989). La baja densidad poblacional, una alta mortalidad en colonias de mayor tamaño, una baja tasa de regeneración, cambios en el sustrato, cambios en la turbidez, la aparición de enfermedades y otros factores (Rosesmyth, 1984 En: Jordan-Dahlgren, 1992; Solano *et al.*, 1993; Lirman, 2000; Ardila *et al.*, 2002; Caballero *et al.*, 2004; Precht *et al.*, 2004), podrían estar causando una disminución en las tallas de las colonias de los acropóridos en las estaciones en donde *A. cervicornis* y *A. palmata* presentaron dominancia de colonias pequeñas. Caso contrario a lo que podría estar presentándose en las estaciones en las que las colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata* presentaron una dominancia de colonias de mayor tamaño. En el caso de *A. cervicornis* las estaciones Baru Santo, Punta Brava y Anita; y en el caso de *A. palmata* las estaciones Llantas Somero, Baru Montañita, Palo Somero y Tesoro Sotavento, mostraron una dominancia hacia colonias de mayor tamaño. En estas estaciones, además de los factores mencionados anteriormente, podrían estarse presentando una alta tasa de crecimiento colonial (Bak y Meesters, 1999).

La mortalidad de las colonias de las especies en estudio se evidenció como mortalidad parcial. Muy pocas colonias presentaron un 100% de tejido muerto (mortalidad total). No se encontró una relación directamente proporcional entre el área superficial y el porcentaje de mortalidad parcial. Para la especie *A. cervicornis* en la mayoría de las estaciones se presentó un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de menor tamaño, solamente las estaciones Punta Brava, San Martín Sur y Mangle presentaron un mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de mayor tamaño. Para la especie focal *A. palmata* casi todas las estaciones mostraron mayor mortalidad en las colonias de mayor tamaño. Solamente la estación La Batea presentó porcentajes de mortalidad altos (mortalidad total: 100%) en colonias por debajo de la talla mínima de reproducción (100cm²). Sin embargo, es importante recalcar que al realizar el muestreo del cual se obtuvieron los resultados del presente trabajo, cada colonia se tomó como un organismo separado físicamente de otro que puede ser contado y que puede o no ser genéticamente diferente de otro de la misma población local (Jackson, 1985). Es decir, que una colonia se tomó como uno o varios fragmentos de tejido vivo separados físicamente y que podían estar sobre el mismo esqueleto en posición de vida. Esta forma de medir la colonia puede ser la causa por la cual se presentaron porcentajes de mortalidad bajos y no se encontró una relación entre la talla colonial y el porcentaje de mortalidad parcial.

La distribución de frecuencia de tallas de la especie *D. labyrinthiformis* en la mayoría de las estaciones mostró una dominancia hacia colonias de menor tamaño, lo cual es lo esperado para este tipo de especies de coral ya que refleja la entrada de juveniles y evidencia zonas en las que corales masivos se encuentran en buen estado y presentan una distribución de tallas apropiada (Meesters *et al.*, 2001). Estos resultados coinciden con lo reportado por Pizarro (2002) en la Isla de San Andrés. Esto puede estar evidenciando que *D. labyrinthiformis*, junto con otras especies masivas como *Siderastrea siderea* están encontrando, en las zonas donde anteriormente dominaba *Acropora* sp. un ambiente apto para su desarrollo, y están pasando a ser especies comunes dentro de este tipo de andamiaje arrecifal. Sin embargo, y debido al mencionado mal estado de salud arrecifal del Caribe en general, estos ambientes también ejercen presión sobre estas especies, de aquí el hecho que no todas las estaciones presenten las mismas características, y más aun que no en todas las estaciones se encontrara la especie.

La presencia de un mayor número de colonias grandes de *D. labyrinthiformis* en estaciones como Baru Montañita, Imelda, Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento, Pajarales Norte, Anita, Tiosolda y Mangle, podría estar indicando una eficiencia en la tasa de crecimiento, una baja recolonización (Lewis, 1974; Meesters *et al.*, 1992; Guzmán *et al.*, 1994 y Miller *et al.*, 2000) o una mayor mortalidad en colonias de menor tamaño (Meesters *et al.*, 2001). Mientras que en estaciones como Baru Cuevas, Baru Santo, Burbujas, Palo Somero, San Martín Sur, El Jardín, Mangle y Punta Norte, donde la tendencia se vio hacia colonias de menor tamaño se podría estar presentando una mayor mortalidad en colonias de grandes tamaños y un incremento en los procesos de fisión para contrarrestar la mortalidad parcial (Lewis, 1974; Meesters *et al.*, 1992; Guzmán *et al.*, 1994 y Miller *et al.*, 2000). Sin embargo, si hay fisión, este proceso no se puede evidenciar fácilmente.

D. labyrinthiformis presentó mortalidad parcial en todas las clases de talla en todas las estaciones. Las únicas colonias que en ninguna de las estaciones presentaron mortalidad fueron las que se encuentran por debajo de la talla mínima de reproducción (100cm^2), es decir, que la mortalidad se presentó en las colonias de mayor tamaño, patrón de mortalidad que ha sido registrado para los corales masivos en general (Soong, 1993; Meesters *et al.*, 1996). Pizarro (2002) reporta mortalidades superiores a las encontradas en este trabajo para las diferentes clases de talla. Ginsburg *et al.*, (2001), reportan mortalidades menores al 40% para colonias $>100\text{cm}^2$, en lugares donde el sustrato predominante fue el coral muerto y escombros, mientras que en lugares donde el coral muerto y los escombros no predominan la mortalidad de la especie es mayor al 60%. Los resultados de este trabajo difieren con lo reportado por Ginsburg *et al.*, (2001). Sin embargo, hay que tener en cuenta que este estudio solo se hizo en lugares donde se sabía dominaban las especies *A. cervicornis* y *A. palmata* y no los corales mixtos, donde probablemente las condiciones serían diferentes.

COMUNIDAD ASOCIADA

En las estaciones muestreadas se encontró una comunidad en donde el sustrato predominante fue Roca-alga. Por lo anterior y en concordancia con Díaz *et al.*, (2000), se reafirma que las especies *Acropora* sp. actualmente no pertenecen a las unidades ecológicas *Acropora cervicornis* y

Acropora palmata- *Diploria* sp. respectivamente sino que pasaron a formar parte de la unidad ecológica Algas-escombros, en donde el porcentaje de coral vivo es cercano al 20%. Este mismo resultado lo describen López-Victoria y Díaz (2000) y Cendales *et al.*, (2002) en sus estudio acerca de la morfología y estructura de las formaciones coralinas en San Bernardo e Islas del Rosario. Además Cendales *et al.*, (2002) agregan que los esqueletos en posición de vida de las especies son importantes por constituir el andamio de arrecifes en grandes extensiones, entre el cual están creciendo colonias de corales masivos principalmente, que representan ahora la mayoría del coral vivo.

En las diferentes estaciones la comunidad asociada a *A. cervicornis* y *A. palmata* se encontró representada con un porcentaje considerable de algas y esponjas (24,75 %, 6%), lo anterior coincide con lo reportado por López-Victoria y Zea, (2004), para Islas del Rosario, en donde encontraron que la colonización de las esponjas después de eventos de mortalidad, es relativamente rápida. Las esponjas son capaces de erodar y cubrir el tejido muerto, lo que hace que se debilite el fragmento de coral, de esta forma la dispersión de esponjas por fragmentos pequeños hace que la colonización de estas sobre corales ramificados y masivos incremente. Esto ya se venia evidenciando y había dado pie a estudios sobre ensamblajes arrecifales epilíticos de *A. palmata*, como el de Navas *et al.*, (1998), en el cual describen no solo cobertura de coral vivo, sino colonización de muchos otros organismos que prosperan (algas cespitosas, algas costrosas, microalgas, filtradores, alimentadores de depósito y organismo hemisésiles). Al igual que las esponjas, las algas, incluidas dentro del sustrato Roca-Alga se observaron en grandes proporciones sobre los parches de coral desprovistos de tejido coralino. Sánchez *et al.*, (2005) reportan que en los cayos del norte del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, se observaron áreas con mortandad masiva de las especies del género *Acropora* sp., posiblemente por afloramiento de algas, que por sofocación superan en abundancia a los corales. Las colonias con mayor mortalidad parcial proveen un sustrato favorable para la colonización de algas. La competencia por espacio entre algas y corales provoca disminución en las tasas de crecimiento del coral y disminuyen la probabilidad de supervivencia del mismo (Chansang *et al.*, 1992; Lirman, 2001; Szmant, 2001). Lirman (2001), reporta que las colonias masivas se ven más afectadas por el incrustamiento algal que las colonias ramificadas, por presentar una mayor relación perímetro-área. Los sitios donde domina el cascajo son propicios

para que se presente una asociación entre esponjas y microalgas, lo cual contribuye a la productividad primaria de la zona, lo que hace que en zonas de cascajo este tipo de asociación sea muy frecuente (Chansang *et al.*, 1992).

Por último, vale la pena recalcar que este es el primer trabajo que muestra con datos cuantitativos el grado de amenaza de las especies estudiadas, y los sitios donde se encuentran relictos importantes. Este es un hecho que da una línea base importante para establecer sitios de control y monitoreo, ya que como se mencionó en la introducción, este estudio hace parte de un proyecto global que busca dar un manejo adecuado a las áreas marinas protegidas (siendo el PNNCRSB la primera área marina protegida de Colombia). Por ejemplo, se sugiere que un buen sitio para empezar a monitorear es la estación Palmito, en donde se encuentra el mayor número de colonias de *A. palmata*, con el menor porcentaje de mortalidad parcial. En el caso de *A. cervicornis* el mayor número de colonias se observó en las estaciones Baru Playita (zona protegida naturalmente) y Caribaru (zona de alta afluencia de turismo). El cierre de las dos estaciones, seguido de estudios comparativos podría servir para determinar si el cierre al turismo ayuda a la recuperación de la especie. Por otra parte, se sugiere que la especie *D. labyrinthiformis* podría ser utilizada para evaluar la sucesión en habitats críticos. Si las AMP tienen dentro de sus metas la protección de la diversidad biológica y como uno de sus objetivos para lograrlo “proteger especies raras, localizadas, endémicas o indicadoras de disturbio”, los resultados de este estudio presentan una primera aproximación a esto.

9. CONCLUSIONES

- *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata* son especies poco abundantes (≤ 200 individuos), presentan un área de ocupación limitada a unas pocas localidades dentro de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB. Su estructura de tallas es dominada por colonias pequeñas, cuya mortalidad parcial al mismo tiempo está incidiendo en la talla. Por lo tanto, se confirmó su estado en Peligro crítico (CR) para *A. cervicornis* y En peligro (EN) para *A. palmata*, indicando sitios del Parque donde se encuentran relictos importantes de estas dos especies.
- *Diploria labyrinthiformis* es una especie que actualmente es relativamente abundante en zonas de *Acropora sp* muerto y se encuentra en casi todas las localidades estudiadas en el Parque. La estructura de tallas presenta una dominancia hacia colonias pequeñas, cuya mortalidad parcial se presenta en las colonias de mayor tamaño. Por lo tanto, se podría considerar una especie focal indicadora que puede ser usada en un futuro como indicador de efectividad de manejo ya que su presencia en zonas de *Acropora sp.* muerto daría pie a evaluaciones de sucesión en habitats críticos.
- Se corroboró que actualmente las especies de acropóridos en estudio pasaron a formar parte de la unidad ecológica Algas escombros, el cual parece ser un ambiente propicio para el crecimiento y supervivencia de colonias de corales masivos como *D. labyrinthiformis*.

10. RECOMENDACIONES

- Se recomienda hacer un seguimiento demográfico en las estaciones geoposicionadas dentro del Parque a las especies estudiadas en este trabajo, con el fin de conocer si las poblaciones están creciendo, decreciendo o se están manteniendo.
- Es importante realizar estudios que permitan determinar si se están presentando procesos de reclutamiento.
- En el caso de *Acropora palmata* se recomienda medir las colonias muertas en posición de vida como un solo individuo, teniendo en cuenta cada uno de los fragmentos de tejido que están vivos sobre ella y de esta forma establecer si la mortalidad parcial se está presentando en las colonias de mayor tamaño.
- Se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo, no solo en número de especies sino en la unidad ecológica propia a cada especie y comparar su demografía poblacional con la de las zonas de *Acropora* sp. muerto, con el fin de determinar la extensión de dominio y el área de ocupación de las especies estudiadas.
- Cualquier especie que pueda ser usada como especie focal vulnerable, clave o indicadora, debería tener un estudio de este estilo e.g *Mussa angulosa*, *Agaricia tenuifolia*, *Porites astreoides*, respectivamente.
- Se recomienda hacer estudios genéticos y de dispersión larval con el fin de establecer si en el PNNCRSB las colonias de las especies de coral en estudio pertenecen a una misma población, o por el contrario se trata de poblaciones genéticamente separadas.

BIBLIOGRAFÍA

AKCAKAYA, H. R., BURGMAN, M. A. y GINZBURG, L. 1999. Applied population ecology. 2nd edition. Sinauer, Sunderland, Massachussets. 285 p.

ALVARADO, E. 2004. Estado Actual de las Poblaciones de Algunas Especies de Coral en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo : *Montastrea annularis*, *Mussa angulosa* y *Eusmilia fastigiata*. Bogotá : Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Museo del Mar, 2004. 18 p.

ALVARADO, E.; ABELLO, M.; MacRAE E.; BAQUERO, J. y Mc ALLISTER, D. 2004 Manual de cuidados para los arrecifes de coral del Gran Caribe – Bogotá: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Museo del Mar, 2004. 198 p.

ARDILA, N.; NAVAS, G. R. y REYES, J. 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Bogotá, Colombia : INVEMAR y Ministerio del Medio Ambiente, 2002. 180 p. (Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia).

BABCOCK, R. C. 1991. Comparative Demography of Three Species of Scleractinian Corals Using Age-and-Size-Dependent Classifications. In : *Ecological Monographs*. Vol. 61, No. 3 (1991); p. 225-244.

BAK, R. P. M. 1983. Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. En: *Mar. Biol.* 77: 221-227

BAK, P. M. y MEESTERS, E. 1995. Age-related deterioration of physiological function in the braching coral *Acropora palmata*. In : *Marine Ecology Progress series* Vol. 121 (1995); p. 203-209.

BAK, P. M. y MEESTERS, E. 1998. Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. In : *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 162 (1998); p. 301-306.

BAK, M. P. y MEESTERS, H. 1999. Population structure as a response of coral communities to global change. In : *American Zoologist*. Vol. 39, No. 1 (1999); p.: 56-65.

BEGON, M.; MORTIMER, M. y THOMPSON, D. 1996. Population Ecology : A unified study of animals and plants. 3 th ed. Australia : Blackwell science, 1996. 247 p.

BEGON, M., TOWNSEND, C. y HARPER, J. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. Fourth Edition. Ed. Blackwell Publishing. 759 p.

BOHNSACK, J.; BANNEROT, S. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Tech Rep. NMFS 41:1 -15.

BRUCKNER, A., BRUCKNER, J. y WILLIAMS, E. H. 1997. Spread of a Black-Band Disease Epizootic through the Coral Reef System in St. Ann's Bay, Jamaica. En: *Bulletin of Marine Science*, 62 (3): 919-928.

BRUCKNER, A. W. and HOURIGAN, T. F. *s.f.* Proactive management for conservation of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmate* : application of the U. S. Endangered Species Act.

CABALLERO, H., VARONA, G. y GARCÍA, Y. 2004. Estructura Ecológica de las Comunidades de Corales de la Costa Oriental de Bahía Cochinos. Cuba. En : *Rev. Invest. Mar.* Vol. 25, No. 1 (2004); p. 23-26.

CENDALES, M. H., ZEA, S. y DÍAZ, J. M. 2002. Geomorfología y Unidades Ecológicas del Complejo de Arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Baru (Mar Caribe Colombia). En: *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* Vol XXVI. Número 101. 497-510.

CHANSANG, H., PHONGSUWAN, N. y BOONYANATE, P. 1992. Growth of Corals Under Effect of Sedimentation Along the Northwest Coast of Phuket Island, Thailand. Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam. Vol 1: 241-247

CHARRY, H. 1999. Tasas retrospectivas de crecimiento de *Diploria labyrinthiformis* y *Montastrea annularis* e Isla Grande, Caribe Colombiano y su relación con algunos parámetros ambientales. Bogotá, 1999. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

CHARRY, H., ALVARADO, E. M. y SÁNCHEZ, J. A. 2004. Annual skeletal Extensión of Two Ref.-Building Corals from the Colombian Caribbean Sea. En: Bol. Invest. Mar. Cost. Vol, 33: 207-220

CHIAPPONE, M. y SULLIVAN, K.M. 1996. Distribution, Abundance and Species Composition of Juvenile Scleratinian Corals in the Florida Ref. Tract. En: Bulletin of Marine Science, 58 (2): 555-569

CONNELL, H. J. 1997. Disturbance and Recovery of Coral Assemblages. In : INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. (8 th. : 1996 : Panamá) Memorium of the 8 th Coral Reef Symposium. Panamá : Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. p. 9-22.

COWEN, R., KAMAZIMA, M., LWIZA, M., SPOUNAGLE, S., PARIS, C. y OLSON, D. Connectivity of Marine Populations: Open or Closed?. 2000. En: Science, Vol: 287: 257-259.

COWEN, R., PARIS, B. y SRINIVASAN, A. 2005. Scaling of Connectivity in Marine Populations. En: Sciencexpres. www.sciencespress.org. 1-6.

DÍAZ, J. M.; DÍAZ, G.; GARZÓN-FERREIRA, J.; GEISTER, J.; SÁNCHEZ, J. y ZEA, S. 1996. Atlas de los Arrecifes Coralinos del Caribe Colombiano. Complejos arrecifales. Santa

Marta : Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis”
INVEMAR, 1996. 83 p.

DÍAZ, J. M.; BARRIOA, L. M.; CENDELES, M. H.; Garzón, J., GEISTER, J.; LÓPEZ, M.;
OSPINA, G. H.; PARRA, F.; PINZÓN, J.; VARGAS, B.; ZAPATA, F. A. y ZEA, S. 2000.
Áreas coralinas de Colombia. Santa Marta, Colombia: INVEMAR, Serie de Publicaciones
Especiales No. 5. 176 p.

DIGHT, I. J. y SCHERL, L. M. 1997. In : INTERNATIONAL CORAL REEF
SYMPOSIUM. (8 th. : 1996 : Panamá). Memorium of the 8 th Coral Reef Symposium.
Panamá: Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. p. 135-142 p.

DOLCIANI, M., SWANSON, J. y GRAHAM, J. 1989. Algebra 1. Teacher's edition.
Houghton Mifflin company. Boston. 714p.

EDMUNDS, P. J. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reefs
community structure in St. John, US Virgin Islands. En: Mar. Ecol. Prog. Ser. 202: 113-124.

FONG, P. y GLYNN, W. P. 2001. Population Abundance and Size-Structure of an Eastern
Tropical Pacific Ref. Coral After the 1997-98 ENSO: A Simulation Model Predicts Field
Measures. En: *Bulletin of Marine Science*. Vol. 69, No. 1(2001); p. 187-202.

FRANCO, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira : El Rodadero, más que un centro
turístico en el Caribe Colombiano. Bogotá : Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo
Lozano, 2005. 58 p.

GARCÍA, R., ALVARADO, E. M. y ACOSTA, A. 1995. Regeneración de Colonias y
Transplante de Fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional
Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. En: An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 24: 5-
21.

GARZÓN-FERREIRA, J. y DÍAZ, J. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia: 275-301. En Cortés, J. (Ed). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B. V., Ámsterdam

GARZÓN-FERREIRA, J., GIL-AGUDELO, D. L., BARRIOS, L. M. y ZEA, S. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. In: *Hydrobiología*_Vol 4, 0: 65-69.

GARZÓN-FERREIRA, J. MORENO-BONILLA, M. y VALDERRAMA-VELÁSQUEZ J. M. 2004. Condición Actual de las Formaciones Coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (COLOMBIA). En : *Bol. Invest. Mar.Cost.* No 33 (2004); p. 117-136.

GARZÓN-FERREIRA, J., ZEA, S. y DÍAZ, J. M. 2005. Incidet of Parcial Mortality and othe health Indicators in Hard-Coral Communities of Tour Southwtern Caribbean Atoll. En: *Bulletin of Marine Science*, Vol 76, No. 1. 105-122

GINSBURG, R.; GISCHLER, E. y KIENE, W. 2001. Partial Mortality of Massive Reef-Building Corals : an Index of Patch Reef Condition, Florida Reef Tract. In : *Bulletin of Marine Science*. Vol. 69, No. 3 (2991); p. 1149-1173.

GONZÁLEZ, A. M., ROJAS, J. y POLANÍA, J. 1999. Estructura y Composición de la Comunidad Macroalgal en el Sistema Arrecifal Coralino del Archipiélago de San Bernado, Caribe Colombiano. En: *Actual Biol* 21. 71: 111-121.

GOTELLI, N.J. 1998. A primer of ecology. Second edition. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc.

GUZMÁN, H. M., BURNS, K. A. y JACKSON, J. B. 1994. Injury, Regeneration and Growth of Caribbean Reef Corals after a Major Oil Spill in Panamá. En: *Marine Ecology Progress Seires*. Vol 105: 321-241

- HALL, V. R., y HUGHES, P. T. 1996. Reproductive Strategies of Modular Organisms: Comparative Studies in Coral-Building Reefs. En: *Ecology*, (77)3: 950-963.
- HUBBARD, D. y SCATURO, D. 1985. Growth Rates of Seven Species of Scleratinian Corals from Cane Bay and Salt River, St. Croix, USVI. En: *Bulletin of Marine Science*. 36 (2): 325-338
- HUGHES, P.T. 1984. Population Dynamics Based on Individual Size Rather than Age : A General Model with a Reef Coral Example. In : *The American Naturalist* . Vol. 123, No. 6(1984); p. 778-793.
- HUGHES, P. T. y CONNELL, J. H. 1987. Population Dynamics Based on Size or Age a Reef-Coral Analysis. En: *The American Naturalist*. Vol 129, No. 6: 129-829.
- HUGHES, P. T. 1990. Recruitment limitation, mortality a population regulation in open systems: a case study. En: *Ecology*, (71)1:12-20.
- HUGHES, P. T. 1998. Long-Term Dynamics of Coral Populations: Contrasting Reproductive Modes. Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, vol 2: 721-725
- HUGHES, P. T. y TANNER, E. 2000. Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. En: *Ecology*, (81) 8:2250,2263.
- IMAGE J, 2006. On line. Cited 24/Jul/2006. Available in the : www.download.com/3001-2192_4-10712319.html?idl=n
- JACKSON, J., BUSS, L. y COOK, R. 1985. Population Biology and Evolution of Clonal Organisms. United States of America : Yale University., 1985. 517 p.
- JAAP, W. C., LYONS, W. G., DUSTAN, P. y HALAS, J. C. 1989. Stony Coral (Scleractinia and Milleporina) Community Structure at Bird Key Reef, Ft. Jefferson National Monument, Dry Tortugas, Florida. En: *Florida Marine Research Publications*. 46: 1-31

JONES, P., MILICICH, J., EMSLIE, J., y LUNOU, C. 1999. Self-recruitment in a coral reef-fish population. En: Nature, 402: 802.

JORDAN-DAHLGREN, E. 1992. Recolonization Patterns of *Acropora palmata* in a Marginal Environment. En: Bulletin of Marine Science, 51 (1): 104-117.

KREBS, J. C. 1985. Estudio de la distribución y la abundancia. 2 ed. México :Melo, 1985. 753 p.

KUTA, G. K y RICHARDSON, L. L. 1996. Abundance and distribution of black band disease on coral reefs in the northern Florida Keys. En: Coral Reef, 15: 219-223.

LABLE, S. y CUIGNON, R. 1987. El Archipiélago de Las Islas del Rosario, estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. En: Boletín Científico CIOH. No. 7, 37-52.

LEBENDRE, P., y LEGENDER, L. 1998. Numerical Ecology. Second English edition. Ed. Sevier Science B. V. Amsterdam, 839 p.

LEWIS, J. B. 1974. Settlement and Growth Factors Influencing the Contagious Distribution of Some Atlantic Reef Corals. Proceedings of the Second International Coral Reef Symposium 2. Great Barrier Reef Communities. Brisbane, December. 201-206

LIRMAN, D. 2000. Fragmentation in the breaching coral *Acropora palmata* (Lamarck): Growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *In* : Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. No. 251 (2000); p. 41-57.

LIRMAN, d. 2001. Competition between macroalgae and corals affects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. En: Coral Reefs, 19: 392-399.

LÓPEZ-VICTORIA, M. 1999. Estado actual de las áreas coralinas del archipiélago de San Bernardo : distribución, estructura, composición y estado de salud, con notas sobre su origen y

desarrollo geológico. Cali, 1999, 134 h. Trabajo de grado. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias.

LÓPEZ-VICTORIA, M., DÍAZ, J. M. 2000. Morfología y Estructura de las Formaciones Coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. En: Rev. Acad. Colomb. Cienc. Vol XXIV. Número 91. 219-230.

LÓPEZ-VICTORIA, M. y ZEA, S. 2004. Store-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. En: Clim. Res. 26: 251-256.

LOYA, Y., SAKAI, K., NAKANO, Y., SAMBIL, H. y WOESIK, R. 2001. Coral bleaching: the winners and losers. En: Ecology Letters, 4: 122-131

LUDWIG, J.A. y REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical Ecology A Primer on Methods and Computing. John Wiley and Sons INC. USA. 336 p.

MEESTERS, E. H., BOS, A. y GAST, G. J. 1992. Effects of Sedimentation and Lession Position on Coral Tissue Regeneration. Proceedings of the Seventh International Coral Reefs Symposium. Guam, Vol: 2: 671-677

MEESTERS, E. H., NOORDELOOS, M., y BAK, R. P. 1994. Damage and regeneration: links to growth in the reef building coral *Montastrea annularis*. Ma. Ecol. Prog. Ser. 112: 119-128.

MEESTERS, E. H. 1994. The function of damage and regeneration in the ecology of reef-building corals (Scleratinia). Proefschrift Universiteit van Amsterdam- Met lit. opg. 122p.

MEESTERS, E. H. 1994a. The function of damage and regeneration in the ecology of reef-building corals (Scleratinia). Proefschrift Universiteit van Amsterdam- Met lit. opg. 122p.ew. Chapter 3. MEESTERS, E. H., WESSELING, i., y BAK, R. P. Partial mortality in three species of reef building corals and the relation with colony morphology. Submitted. 57-72.

MEESTERS, E.H., WESSLING, I. y BAK, R. P. 1996. Partial Mortality in Three Species of Reef-Building Corals and the Relation with Colony Morphology. In : *Bulletin of Marine Science*. Vol. 58, No. 3 (1996); p. 838-852.

MEESTERS, E. H.; HILTERMAN, M.; KARDINAL, E.; KEETMAN, M.; VRIES, M. y BAK, M.P. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations : spatial and interespecific variation. *Marine Ecology Progress Series*. 209 (2001); p. 43-54.

MILLER, M. W., WEIL, E. y SZAMANT, A. M. 2000. Coral Recruitment and Juvenile Mortality as Structuring factors for Ref. Benthic communities in Biscayne National Park. En: *Coral Reefs*. Vol 19: 115-123.

MUKO, S., KAZUHICO, S. y IWASA, Y. 2001. Dynamics of Marine Sessile organisms with – space-limited Growth and Recruitment: Application to Corals. En: *J. theor. Biol.* 210: 67-80.

MUMBY, J. P. 1999. Can Caribbean Coral Populations be Modelled at Metapopulations Scales?. En: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 100: 275-288.

MUMBY, J. P. y DYTHAM, C. 2006. Chapter 5. Metapopulation Dynamics of Hard Corals. *Marine Metapopulations*. Ed. Elsevier. 157-203.

NAVAS, G. R., MORENO-FORERO, S., SOLANO, O. y DÍAZ-PULIDO, G. 1998. Ensamblajes Arrecifales Epilíticos del Coral *Acropora palmata* Muerto, Isla Grande, Islas del Rosario, Caribe Colombiano. En: *Caribbean Journal of Science*, Vol 33, No. 12. 58-66

NUGHES, M. y ROBERTS, C. 2003. Partial mortality in massive ref. corals as an indicador of sediment stress on coral reefs. En: *Marine pollution bulletin*. (46) 3, 314-323 p.

ODUM, P. 1972. *Ecología*. 3 ed. México : Nueva editorial Interamericana, 1972. 639 p.

PAINÉ, R. T. 1969. A note on trophic complexity and species diversity. *American Naturalist* 103: 91-93

PIZARRO, V. 2002. Dinámica de Corales Cerebro (Scleractina: Faviidae) en la Isla de San Andrés, Caribe Suroccidental: una aproximación. Trabajo para portar al título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, Sede Bogotá. Instituto de Estudios Caribeños, Sede San Andrés Isla.

POMEROY, R. S.; PARKS, J.E. y WATSON, L. M. 2004. How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. UK : IUCN, The World Conservation Union, 2004.

PRAHL, H. y ERHARDT, H. 1985. Colombia, corales y arrecifes coralinos. Bogotá, Colombia: Fondo FEN Colombia. 1985. 295 p.

PRECHT, W. F.; ROBBART, M. L. y ARONSON, R. B. 2004. The potencial of *Acropora* species under the US Endangered Species Act. En: *Marine Pollution Bulletin*. No. 49(2004); p. 534-436.

RABINOVICH, E. J. 1978. Ecología de poblaciones animales. Washington : Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Departamento de Asuntos Científicos. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, 1978. 110 p. (OEA. Serie de biología. Monografía ; no. 21).

RAMÍREZ, A.; RAMÍREZ, I. y CORREAL, J. 1986. Ecología descriptiva de las llanuras madreporitas del Parque Nacional submarino Los Corales del Rosario : Estudio de la simulación Monte Carlo en cuantificación de corales por el método de cobertura. Bogotá : Escala, 1986. 71p.

RAMÍREZ, A. 1999. Ecología Aplicada: Diseño y análisis estadístico. Bogotá : Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 1999. 325 p.

REYES, J. y SANTODOMINGO, N. 2002. Manual de identificación CITES de invertebrados Marinos de Colombia. 100 p.(Serie de documentos generales /INVEMAR ; No. 8; Serie Manuales de identificación CITES de Colombia).

RICHARDSON, L., GOLDBERG, W. M., CARLTON, G. R. y HALAS, J. C. 1998. Coral disease outbreak in the Florida Keys: Plague Type II. *Rev. Biol.Trop.* 46: 199-203

RICHMOND, H., HUNTER, C. L. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. En: *Ma. Ecol. Prog. Ser.* Vol 60: 185-203

ROBERTS, C. M. y HAWKINS, J. P. 2000. The threatened status of restricted range coral reefs species. In: *Animal Conservation.* 3: 81-88

SÁNCHEZ, J. A. 1995. Benthic Communities and Geomorphology of the Tesoro Island Coral Ref., Colombian Caribbean. *Anales Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Punta Betún. INVEMAR.* No. 24, 55-77.

SÁNCHEZ, J. A., PIZARRO, V., ACOSTA-SÁNCHEZ, A., CASTILLO, P., HERRON P., MARTÍNEZ, J. C., MONTOYA, P. y OROZCO, C. 2005. Evaluating Coral Ref. Benthic Communities in Remote Caribbean Atolls (Quitassueño, Serrana and Roncador Banks) to Recommend Marine-Protected Areas for the Seaflower Biosphere Reserve. En: *Atoll Research Bulletin* No. 531: 3-66

SANJUÁN, A. M. 1995. Crecimiento, Regeneración, Supervivencia y Reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleratinia: Acroporidae) en el Parque Nacional Natural Corales de Rosario. Cartagena, 1995, Trabajo de Grado (Biólogo Marino). Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

SEVERANCE, E. y KARL, S. 2006. Contrasting Population Genetic Structures of Sympatric, Mass-Spawning Caribbean Corals. En: *Marine Biology*, 150: 57-68.

SHINN, A. E. 1975. Coral Reef Recovery in Florida and the Persian Gulf. En: *Environmental Geology*. Vol 1: 241-254

SHULMAN, M. J. y ROBERTSON, D. R. 1996. Changes in the coral reefs on San Blas, Caribbean. Panamá: 1983 to 1990. En: *Coral Reefs*, 15: 231-236

SMITH, R. y SMITH, T. 2001. *Ecología*. 4 ed. Madrid : Addison Wesley, 2001. 642 p.

SOLANO, D.; NAVAS, G. y MORENO, S. 1993. Blanqueamiento Coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. En : *An. Inst. Invest. Marinas Punta Betón*. No. 22 (1993); p. 11-97.

SOONG, K. 1990. Reproduction of colonial reef corals: individuality of coral colonies and colony size related characters. Ph D dissertation, University at Austin. (USA).

SOONG, K. 1993. Colony size as a species character in massive reef corals. In : *Coral reefs*. No. 12 (1993); p.77-83.

STEINER, S. C. C. 1999. Species Presence and Distribution of Scleratinia (Cnidaria: anthozoa) from South Caicos, Turks and Caicos Islands. En: *Bulletin of Marine Science*. 65 (3): 861-871

SULLIVAN, K. M., CHIAPPONE, M. y LOTT, C. 1994. Abundance Patterns of Stony Corals on Plataform Margin Reefs of the Caicos Bank. En: *Bahamas Journal of Science*. Vol 1(3): 1-12.

SUTHERLAND, K. P.; PORTER, J. W. y TOREES, C. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. In : *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 266 (2004); p. 273-302.

SWEARER, E., CASELLE, E., LEA, W. y WARNER, R. 1999. Larval retention and recruitment in a island population of a coral- reef fish. En: *Nature*, 402: 799-802.

SZMANT, A. M. 2001. Introduction to the special issue of Coral Reefs on “Coral Reef Algal Community Dynamics”. En: *Coral Reefs*, 19: 299-302

TANNER, E. 1999. Density Dependent Population Dynamics in Coral Organisms: a modeling approach. En: *Journal of Animal Ecology*. 68, 390-399.

ZACHARIAS, A., ROFF, J. 2001. Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. En: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 11: 59-76.