

**DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA, ESTRUCTURA DE TALLAS Y ESTADO
DE SALUD DE *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander 1786) (Scleractinia:
Siderastreidea) EN EL ÁREA MARINA PROTEGIDA (AMP) "PARQUE
NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO"
(PNNCRSB).**

DANIEL SALAZAR SALAMANCA
Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES DEPARTAMENTO DE
BIOLOGIA PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
BOGOTÁ
2007**

**DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA, ESTRUCTURA DE TALLAS Y ESTADO
DE SALUD DE *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander 1786) (Scleractinia:
Siderastreidea) EN EL ÁREA MARINA PROTEGIDA (AMP) "PARQUE
NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO"
(PNNCRSB).**

DANIEL SALAZAR SALAMANCA
Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino

Directora
ELVIRA MARIA ALVARADO CHACON
Bióloga Marina
Candidato a Doctorado en Ciencias
Docente de tiempo completo de la facultad de Ciencias Naturales departamento
de Biología Programa de Biología Marina de la Universidad Jorge Tadeo
Lozano de Bogotá

UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES DEPARTAMENTO DE
BIOLOGIA PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
BOGOTÁ
2007

Este trabajo se lo dedico a mis padres, mis hermanos, mis amigos y todos aquellos que durante estos años estuvieron presentes. Muchas gracias a todos, a la Universidad Jorge Tadeo Lozano de Bogotá, a Elvira Maria Alvarado y a ti.

"¿Por dónde me llevará aún mi camino? Es un camino absurdo, que avanza dibujando curvas, tal vez en círculo. Que avance como quiera. Yo lo seguiré..."

"No, un auténtico buscador, alguien que realmente deseara encontrar, no podía aceptar doctrina alguna. Pero, el que ha encontrado sí puede adoptar cualquier doctrina, todas, todos los caminos y objetivos..."

Herman Hesse - Siddhartha

TABLA DE CONTENIDO.

INTRODUCCIÓN.	15
1 MARCO TEÓRICO.	21
1.1 Generalidades de la Ecología de Poblaciones.	21
1.2 Ecología de Poblaciones de Organismos Modulares.	22
1.3 Abundancia y Distribución.	24
1.4 Estructura de Tallas.	25
1.5 Mortalidad Parcial.	27
1.6 Dinámica entre el Arrecife Coralino y las Algas.	28
1.7 <i>Siderastrea siderea</i>	29
1.7.1 Ubicación Taxonómica	29
1.7.2 Características Generales de la Especie.	29
1.7.3 Distribución Espacial, Gradiente de profundidad y Unidades Ecológicas.	30
2 ESTADO DEL ARTE.	33
3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.	39
4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.	40
5 HIPÓTESIS.	41
6 METODOLOGÍA.	42
6.1 Área de Estudio.	42
6.2 Islas del Rosario.	43
6.3 Islas de San Bernardo.	45
6.4 Fase de Campo.	46
6.5 Fase de Gabinete.	48
6.5.1 Distribución.	49
6.5.2 Abundancia.	49
6.5.3 Estructura de Tallas.	49
6.5.4 Estado de Salud.	50
6.5.5 Tipo de Sustrato y Organismos Asociados.	51
6.5.6 Comparaciones.	51

7 RESULTADOS.	52
7.1 Abundancia de <i>Siderastrea siderea</i> en las diferentes estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.	52
7.2 Estructura de tallas de <i>Siderastrea siderea</i> en las diferentes estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.	54
7.3 Estructura de clases de talla de <i>Siderastrea siderea</i> según la talla mínima de reproducción en 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.	64
7.4 Mortalidad Parcial en las de <i>Siderastrea siderea</i> en 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.	67
7.5 Sustrato y Comunidad Asociada a las diferentes estaciones muestreadas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.	72
8 DISCUSIÓN.	76
8.1 Abundancia	76
8.2 Distribución de Tallas y Mortalidad Parcial .	77
8.3 Posible Gradiente de Profundidad	81
9. CONCLUSIONES.	88
10. RECOMENDACIONES.	89
11. BIBLIOGRAFÍA.	90

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Densidad (colonias/m²) y Área Superficial de *Siderastrea siderea* en diferentes arrecifes de la Bahía de Caicos, Bahamas. Tomado y modificado de Sullivan *et al.*, (1994). **33**

Tabla 2. Rangos de tallas y tallas representativas de *Siderastrea siderea* **35**

Tabla 3. Comparación de la abundancia y la relación entre la varianza y la media del número de colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones muestreadas (314.16 m²) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. **53**

Tabla 4. Comparación de colonias de *Sidereastrea siderea* en cada estación muestreada (314.16 m²), en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo; n: Número total de colonias; μ : Media; DS: Desviación Estandar; CV: Coeficiente de Variación; Coeficiente de Gini. **55**

Tabla 5. Sesgo, curtosis y probabilidad de que los datos vengan de una distribución normal (prueba de bondad de ajuste Shapiro-wilks con un nivel de confianza del 95.0%), de la población de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario; Grupo 1: sesgo y curtosis negativa; Grupo 2: sesgo positivo y curtosis negativa; Grupo 3: sesgo negativo y curtosis positiva; Grupo 4: sesgo y curtosis positiva. **57**

Tabla 6. Prueba de comparación de las distribuciones Kolmogorov- Smirnov, nivel de confianza del 95.0%; BC: Baru Cuevas; BP: Baru Playita; SAL: Sal Medina; PBR: Punta Brava; ROS: Rosario; LD: La Despensa; PN: Pajarales Norte; PB: Punta Baru; PP: Palo Profundo; BU: Burbujas; BS: Baru Santo; BM: Baru Montañita; IME: Imelda; PS: Palo Somero; TB: Tesoro Barlovento; CB: Caribaru; SMS: San Martín Sur; LS: Llantas Somero; LP:Llantas Profundo; IME: Imelda; MIN: Mina Alta; TIOS: Tiosolda; ANI: Anita; PAL: Palmito; EJ: El Jardín; MN: Mangle; PnN: Punta Norte; LB:La Batea valores en rojo muestran donde hay una diferencia. **60**

Tabla 7. Comparación del porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones; en cada grupo de estaciones. **68**

Tabla 8. Tabla de contingencia del porcentaje de mortalidad parcial de la población de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario y en cada rango de talla; BC: Baru Cuevas; BP: Baru Playita; SAL: Sal Medina; PBR: Punta Brava; ROS: Rosario; LD: La Despensa; PN: Pajarales Norte; PB: Punta Baru; PP: Palo Profundo; BU: Burbujas; BS: Baru Santo; BM: Baru Montañita; IME: Imelda; PS: Palo Somero; TB: Tesoro Barlovento; CB: Caribaru; SMS: San Martín Sur; LS: Llantas Somero; LP:Llantas Profundo; IME: Imelda; MIN: Mina Alta; TIOS: Tiosolda; ANI: Anita; PAL: Palmito; EJ: El Jardín; MN: Mangle; PnN: Punta Norte; LB:La Batea **72**

Tabla 9. Porcentajes de cobertura de los diferentes sustratos y comunidades presentes en las 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de las estaciones muestreadas en las Islas del Rosario. **43**
- Figura 2.** Mapa de las estaciones muestreadas en el Archipiélago de San Bernardo. **45**
- Figura 3.** Método de muestreo A1,A: Corresponden al área evaluada con ayuda de una cinta métrica (137m²); B: área evaluada por medio del fotocuadrantes (40 m²); Área Estimada Total (314.16m²). **48**
- Figura 4.** Abundancia de *Siderastrea siderea* en las 28 estaciones muestreadas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. En amarillo las estaciones pertenecientes al complejo de Islas del Rosario y en amarillo las estaciones pertenecientes al Archipiélago de San Bernardo. **52**
- Figura 5.** Diagrama de Caja de la distribución de tallas de las colonias *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones. La cruz roja representa la media; el nudo la mediana; el cuadrado valores extremos; la caja el rango de tallas. **54**
- Figura 6.** Análisis de ordenación (MDS), según la curtosis (superior) y el sesgo (inferior) de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones. Los círculos representan los valores de sesgo y curtosis. **58**
- Figura 7 a.** Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (log₁₀). **61**
- Figura 7 b.** Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (log₁₀). **62**
- Figura 7 c.** Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (log₁₀). **63**
- Figura 8 a.** Distribución de tallas según la mínima talla de reproducción de las colonias de *Siderastrea siderea* en las estaciones del grupo 1 y 2. **65**
- Figura 8 b.** Distribución de tallas según la mínima talla de reproducción de las colonias de *Siderastrea siderea* en las estaciones del grupo 3 y 4. **66**
- Figura 9 a.** Porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes clases de talla de las estaciones pertenecientes al grupo 1 y 2. **69**

Figura 9 b. Porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes clases de talla de las estaciones pertenecientes al grupo 3 y 4. **70**

Figura 10. Análisis de Ordenación de los Componentes Principales (PCA), de las estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. **75**

Figura 11. Zonas donde se ubicaron las estaciones de las Islas del Rosario, especificando la dirección de las corrientes. **82**

Figura 12. Zonas donde se ubicaron las estaciones del Archipiélago de San Bernardo, especificando la dirección de las corrientes. Estaciones de las Islas del Rosario ubicadas según el tipo de sustrato que predominó. CM: Coral Muerto; CV: Coral Vivo; SA: Sustrato Arenos; RA: Roca Alga; OT: Otros. **84**

Figura 13. Descripción de los atributos poblacionales de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario y los diferentes grupos formados por sesgo y curtosis; M1: Mayor mortalidad parcial en las colonias menores a 250.0 cm² de área superficial; M2: Mayor mortalidad en colonias superiores a 250.0 cm² de área superficial; RA: Roca Alga; CM: Coral Muerto; CV: Coral Vivo; SA: Sustrato Arenoso; OT: otros. **85**

Figura 14. Descripción de los atributos poblacionales de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones del Archipiélago de San Bernardo y los diferentes grupos formados por sesgo y curtosis; M1: Mayor mortalidad parcial en las colonias menores a 250.0 cm² de área superficial; M2: Mayor mortalidad en colonias superiores a 250.0 cm² de área superficial; RA: Roca Alga; CM: Coral Muerto; CV: Coral Vivo; SA: Sustrato Arenoso; OT : otros. **86**

RESUMEN

En 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano, Área Marina Protegida se evaluó la distribución, abundancia, estructura de tallas y estado de salud de *Siderastrea siderea*, considerada una especie resistente a elevadas tasas de sedimentación y capaz de colonizar sustratos adversos. Dieciocho estaciones se situaron en Islas del Rosario y diez en el Archipiélago de San Bernardo. Por medio de fotocuadrantes se evaluaron transectos de banda de 40 m², y con ayuda de una cinta métrica se midió el diámetro menor y mayor de las colonias ubicadas 10 metros a la redonda del transecto, se evaluó un área estimada de 314.16 metros cuadrados por estación. Las estaciones fueron ubicadas en zonas donde había evidencia de *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata*, zonas que ahora pertenecen a la unidad ecológica de Algas y Escombros. Haciendo uso del fundamento de Poisson se evaluó la distribución espacial de *Siderastrea siderea* y se encontró que era de tipo agregada o contagiosa ($\sigma^2/\mu > 1$) en la mayoría de las estaciones. La abundancia fue evaluada por medio de la densidad, la cual fue ($< 1 \text{ col/m}^2$) en todas las estaciones. Para determinar estructura de tallas y porcentaje de mortalidad parcial se midió el área superficial (cm²) de cada colonia. La generalidad para todas las estaciones es una relativa poca abundancia de colonias pequeñas en comparación con colonias de tallas grandes. Por medio de un análisis de ordenación (MDS), las estaciones fueron concentradas en cuatro grupos. En el grupo 1 se encuentran las estaciones que presentaron dominio de colonias grandes en un amplio rango de tallas, en el grupo 2 se encuentran las estaciones que presentaron dominio de colonias pequeñas en un amplio rango de tallas. Estos dos grupos fueron caracterizados como zonas en buen estado debido al amplio rango de tallas que presentó la población, indicando tanto entrada de juveniles como colonias lo suficientemente grandes para dar pie a procesos de reproducción sexual. En el grupo 3 se encuentran las estaciones que presentaron dominio de colonias pequeñas en un corto rango de tallas, en el grupo 4, estaciones que presentaron dominio de colonias grandes en un corto rango de tallas. Estos dos grupos fueron caracterizados como zonas en mal estado, debido a que la

población presente carece de alguna fase de su ciclo de vida, o bien reclutas o colonias grandes reproductivamente viables. Según la talla mínima de reproducción ($> 250 \text{ cm}^2$; Soong, 1992), se realizaron histogramas de frecuencia en tres clases de talla. La clase de talla donde se encontraron la mayoría de las colonias fue por debajo de los 250 cm^2 , es decir, mayoría de colonias pequeñas o infértiles. El porcentaje de mortalidad parcial promedio en general no fue mayor al 20%. Con los datos de cobertura de tejido vivo y muerto se realizaron histogramas de frecuencia, teniendo en cuenta las tres clases de talla según la mínima talla de reproducción. Las colonias superiores a los 500 cm^2 de área superficial presentaron mayor porcentaje de mortalidad parcial, indicando mayor mortalidad en colonias de tallas grandes. El micro hábitat presente se caracterizó teniendo en cuenta el tipo de sustrato y organismos asociados. Se midió la cobertura de Coral Vivo, Coral Muerto, Sustrato Arenoso, Roca Alga y otros, donde se incluyeron corales blandos, esponjas y algas frondosas. El sustrato que se presentó con mayor cobertura fue Coral Muerto y Roca Alga. No se observó un gradiente en cuanto a los parámetros demográficos de la población cerca o lejos de escorrentía o lugares de impactos antrópicos.

PALABRAS CLAVES: Distribución espacial, densidad poblacional, estructura de tallas, sesgo, curtisis, porcentaje de mortalidad parcial, Islas del Rosario, Archipiélago de San Bernardo, Área Marina Protegida.

ABSTRACT

In the 28 stations studied in the Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Colombian Caribbean), the distribution, abundance, size-structure and health of *Siderastrea siderea*, considered to be a species resistant to sedimentation and capable of entering into adverse environments, was determined. 18 stations were located in Islas del Rosario and 10 in Archipiélago de San Bernardo. Transects of 40 m² were evaluated using photocuadrants. With the help of a metric label the smallest and largest diameter of each colony were measured within 10 meters of the transect, for a total estimated area of 314.16 m² in each station. The stations were located in areas where there used to be evidence of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*, and now belong to the ecological unity Algae –Rubble. Using Poisson fundamental spatial distribution of *Siderastrea siderea* was determined and found to be aggregated ($\sigma^2/\mu > 1$), in the majority of the stations. The abundance was determined using the density in all the stations ($< 1 \text{ col/m}^2$). In order to determine the size frequency and partial mortality, the superficial area (cm²) of each colony was measured. In general, for all stations there was a relatively poor abundance of large colonies compared with small colonies. Using an ordination analysis (MDS), the 28 stations were grouped into four separate groups. In the first group the station showed a dominance of big colonies in a wide range of sizes. In the second group, the stations showed a dominance of small colonies, also in a wide range of sizes. These two groups were considered to be in healthy environments in which the wide range of sizes indicated the entrance of recruits, and big colonies capable of reproducing sexually. In the third group, stations showed dominance of small colonies in a small range of sizes. The fourth group showed dominance of big colonies, also in a small range of sizes. These two groups were considered to be in degraded environments, indicating that there is a lack of a phase in the life cycle of *Siderastrea siderea*, in which there are neither recruits nor big colonies reproductively active. Using the minimum size of reproduction ($> 250 \text{ cm}^2$; Soong, 1993), size histograms were determined in three classes. The size class that presented the most number of colonies was under 250 cm², indicating a majority of

juvenile individuals. The mean partial mortality was under (20%). Using the observations of living and dead tissue cover, size structure histograms were determined in three classes. Colonies bigger than 500 cm² presented greater partial mortality, indicating bigger partial mortality in larger colonies. The microhabitat was determined identifying the sea floor and organisms associated. The cover of Living Coral, Dead Coral, Sand, Rock Algae, and Others (soft corals, sponges, algae), were measured. Dead Coral and Rock Algae were common in most of the stations. The demographic parameters showed no gradient near or distant from river entrance nor to the zones of heavy tourism.

KEY WORDS: Spatial Distribution, Density, size-structure, skewness, kurtosis, partial mortality, Islas del Rosario, Archipiélago de San Bernardo, Marine Protected Areas.

INTRODUCCIÓN

La Iniciativa Internacional para Arrecifes Coralinos (ICRI), estima que por lo menos el 10% de los sistemas arrecifales del planeta están en total deterioro y el grado de amenaza en que se encuentran los arrecifes de coral es evidente (Bunkley-Williams y Williams, 1990). El calentamiento global, tormentas tropicales, el incremento de la sedimentación y turbidez, la sobrepesca y las enfermedades epidémicas son algunos de los factores responsables de las mortandades masivas de corales y otros organismos arrecifales a nivel mundial (Sebens, 1994; Dight y Schrel, 1997; Ardila *et al.*, 2002).

En Colombia existe un deterioro de los arrecifes de coral y se debe principalmente al impacto antrópico, el cual incluye contaminación por aguas residuales, derrame químico, construcciones en la costa, sobrepesca, pesca con dinamita, tala de mangle y turismo (Woodley *et al.*, 1997). La zona costera del Caribe colombiano está fuertemente influenciada por esorrentía de aguas continentales y la entrada de sedimento. Los arrecifes de coral son escasos cerca al continente (presentes en menos del 4% de la costa) puesto que el sustrato duro no es muy común, mientras que el fondo sedimentario es predominante, pero comunes y mejor desarrollados en islas lejanas a la costa como Islas del Rosario, el Archipiélago de San Bernardo y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. La situación actual en cuanto a la estructura y cobertura coralina sugiere que el ecosistema coralino se encuentra en un proceso de transición, viéndose los corales pétreos desplazados por las algas (Díaz *et al.*, 2000).

Por lo anteriormente mencionado, restaurar la salud arrecifal es una prioridad. Los pasos requeridos para esto, varían acuerdo a la naturaleza del daño, pero en general se busca acelerar el establecimiento y crecimiento coralino, y al mismo tiempo reducir el stress (Soong, 1993). Impactos puntuales en el área de distribución de una especie, pueden tener un efecto significativo en su estado de conservación. Dichos

tensores ambientales son comunes a todas las especies de coral, sin ser el efecto particular sobre cada una de ellas necesariamente el mismo. Esto evidencia los distintos niveles de tolerancia de las especies y poblaciones ante los diferentes agentes de deterioro ambiental, reflejando su estado de conservación y de salud (Ardila *et al.*, 2002). Aquellas especies con amplios rangos de tolerancia reciben el nombre de euritípicas, comportándose como cosmopolitas o ampliamente dispersas dentro de un ecosistema (Ramírez, 1999). Especies estenotípicas son aquellas cuyos rangos de tolerancia ambiental son estrechos y por ello son indicadoras de una condición fisicoquímica concreta (Zacharias y Roff, 2001). Existen dos perspectivas para señalar especies potencialmente indicadoras. La primera consiste en identificar las especies sensibles o adaptadas a medios de baja contaminación, cuya presencia indica dichas condiciones. La segunda, sería propia de áreas contaminadas, diferenciando especies de tolerancia baja, media o alta ante el tensor (Ramírez, 1999; Zacharias y Roff, 2001). Por otro lado, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) cataloga a las especies focales según su importancia ecológica y social, las cuales reflejan el estado de conservación y el tipo de manejo de los ambientes naturales. Una especie que muestra como los disturbios en un ecosistema pueden estar impactando a otros organismos es considerada cómo una especie focal indicadora. Una especie focal vulnerable es aquella que tiene muy poca resiliencia a los cambios del ambiente y que requiere de un cuidado especial para su mantenimiento (Zacharias y Roff, 2001; Pomeroy *et al.*, 2004).

Debido a la importancia ecológica y social que presentan las diferentes especies focales, la identificación, monitoreo y protección de estas dentro de un área específica es una de las razones por la cual se asignan las Áreas Marinas Protegidas (AMP; Pomeroy *et al.*, 2004). Las AMP fueron establecidas para una gran cantidad de propósitos, incluyendo aquellos que protegen las especies y el hábitat marino, la conservación de la biodiversidad, la restauración de los stocks pesqueros y el manejo de las actividades turísticas (McClanahan, 1999). La protección y mantenimiento de las poblaciones de especies focales son las razones más comunes para el uso de las AMP, lo cual indica el grado de efectividad de manejo del área

(Pomeroy *et al.*, 2004). Tanto para establecer como para monitorear el estado actual de las especies focales se deben medir ciertos atributos, los cuales deben cumplir como mínimo cinco criterios indispensables para poder ser aplicados en el contexto de áreas marinas protegidas. Lo primero es que sea medible, esto es que pueda ser registrado y analizado tanto cualitativa como cuantitativamente. Segundo, tiene que ser preciso, lo cual se refiere a que pueda ser definido de la misma forma por todas las personas. Tercero, que sea consistente, lo que indica que se pueda medir siempre lo mismo. Cuarto, sensitivo, que cambie proporcionalmente en relación a los cambios actuales en el atributo o ítem que se está evaluando. Por último, simple, es decir de fácil recolección. La abundancia y el tipo de distribución espacial de las poblaciones cumplen estos requisitos, por lo cual son utilizados como atributos de las poblaciones de las especies focales dentro de las AMP. Por lo tanto monitorear y comparar los cambios en la abundancia y distribución de las poblaciones de especies focales demostrará la efectividad de manejo del área. Si el manejo es apropiado, las poblaciones de especies focales son restauradas y se les permite crecer (McClanahan, 1999; Pomeroy *et al.*, 2004).

La ecología poblacional provee importantes herramientas para el entendimiento de los procesos históricos y de estructura y desarrollo poblacional; sin embargo poca atención ha sido prestada a los cambios *in situ* de los organismos sésiles (Meesters *et al.*, 2001). En cuanto a la biología poblacional de corales existen muy pocos estudios descriptivos acerca de los parámetros demográficos de las poblaciones. La información disponible se basa en estudios de comunidades en términos de cobertura de especies, número de colonias y a veces tamaños de colonias (Bak y Meesters, 1999). La estructura poblacional vista como la probabilidad de encontrar cualquier tamaño o edad dentro de la población de una especie, es la herramienta que corrobora la sensibilidad de la especie en su historia de vida (Meesters *et al.*, 2001). Una población influenciada solamente por condiciones ambientales y sin ningún tipo de efecto antrópico, es probable que cuente con los suficientes reproductores para mantenerse en el tiempo (Pomeroy *et al.*, 2004). Si el tamaño de la colonia refleja procesos de crecimiento y mortalidad parcial, los cambios

ambientales tienen que ser importantes. Sin embargo se necesitan datos de la misma especie en diferentes localidades para ver cómo la diferencia en la distribución de tallas está siendo influenciada por el ambiente (Bak y Meesters, 1999). Si la abundancia de los corales es reducida por alguna clase de estrés en el medio, puede subsecuentemente incrementarse si ese estrés disminuye. Si hay incremento en la abundancia se puede decir que se recuperó, lo cual no necesariamente implica que se ha recuperado en otros aspectos como la talla, tasas de reproducción y crecimiento, composición de las especies y diversidad (Connell, 1997). Por lo tanto, estudiar la estructura poblacional actual 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).

Tanto en el Caribe como en el Océano Pacífico, la sedimentación, debido principalmente a las actividades humanas, ha sido identificada como una de las mayores fuentes potenciales de degradación arrecifal (Hubbard, 1986). Además, es un parámetro físico importante que puede interferir con la tasa de crecimiento arrecifal, el metabolismo y la fecundidad (Hubbard y Scatturo, 1985). La sedimentación puede afectar el reclutamiento, ya sea por prevenir el asentamiento de plánulas, o por deposición sobre las superficies que puede llevar a la asfixia y a la muerte del coral (Lough *et al.*, 1997; Torres, 2001). En las Islas del Rosario, las formaciones arrecifales han desaparecido o se encuentran en un avanzado estado de deterioro debido principalmente a la apertura, hace tres siglos, del Canal del Dique. Este es un canal navegable que comunica con el río Magdalena, vertiendo aguas dulces con una alta carga de sedimentos (Alvarado *et al.*, 1986). En el Archipiélago de San Bernardo los factores que inciden son: la sobrepesca, la extracción de coral, la pesca con dinamita, el calentamiento global y la descarga de aguas continentales. El último debido principalmente a la influencia del río Sinu en el área. La situación actual en cuanto a su estructura y cobertura coralina sugiere que el archipiélago se encuentra en un proceso de transición, viéndose los corales pétreos desplazados por las algas (Díaz *et al.*, 2000).

Reyes y Santodomingo (2002), consideran que en Colombia las 89 especies de corales duros y nueve de corales negros, se encuentran en estado vulnerable y amenaza, las cuales están protegidas bajo el reglamento de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). *Siderastrea siderea* es una especie que no aparece en el Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. Esta especie se puede clasificar como un taxón No Evaluado (NE), por lo que todavía no ha sido catalogado en base a los criterios como el tamaño poblacional, el área que ocupa y la velocidad de deterioro, reducción o fragmentación de estos (Ardila *et al.*, 2002). *S. siderea* es reportada como una especie dominante en el Caribe, presentando valores destacados de abundancia y densidades de más de 4 colonias en 10.0 m², exhibiendo los menores porcentajes de superficie muerta dentro de las especies abundantes (Caballero *et al.*, 2004). Es una especie común, con un alto porcentaje de cobertura (Díaz-Pulido *et al.*, 2004). Se ha reportado que el crecimiento de los individuos de *S. siderea* no se ve amenazado por altas tasas de sedimentación (Mallela *et al.*, 2004). Es muy común en arrecifes profundos donde la sedimentación es en cierta manera, mayor debido a la reducida exposición al oleaje (Alcolado *et al.*, 1999). Y tal vez por esto en áreas degradadas debido a la alta sedimentación *S. siderea* es una de las últimas especies sobrevivientes (Acevedo *et al.*, 1989, Torres y Morelock, 2002). Adicionalmente, esta especie muestra alta capacidad para sobrevivir en ambientes estresados ya que el número de colonias reproductivas y la cantidad de tejido gametogénico por pólipo no es afectado severamente por un derrame de petróleo (Guzman y Holst, 1993).

El hecho que *S. siderea* soporte altos niveles de sedimentación hace que sea una especie con un amplio rango de tolerancia a dicho estresor. Por lo tanto, sus atributos demográficos en sitios de alto impacto antropogénico y alta actividad de escorrentías continentales la convierten en una especie potencialmente tolerante a la sedimentación. En este trabajo se busca determinar el estado actual de *S. siderea*, teniendo en cuenta la abundancia, distribución, estructura de tallas y estado de salud de la especie en diferentes estaciones del Parque Nacional Natural Corales del

Rosario y San Bernardo situadas en la unidad ecológica de Algas – Escombros, partiendo del hecho que es una especie potencialmente resistente al sedimento.

Este trabajo hace parte del macroproyecto titulado “Valoración de la efectividad de manejo para el área marina protegida en el Parque Corales del Rosario y San Bernardo (Cartagena): hacia un manejo adaptable de la primera área de arrecifes de coral protegida de Colombia”, el cual busca poner en práctica la evaluación de la efectividad de manejo de Áreas Marinas Protegidas, categoría en la que se encuentra el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, el cual posee un plan de manejo. Se tienen en cuenta los componentes biofísicos, socioeconómicos y gubernamentales, con fines de conservación. La primera parte del proyecto es identificar el estado actual de las especies focales, razón por la cual se escribe este trabajo para optar al mismo tiempo por el título de Biólogo Marino. En el proyecto están involucrados las siguientes entidades: Universidad Jorge Tadeo Lozano, Universidad de los Andes, Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales-UAESPNN, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Adréis-INVEMAR y la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

1 MARCO TEÓRICO

1.1 Generalidades de la Ecología de Poblaciones.

Ernest Haeckel en 1869 definió a la ecología como el total de relaciones de los animales con sus medios orgánico e inorgánico, vinculada estrechamente con cuatro

disciplinas biológicas: genética, evolución, fisiología y conducta. En términos demográficos, la ecología representa el estudio científico de las interacciones que regulan la distribución y abundancia de los organismos (Krebs, 1985). El problema básico de la ecología es establecer las causas de la distribución y abundancia de los organismos. Los conceptos de distribución y abundancia guardan una relación estrecha. Los factores que ejercen efectos sobre la distribución de una especie con frecuencia suelen afectar también su abundancia (Krebs, 1985).

Una población es un conjunto de individuos pertenecientes a la misma especie, que ocupan un área dada, entre los cuales es importante el flujo genético, y que compartan atributos tales como tasa de natalidad, tasa de mortalidad, proporción de sexos, distribución de edades (Ravinovich, 1978). Atributos típicos de un nuevo nivel de organización, responden de manera propia frente a la predación, competencia y otras presiones (Ravinovich, 1978; Begon *et al.*, 1996). Existen dos conceptos generales acerca de la biología de poblaciones en cuanto a la escala espacial e interacción entre sus individuos. En una escala espacial grande está la metapoblación, la cual consiste en la totalidad de grupos espacialmente separados, de poblaciones locales o subpoblaciones (Begon *et al.*, 1996). Por otro lado una subpoblación son grupos de la población que están separados geográficamente o por algún otro factor. Entre estos grupos el intercambio genético o demográfico es muy bajo o casi nulo, donde todos los individuos tienen las mismas probabilidades de cruzarse con otros o panmixia (Gotelli, 1998; Akcakaya *et al.*, 1999). Las diferencias de las características demográficas entre subpoblaciones tienen bases tanto ambientales como genéticas (Bak y Meesters, 1999; Ardila *et al.*, 2002).

1.2 Ecología de Poblaciones de Organismos Modulares.

La mayor diferencia entre especies, tanto de animales como de plantas, es la organización y diferenciación de sus tejidos. Esto separa a los organismos de acuerdo a su forma de crecimiento en unitarios y en son modulares. Dentro de los animales coloniales se encuentran los corales, hidroides, esponjas y briozoos, los

cuales presentan una forma de crecimiento modular, mostrando un incremento en talla debido a una programación de crecimiento y desarrollo, estructural y funcionalmente repetitivos (Begon *et al.*, 1996, Smith y Smith, 2001). Los organismos modulares son un conjunto de módulos repetidos derivados asexualmente por crecimiento vegetativo, que pueden variar tanto funcional como morfológicamente (Hall y Hughes, 1996). Los corales presentan diferentes módulos como el pólipo, los cálices y coralites estos poseen sus propias tasas de natalidad, mortalidad y crecimiento (Hughes, 1984; Jackson *et al.*, 1985; Hughes, 1987; Babcock, 1991; Begon *et al.*, 1996; Hughes, 1998; Smith y Smith, 2001). La reproducción es otro factor que diferencia a los organismos unitarios y modulares, en la cual varía tanto el tamaño como la edad de madurez sexual, el número progenie por cada evento reproductivo y la proporción de sexos. (Hall y Hughes, 1996)

Los corales se reproducen sexual o asexualmente. En cuanto a la reproducción sexual, se encuentran dos formas de llevar a cabo la fecundación. Cuando la fecundación es externa y se lleva a cabo en la columna de agua y se denominan especies “liberadoras” de gametos. Cuando la fecundación ocurre dentro del pólipo, las especies son conocidas como “incubadoras” de larvas (Richmond y Hunter, 1990; Mumby y Dythan, 2006). Luego de la fertilización, se forman las larvas denominadas plánulas. Éstas, al establecerse en un sustrato apropiado secretan un exoesqueleto de carbonato de calcio, con lo cual se transforma en un recluta, produciendo una nueva generación que va a dar lugar a una colonia (Alvarado *et al.*, 2004).

La dispersión, asentamiento y el reclutamiento son factores importantes en la dinámica poblacional de las especies coralinas (Edmunds, 2000). Debido a la dispersión larval, la conexión genética entre poblaciones separadas es muy discutida, hasta el punto de creerse que son poblaciones cerradas (Richmond y Hunter, 1990; Edmunds, 2000; Muko *et al.*, 2001). Se ha demostrado que especies con larvas pelágicas y móviles, presentan retención larval local, es decir, tendencia a

quedarse en los arrecifes parentales (Muko *et al.*, 2001; Severance y Karl, 2006; Mumby y Dythan, 2006).

Por otro lado, en la reproducción asexual el pólipo se divide en dos o más individuos, se pueden fragmentar o fisionar dependiendo si son ramificados o masivos, desarrollando nuevas colonias lo que se conoce como genets y ramets o clones. Estos clones ocupan un área considerable y son formaciones totalmente independientes de su madre (Richmond y Hunter, 1990; Smith y Smith, 2001; Mumby y Dythan, 2006).

Por la clonalidad y la modularidad así como por los procesos de fragmentación, los modelos poblacionales de organismos clonales, se basan en el tamaño y no en la edad (Begon *et al.*, 1996). En el caso de los genets y ramets, la colonia que se formó puede ser nueva pero viene de una colonia vieja, es decir que la colonia en sí puede ser vieja aunque los individuos clonados tengan una talla pequeña (Babcock, 1991, Begon *et al.* 1996). El crecimiento coralino puede ser tomado como respuesta a dos componentes principales: primero, la energía disponible para la deposición activa de material calcáreo (tasa de calcificación) y segundo, la forma como este material es usado por el coral para extender su esqueleto (Carricart-Gavinet y Merino, 2001). En el caso de la mortalidad total, ésta se presenta con más regularidad en los individuos de menor tamaño y como mortalidad parcial en las colonias de mayor tamaño (Meesters *et al.*, 1996). La distribución de talla de los corales tiene características similares a la de las plantas. Las poblaciones se caracterizan por tener muchos individuos de tallas pequeñas y pocos relativamente grandes (Meesters *et al.*, 2001).

1. 3 Abundancia y Distribución.

La distribución en el espacio de los organismos modulares está influenciada por las relaciones entre factores bióticos y abióticos. Los cambios de temperatura afectan las funciones de supervivencia, reproducción o desarrollo del organismo, limitando

la distribución en cuanto a la capacidad de competencia, resistencia a enfermedades, predación o parasitismo (Begon *et al* 1996). La competencia entre organismos por recursos afecta la distribución local, ya que algunas especies pueden secretar sustancias tóxicas para otras especies, restringiendo su distribución local (Babcock, 1991). En corales es muy importante la disponibilidad de luz, ya que de ella depende su simbiosis con las zooxantelas, las cuales la necesitan para llevar a cabo procesos fotosintéticos (Krebs, 1985; Babcock, 1991; Begon *et al* 1996).

La distribución espacial en los corales hermatípicos presenta una zonificación como respuesta a la profundidad del agua, la acción del oleaje y otros factores ambientales (Lewis, 1974). Ciertas especies o asociaciones entre especies son dominantes en sus respectivas zonas, pero algunas especies son comunes en varias zonas (Lewis, 1974). En las zonas que parecen ser homogéneas en cuanto a caracteres ambientales la mayoría de especies de corales específicamente en zonas someras presentan una distribución espacial contagiosa o agregada (Lewis, 1974). Esto para cada especie tiene su propia explicación, pero en general se debe a respuestas del crecimiento de la colonia, la capacidad de la larva para asentarse, la mortalidad parcial y la tasa de regeneración. De la evidencia para *Favia fragum* se concluye que grupos de colonias son el resultado de la atracción y asentamiento de las larvas cerca de colonias ya establecidas. Cambios en el desarrollo y crecimiento de *Porites astreoides*, explican la distribución agregada, que se deben principalmente a la fisión de colonias grandes en colonias más pequeñas, creando grupos cercanos (Lewis, 1974; 1997).

La distribución de los organismos en el espacio tiene una gran influencia sobre la densidad. Pueden presentarse distribuciones aleatorias, uniformes o en agregadas (Krebs, 1985). Los individuos se distribuyen aleatoriamente si la posición de cada uno de ellos es independiente de la ubicación de otros, es frecuente en medios homogéneos. La distribución uniforme se presenta cuando los individuos están más o menos equidistantes unos de los otros, ocurre donde la competencia es activa. El tipo más común de distribución es la agregada, en grupos separados; agrupamiento

que resulta de la respuesta de los organismos a las diferencias en el hábitat, cambios climáticos diarios o estacionales y patrones reproductivos (Odum, 1972; Smith y Smith, 2001).

1. 4 Estructura de Tallas

Dentro de la biología de los organismos clonales, los procesos poblacionales están más relacionados con la talla que con la edad (Hughes, 1984). Consecuentemente la estructura poblacional está más relacionada a la talla que a la edad. La variabilidad en la dinámica poblacional es debida a diferencias entre edad y talla. En las diferentes clases de cada talla hay colonias tanto viejas como jóvenes (Hughes y Connell, 1987). Al medir tasas de crecimiento y sobrevivencia de las colonias para examinar la influencia de la edad en el crecimiento y sobrevivencia sin importar el tamaño, se encuentra que el efecto de la talla es mayor; sin embargo la edad también tiene un impacto en el crecimiento (Bak y Meesters, 1999). Las colonias viejas y pequeñas mueren más a menudo y crecen más lentamente que las colonias jóvenes de la misma talla. La talla está relacionada con las variaciones de mortalidad y fecundidad, por ende individuos de la misma edad pero diferente talla tienen diferentes probabilidades de tener representación en siguientes generaciones (Hughes, 1984). El tamaño de las colonias está también relacionado a procesos crecimiento, supervivencia, reproducción y mortalidad, por ende las relaciones entre edad y tamaño son distorsionadas en ciertas especies. Existen diferencias significativas en la distribución de tallas entre subpoblaciones, según las características del área. En zonas degradadas es más probable encontrar un mayor número de individuos grandes que pequeños (Hughes, 1984; Hughes y Connell, 1987; Bak y Meesters, 1999; Meesters *et al.*, 2001). Datos transformados de la estructura de tallas tienen una mejor resolución y dan una aproximación más cercana de la distribución de edades. Esto se debe principalmente a procesos como la supervivencia juvenil, crecimiento y mortalidad de adultos. Estas transformaciones remueven la asimetría y dan como resultado distribuciones normales, lo cual facilita

su comparación, y permiten una vista más cercana de la participación de colonias de tallas pequeñas (Bak y Meesters, 1998; 1999).

El sesgo y la curtosis son medidas que explican la simetría de la distribución de los datos. En el caso del sesgo puede ser positivo o negativo dependiendo de la distribución de las observaciones a lo largo del eje x. En el caso de ser positiva la mayoría de los datos están en la parte izquierda del eje, es decir menores que la media, y en el caso de ser negativa la mayoría de los datos se encuentran en la parte derecha, observaciones mayores que la media. La curtosis puede ser platicúrtica, cuando es menor a cero o leptocúrtica cuando es mayor a cero. Esta variable mide la distancia de las observaciones a la media (Bak y Meesters, 1999). Weiner y Solbrig (1984), reportan que la jerarquía de las tallas de una población de plantas, se puede presentar de tres formas: la primera, se trata de una distribución donde existe una gran variación y no hay un dominio de cierta clase de talla. La segunda, una distribución donde existen pocos individuos grandes y muchos pequeños y la tercera donde los individuos grandes son los dominantes. Estos autores proponen que el Coeficiente de Gini es una herramienta estadística válida para explicar las diferentes jerarquías que presentan las distribuciones de tallas en las plantas. El coeficiente arroja valores entre cero y uno, para conocer la desigualdad de los datos. El valor de cero corresponde a que todos los individuos presentan un mismo tamaño, y un valor teórico máximo cuando todos los individuos menos uno presentan valores de cero (Bendel *et al.*, 1989).

En la mayoría de especies de corales escleractinos, la distribución de tallas presenta un sesgo positivo, lo que significa que la mayoría de las colonias están en las clases de tallas pequeñas. El sesgo positivo refleja la proporción de pequeños versus grandes, representando la entrada de juveniles y longevidad respectivamente. La preponderancia de tallas pequeñas resalta la importancia de estos individuos en la dinámica poblacional. Las colonias de tallas pequeñas tienen tasas de crecimiento más rápidas, pero al mismo tiempo pueden presentar mayor mortalidad total que las colonias de tallas mayores. Las tasas de recolonización son importantes para

mantener las poblaciones y minimizar el riesgo de extinciones locales. El bajo número de individuos con tallas grandes es resultado de efectos como enfermedades, bioerosión, y grandes tormentas. Colonias de tallas grandes correlacionaran con un alto número de módulos reproductivos (Bak y Meesters, 1999; Ginsburg *et al.*, 2001).

1.5 Mortalidad Parcial

La mortalidad parcial es común en corales escleractinos de tallas grandes. Está muy ligada al tamaño y forma de la colonia. La cantidad de superficie muerta en corales masivos incrementa con el tamaño de la colonia. Entre las especies de corales escleractinos, los rangos de mortalidad total están inversamente relacionados con el tamaño de la colonia. El crecimiento total incrementa a medida que aumenta la talla de la colonia y al mismo tiempo las habilidades competitivas y regenerativas. La mortalidad parcial causa que colonias de tallas grandes disminuyan de tamaño. En las clases más pequeñas la mortalidad parcial puede terminar en mortalidad total (Soong, 1993; Meesters *et al.*, 1996; Bak y Meesters, 1999; Ginsburg *et al.*, 2001).

En zonas de alta sedimentación las colonias se ven obligadas a tener un gasto extra de energía en mecanismos de limpieza. Esto conjuntamente con la baja actividad fotosintética, debido a los reducidos niveles de luz, causa una baja en la tasa de regeneración. El bajo potencial regenerativo incrementa la mortalidad parcial, el establecimiento de otros organismos en el esqueleto expuesto y la competencia (Meesters *et al.*, 1992).

1.6 Dinámica entre el Arrecife Coralino y las Algas

El aumento dramático en la cobertura y biomasa algal en los sistemas arrecifales, específicamente en el Caribe, se ha venido presentando desde hace ya varios años (Lirman, 2001). La explicación a este cambio de nicho es un tema que aún no esta claro. Por un lado, están las características oportunistas de las algas colonizando esqueleto coralino expuesto debido a enfermedades o blanqueamiento, mientras que

también existe un incremento en la competencia algal debido a factores antrópicos como eutrofización y sobrepesca (Lirman, 2001). Encontrar el verdadero responsable es difícil, pues casi todas las zonas cercanas a un arrecife coralino han sido expuestas a alguna actividad antrópica, especialmente la sobrepesca. Es por esto que se hace muy difícil de comparar, especialmente si cada zona tiene respuestas diferentes (Szmant, 2001). En la Gran Barrera Arrecifal de Australia, se encontró que el aumento en la cobertura y biomasa de algas costrosas, está correlacionada positivamente con la sedimentación (McCook, 2001). Otros estudios responsabilizan a la relación entre enriquecimiento de nutrientes y la herbivoría del sistema arrecifal, como causante de este cambio de nicho, principalmente debido a la eutrofización liderada por impactos antrópicos y declive en la comunidad herbívora causada por la sobrepesca (McCook *et al.*, 2001). En muchos de los arrecifes coralinos del Caribe el incremento en la cobertura algal, está documentado desde 1983, época durante la cual surgió mortandad del erizo *Diadema antillarum*, este erizo era principal invertebrado pastoreador de sitios que ya estaban expuestos a una sobrepesca. (McCook, 2001). El efecto de incremento en la cobertura de algas tiene consecuencias diferentes en las distintas especies de corales. La presencia o no de una especie se debe a las características de cada especie, como tamaño, forma, tipo de crecimiento, patrones de crecimiento, el tamaño del pólipo y del tentáculo y mecanismos reproductivos y de competitividad. Como conclusión los cambios en las comunidades arrecifales se deben a un efecto combinado entre el declive coralino, causado por blanqueamiento, tormentas, enfermedades, lo que abre un espacio para la colonización algal, unido a el reducido número de herbívoros debido a la sobrepesca (Lirman, 2001; McCook, 2001; McCook *et al.*, 2001; Szmant, 2001).

1.7 *Siderastrea siderea*

1.7.1 Ubicación Taxonómica.

REINO ANIMAL

Phylum Cnidaria

Clase Anthozoa Ehrenber, 1834

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Siderastreidae Vaughan y Wells, 1943

Género Siderastrea Blainville, 1830

Siderastrea siderea Ellis y Solander, 1786

1.7.2 Características Generales de la Especie.

La familia Siderastreidae presenta en el Caribe un género *Siderastrea* y en el Pacífico *Psammocora*. En el Indo Pacífico es una especie rara y no se encuentra a lo largo del arrecife (Wood, 1984). *S. siderea* presenta colonias incrustantes a masivas, que pueden llegar a medir hasta 2 m de diámetro. Los coralites presentan numerosos septos (44 a 55), compactos y estrechos de 3 a 5mm de diámetro dando una superficie suave. Los septos son uniformes, dirigidos en una pendiente de 45° hacia la columnela, formando de esta manera una fosa. La columnela está compuesta de elementos a manera de papilas. La coloración en vivo es gris claro o entre café y amarillo ocre. Esta especie se encuentra en la parte somera del arrecife principalmente entre los 0.5 y 2 m., pero puede habitar hasta los 60 m de profundidad. Esta presente en todo el Caribe colombiano (Reyes y Santodomingo, 2002).

1.7.3 Distribución Espacial, Gradiente de Profundidad y Unidades Ecológicas.

En Barbados, se ha reportado que *S. siderea* presenta una distribución espacial agregada a lo largo del arrecife de coral. Esto como consecuencia del gradiente de eutrofización en la zona, puesto que el continuo daño de una colonia conlleva a una fisión. Lo cual da como resultado un incremento en la proporción de colonias hijas pequeñas adyacentes a la colonia inicial (Lewis, 1997).

Reyes y Santodomingo (2002), reportan a *S. siderea* como una especie asociada a fondos blandos. A lo largo del Caribe colombiano la encuentran como habitante principalmente de la parte somera del arrecife; sin embargo ha sido observada en profundidades hasta los 60 m. Chiappone y Sullivan (1996) en la Florida, reportan a *S. siderea* como muy abundante en sustratos de restos coralinos entre los 2 – 20 m. Steiner (1999) en las Bahamas, encontró a *S. siderea* en profundidades de 9, 18 y 27 m, reportando la mayor abundancia en la profundidad de los 9 m, zona donde la carga de sedimentación es mayor. Diaz-Pulido *et al.*, (2004), en Colombia reportan a *S. siderea* tanto en arrecifes continentales como en oceánicos pero aclaran que existen zonas arrecifales exclusivamente de *S. siderea* y *Agaricia tenuifolia*, en el sector continental. Lopez-Victoria y Diaz (2000), reportan a *S. siderea* como una especie abundante en el Archipiélago de San Bernardo, creciendo por lo general en zonas de algas y escombros.

S. siderea se ha encontrado en dos unidades ecológicas diferentes en Colombia (Díaz *et al.*, 2000). La primera es: *Siderastrea siderea*-*Millepora complanata* (Ssid-Mcom), la cual es una unidad característica de ambientes de aguas turbias, con elevadas tasas de sedimentación. La unidad está compuesta por *S. siderea*, *Millepora complanata*, *Agaricia* spp y *Porites porites* principalmente, aunque son frecuentes también algunas especies de crecimiento masivo y varias algas. Pese a que su distribución es reducida, cubre extensiones considerables en algunas áreas influenciadas en mayor a menor grado por el aporte de sedimentos a través de las desembocaduras de ríos y riachuelos, así como por la resuspensión de sedimentos por la acción del oleaje. Tiene un grado de exposición al oleaje medio, el sustrato es una matriz calcárea, con un intervalo batimétrico de 0 – 5 m, un relieve ondulado y una inclinación del sustrato suave (Díaz *et al.*, 2000).

La segunda es la unidad de corales mixtos (Cmix), la cual está ampliamente distribuida en todas las áreas coralinas del Caribe colombiano (Díaz *et al.*, 2000). Presenta una gran diversidad de organismos, formas, y un amplio rango batimétrico. Las especies que predominan son corales pétreos de crecimiento masivo entre los

cuales se destacan *Montastrea* spp, *Diploria* spp, *Colpophylia natans* y *S. siderea*. También son frecuentes especies ramificadas y foliares como *P. porites*, *Acropora cervicornis* y *Agaricia* spp. Tiene un grado de exposición al oleaje bajo, el sustrato es matriz calcárea o fondos blandos, tiene un intervalo batimétrico de 5 – 30 m, con un relieve ondulado y una inclinación del sustrato suave. Las áreas donde se encuentra mejor representada son: el Archipiélago de San Bernardo, Banco Serrana, San Andrés y Roncador (Díaz *et al.*, 2000).

Adicionalmente está la unidad de algas sobre escombros (Algesc), unidad donde se realizó el presente trabajo, la cual no es característica de *S. siderea*. En esta zona, donde han sido agrupados numerosos hábitats cuyo componente principal lo constituyen las algas. Se presume que en un pasado fueron ambientes con activo crecimiento coralino. Los escombros corresponden principalmente a *A. palmata* y *A. cervicornis*, *P. porites* y *A. tenuifolia*, los cuales se encuentran cubiertos por una gran variedad de algas que varían en su composición dependiendo del área y la profundidad. Se destacan *Dictyota* spp, *Lobophora variegata*, *Halimeda* spp y las especies constituyentes de los céspedes algales. La unidad ecológica de algas sobre escombros es un componente importante del paisaje de muchos arrecifes en todo Colombia, especialmente en lugares donde la cobertura de corales acroporidos fue importante en el pasado, como en las Islas del Rosario, San Andrés y Providencia, los arrecifes de Utria y Gorgona, zonas en donde a partir de los fenómenos de blanqueamiento, las algas coralíneas y frondosas han colonizado el sustrato duro que constituyen los corales muertos. El grado de exposición al oleaje es variado, el sustrato es una matriz calcárea y un intervalo batimétrico entre 1 – 30 metros (Díaz *et al.*, 2000).

2 ESTADO DEL ARTE

S. siderea es reportada como una especie dominante, presentando valores destacados de abundancia y densidades superiores a cuatro colonias por metro cuadrado, en unidades ecológicas de corales mixtos. Es una especie común, presentando una abundancia superior a la de otras especies coralinas, con un alto porcentaje de cobertura. Se encuentra a lo largo de todo el arrecife cambiando su densidad según la zona (Rogers *et al.*, 1984; Jaap *et al.*, 1989; Sullivan *et al.*, 1994; Lewis, 1997; Alcolado *et al.*, 1999; Murdoch y Aronson, 1999; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Caballero *et al.*, 2004). En el Archipiélago de San Andrés, Caribe Colombiano es reportada como una especie muy común en profundidades entre los 0 – 20 m y una densidad de 0.11 col/m² (Garzón- Ferreira *et al.*, 2005).

En las Bahamas, Sullivan *et al* (1994), reportan a *S. siderea* como una especie dominante, con evidencia de menores tallas en sitios de alta carga de sedimentación. Su densidad cambia según las diferentes unidades ecológicas, encontrándose en mayores densidades en zonas de corales mixtos, en comparación con zonas características de *A. cervicornis* o de Algas Escombros (tabla 1). Chiappone *et al.*, (1996), en Cuba, reportan a *S. siderea* como una especie abundante, dominante en zonas de alto relieve, donde antes habitaban acroporidos.

Tabla 1. Densidad (colonias/m²) y área superficial promedio de *Siderastrea siderea* en diferentes arrecifes de la Bahía de Caicos, Bahamas. Tomado y modificado de Sullivan *et al* (1994).

TIPO DE ARRECIFE	Profundidad	Col/m ²	Área Superficial (cm ²)
<i>Acropora cervicornis</i>	1.0 - 1.5	0.08	130.0
Algas Escombros	6.0 - 10.0	0.28	45.0
Algas Escombros	15.0 - 17.1	0.27	200.0
Corales Mixtos	12.2 - 13.7	1.62	133.0
Corales Mixtos	11.1 - 14.7	0.71	70.0

Por otra parte, Hubbard y Scaturro (1985), en las Islas Vírgenes, afirman que el crecimiento de *S. siderea* decrece a medida que aumenta la profundidad, lo cual se

debe al gradiente de la intensidad lumínica en la columna de agua. Sin embargo la tasa de crecimiento es fuertemente afectada por la sedimentación y niveles de turbidez del agua. Estos autores encontraron que el crecimiento promedio de *S. siderea* es 0.20 ± 0.03 cm al año. En la Florida, Lirman (2001), encontró que las colonias de *S. siderea* no se ven afectadas por la presencia de algas y que el crecimiento de la especie es el mismo estando en competencia directa con algas que al no estar. Esto debido principalmente al tejido vivo en toda la superficie de la colonia, el cual por medio de movimiento ciliar y producción de mucus, compete directamente por alimento con las algas (Foster, 1979).

S. siderea presenta tanto reproducción sexual como asexual. En la sexual emite los gametos al medio para una fertilización externa durante los meses de Julio a Septiembre (Soong, 1993). La talla de maduración sexual, como en la mayoría de las especies, es un área superficial mayor a 100 cm^2 , sin embargo las colonias mayores a los 250 cm^2 de área superficial presentan una mayor fertilidad (Soong, 1993). En la reproducción asexual la colonia se fisura y se obtiene como resultado colonias pequeñas provenientes de la misma colonia (Soong, 1993). En el Caribe ha sido reportada como una especie gonocórica que expulsa los gametos a la columna de agua, durante los meses de Julio a Septiembre (Richmond y Hunter, 1990; Miller *et al.*, 2000).

Se han reportado diferentes clases de talla para *S. siderea* a lo largo del Caribe. En la tabla 2 se resumen las áreas máximas y mínimas, así como también la talla representativa según los diferentes estudios. La talla máxima encontrada para la especie es de $63,000 \text{ cm}^2$ de área superficial y fue reportada por Guzman y Tudhope (1998) en Panamá, por Ginsburg *et al* (2000) en la Florida y por Meesters *et al* (2001) en Curazao. Por otro lado, Bak y Meesters (1999) en Curazao, reportan un dominio de colonias pequeñas en un amplio rango de talla, atributos característicos de la mayoría de las especies de corales de crecimiento masivo (Meesters *et al.*, 2001).

Tabla 2. Rangos de tallas y tallas representativas de *Siderastrea siderea*

Autor	Lugar	Rango		Talla Representativa	
		Área Superficial (cm ²)	Diámetro (cm)	Área Superficial (cm ²)	Diámetro (cm)
Edmunds <i>et al.</i> , (1990)	Islas Vírgenes	0.0 - 2000.0	0.0 - 35.0	0.0 - 600.0	0.0 - 20.0
Guzman y Holst (1993)	Panamá	5652.0 - 26500.0	60.0 - 130.0		
Soong (1993)	Panamá	0.0 - 4000.0	0.0 - 50.0	0.0 - 25.0	0.0 - 4.0
Lewis (1997)	Barbados	0.0 - 40000.0	0.0 - 500.0	0.0 - 4000.0	0.0 - 50.0
Guzman y Tudhope (1998)	Panamá	3500.0 - 63000.0	150.0 - 200.0		
Bak y Meesters (1999)	Curazao	0.0 - 300.0	0.0 - 14.0	0.0 - 5.0	0.0 - 0.1
Alcolado <i>et al.</i> , (1999)	Cuba	0.0 - 10000.0	0.0 - 250.0	1000.0 - 1500.0	25.0 - 30.0
Vollmer y Edmunds (2000)	Jamaica	0.0 - 25.0	0.0 - 4.0		
Ginsburg <i>et al.</i> , (2001)	Florida	0.0 - 63000.0	0.0 - 200.0	150.0 - 2500.0	10.0 - 40.0
Meesters <i>et al.</i> , (2001)	Curazao	0.0 - 63000.0	0.0 - 200.0		

En cuanto a la estructura de tallas en zonas degradadas, Lewis (1997) en Barbados, reporta un dominio de colonias de tallas pequeñas en un corto rango de tallas, debido principalmente a la alta mortalidad total de las colonias grandes. Meesters *et al.* (2001), en Curazao, reporta a *S. siderea* con dominio de colonias de tallas grandes en un corto rango de tallas en zonas degradadas o marginales, debido a la imposibilidad de llevar a cabo procesos de reclutamiento.

Por otra parte, Wittenberg y Hunte (1992) en Barbados encuentran que la abundancia de los juveniles fue menor en sitios eutroficados que en los sitios de menor eutrofización, pero el tamaño de los juveniles fue mayor en los sitios eutroficados que en los sitios buenos. Esto como resultado de la alta mortalidad de individuos más pequeños en zonas degradadas, debido principalmente al incremento de algas y sedimentos. El reclutamiento de *S. siderea* es bastante bajo (Bak y Engel, 1979), por lo que es consevible que el gran número de colonias de talla pequeña se deba principalmente a procesos de fisión (Meesters *et al.*, Por publicar; Miller *et al.*, 2000).

Las enfermedades que pueden afectar a *S. siderea* son: la Banda Negra (BBD), Plaga Blanca I, II (WPL), Reacción de Cierre (SDR), Anomalías Esqueléticas (SKA) y Puntos Oscuros (DSD) (Richardson *et al.*, 1998; Sutherland *et al.*, 2004). En el Archipiélago de San Bernardo se encontró que las colonias de *S. siderea* presentan la enfermedad de Plaga Blanca, y en las Islas del Rosario se reportó Banda Negra, Puntos Oscuros y Plaga Blanca (Garzon-Ferreira *et al.*, 2001). Bruckner *et al.* (1997) describen un declive en la población de *S. siderea* en Jamaica

durante los años de 1992 y 1993. Los autores analizan como la enfermedad de banda negra se dispersó en las colonias de *S. siderea* principalmente por causas de escorrentías continentales y la alta precipitación de la zona en la época. Aclaran que la especie es resistente a este tipo de enfermedad pero que fueron procesos de inundaciones y de dragado en la zona los agentes causantes del declive de la población.

Meesters *et al* (1992) en Curazao, encontraron que *S. siderea* tiene tasas de regeneración más lentas que especies como *Acropora palmata*, *Porites asrteiodes* y *Diploria strigosa*; sin embargo aclara que la regeneración no fue más lenta en sitios de alta sedimentación que en sitios de baja sedimentación. También reportan que *S. siderea* tiene un rechazo al sedimento más rápido que el de las otras especies. Por lo tanto *S. siderea* presenta una regeneración más lenta en comparación con otras especies, pues emplea energía extra en procesos de limpieza rápidos, lo cual conlleva a una alta mortalidad parcial, y posteriormente a procesos de fisión, lo que podría ser una estrategia de propagación asexual, puesto que su tasa de reclutamiento sexual es bastante baja. Es por esto que mortalidades diferentes en las colonias y los cambios en la estructura de la comunidad pueden dar como resultado el dominio de especies como *S. siderea*, *D. strigosa* y *P. asteroides* en términos de cobertura y densidad en zonas de alta sedimentación (Pastorok y Bilyard, 1985).

Los resultados encontrados por Guzman *et al* (1994) en Panamá, concuerdan con los descritos. Los autores encuentran que *S. siderea* tiene una tasa de regeneración más lenta que especies como *P. porites*, *D. clivosa* y *D. strigosa*. Sin embargo, encuentran experimentalmente que colonias bajo contaminación por petróleo tienen una tasa de regeneración más rápida que las colonias que se encontraban en condiciones normales. En la Florida, Ginsburg *et al* (2001) encuentran en zonas a lo largo de la plataforma continental, donde las formaciones coralinas están próximas a descargas continentales así como también a impactos antrópicos, que *S. siderea* presenta mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias grandes. Es decir

una correlación positiva entre el porcentaje de mortalidad parcial y el tamaño de la colonia.

Por otra parte Ginsburg *et al* (2001) encuentran que la especie es capaz de soportar fluctuaciones en la temperatura hasta los 32°C y de salinidad hasta los 70 ‰. Porter *et al* (1982) en la Florida, encuentran que *S. siderea* no se vio afectada por un declive en la temperatura hasta los 13° C.

En la Bahía de Cartagena Garzon-Ferreira y Kielman (1994) reportaron una mortalidad parcial media para *S. siderea* entre el 6 – 12%. Reportan un declive en su cobertura y tejido vivo, evidenciando por el porcentaje de mortalidad parcial de *S. siderea* a lo largo del Caribe colombiano. En el Archipiélago de San Andrés y Providencia, Caribe colombiano, Garzon-Ferreira *et al* (2005) encontraron que en colonias de *S. siderea* el 90 % de la mortalidad es antigua y ocupa un 40% del área superficial de la colonia, mientras que el 10% se trata de mortalidad reciente ocupando menos del 5% del área superficial de la colonia. Esta fue una de las especies que presentó el menor porcentaje de mortalidad reciente de todo el arrecife.

En las Islas del Rosario, específicamente en el sector de Pajarales, Lopez-Victoria y Zea (2004) reportaron la mayor cantidad de individuos de la esponja incrustante *Cliona tenuis* colonizando colonias de *S. siderea*, en comparación con las demás especies de corales escleractinidos. Reportaron también que las colonias de *S. siderea* fueron colonizadas más rápidamente que otros corales.

En Jamaica Perry (1998), reportó los principales bioerodadores de *S. siderea*. Aclara que estos cambian dependiendo de la zona del arrecife donde se encuentren las colonias. En la parte de atrás del arrecife cerca de tapetes de *Thalassia* el principal bioerodador de *S. siderea* es el bivalvo *Lithophaga bisulcata*. Este bivalvo crea huecos en la colonia hasta de 15 cm de largo y 2 cm de ancho.

3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.

Conocer el estado actual de la distribución, abundancia, estructura de tallas y estado de salud de *Siderastrea siderea* en la unidad ecológica de Algas-Escombros (Algesc), en el Parque Nacional Natural del Rosario y San Bernardo, Área Marina Protegida.

4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

Determinar y comparar el patrón de distribución espacial, el tipo de sustrato y organismos asociados de *Siderastrea siderea* de la unidad ecológica Algesc, en el área marina protegida del PNNCRSB.

Cuantificar y comparar el tamaño poblacional y la estructura de tallas de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones dentro del AMP del PNNCRSB.

Identificar el estado de salud de *Siderastrea siderea* haciendo uso del porcentaje de cobertura de tejido muerto, vivo y enfermo en las diferentes tallas, en cada una de las estaciones, teniendo en cuenta las comunidades asociadas y la distancia a las desembocaduras de aguas continentales e impactos antrópicos con el fin de establecer un patrón.

Evaluar la viabilidad del uso de los parámetros demográficos de *Siderastrea siderea* como una especie focal indicadora de condición resistente o tolerante a la sedimentación.

5 HIPÓTESIS.

- *Siderastrea siderea* en las estaciones del PNNCRSB, presenta un patrón de distribución espacial agregado, con dominio de cobertura de sustrato de Coral Muerto y Roca-Alga.
- La distribución de tallas de *Siderastrea siderea* en el PNNCRSB, presenta mayor cantidad de individuos de tallas pequeñas con relación a los de tallas grandes.
- El porcentaje de cobertura de mortalidad parcial será mayor en individuos de tallas grandes y el porcentaje de cobertura de mortalidad total será mayor en individuos de tallas pequeñas.
- Los parámetros demográficos de *Siderastrea siderea* son elementos viables para identificar a la especie como una especie focal indicadora de condición resistente a la sedimentación.

6 METODOLOGÍA.

6.1 Área de Estudio.

El presente estudio se realizó en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. El Archipiélago de San Bernardo fue sumado al Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario mediante la resolución 1425 de diciembre de 1996 del Ministerio del Medio Ambiente. Se unificó el Parque y aumentó su área a 120000 ha, modificando su denominación a Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). El Parque está situado en el mar Caribe, en el Norte de Colombia frente a las costas de los departamentos de Sucre y Bolívar (Díaz *et al.*, 2000). En términos generales, la estructura de estas islas es muy semejante, lo que permite considerarlos como pertenecientes al mismo sistema arrecifal influenciado por condiciones medioambientales semejantes (Prahl y Edhardt, 1985).

La estacionalidad de las lluvias en esta zona conserva los rasgos típicos del Caribe colombiano. Las estaciones están bien definidas en dos períodos: una seca desde diciembre hasta abril y otra lluviosa de mayo a noviembre. En julio-agosto se presenta una disminución de lluvias llamado “veranillo” o época de transición. En la estación seca, los vientos Alisios soplan predominantemente de las direcciones norte y noreste y simultáneamente la corriente se dirige hacia el sur o suroeste, así mismo incrementándose la frecuencia de los oleajes fuertes del noreste. En la estación húmeda los Alisios son de poca fuerza y en diferentes direcciones (Leble y Cuignon, 1987; Díaz *et al.*, 2000; Franco, 2005). Las corrientes de la zona, durante la época de lluvias, llevan aguas turbias del río Sinu atravesando con dirección norte la zona de las Islas de San Bernardo, posteriormente se unen con aguas de la Bahía de Barbacoas, recogiendo la influencia de aguas continentales provenientes del Canal del Dique, para luego dirigirse hacia Islas del Rosario (Cendales *et al.*, 2002)

6.2 Islas del Rosario.

Al sur occidente de la Bahía de Cartagena, entre los 10° 07' - 10° 14' N, 75° 37' - 75° 57' W, se localiza un complejo de islas, correspondientes a antiguos arrecifes de Barrera, los cuales fueron erosionados desde el pleistoceno y totalmente copados por el mar, denominados Las Islas del Rosario (figura 1).

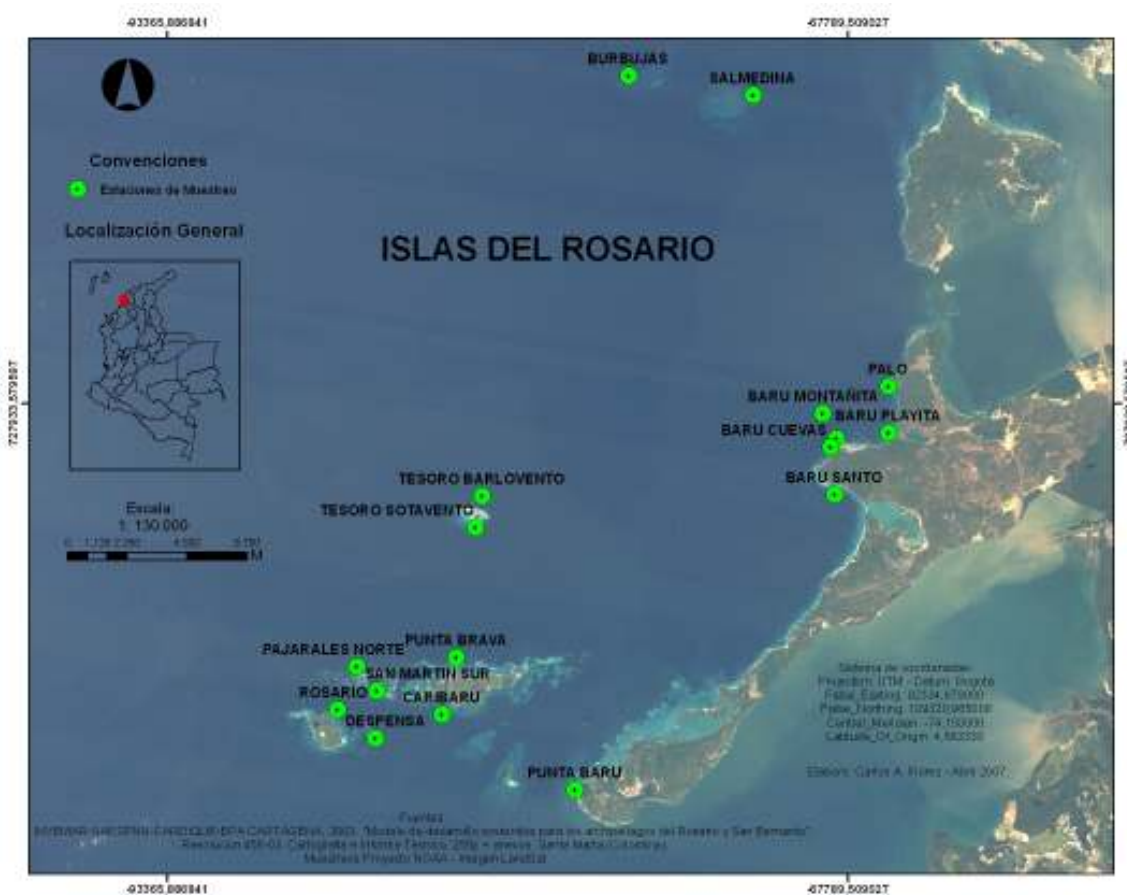


Figura 1. Mapa de las estaciones muestradas en las Islas del Rosario.

Los antiguos andamios esqueléticos, parcialmente emergidos, albergan una rica fauna coralina, sin lugar a dudas la más rica del litoral del Caribe colombiano (Prahl y Edhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000). Es un conjunto de antiguas y sucesivas formaciones de coral a diferentes profundidades, conformado por 28 islas y cayos emergidos a menos de 3 m de altura, a excepción de Barú que tiene algunas elevaciones mayores (Cendales *et al.*, 2002). Las islas se localizan alrededor de la Isla Grande, la mayor de todas. Hacia el este de la misma, se sitúa Periquito (frente a Barú), hacia el norte la Isla del Tesoro, hacia el oeste la Isla de Rosario y hacia el

sur la Isla Arena. Tienen un área total de 145,3 km², con una población de 613 habitantes permanentes en las islas que explotan el turismo recreativo, la pesca artesanal y diferentes actividades náuticas (Díaz *et al.*, 2000). La temperatura promedio anual del agua es de 27.5° C y la precipitación anual promedio de 1013.1 mm (Sanchez, 1995).

El área de las Islas del Rosario y Barú es un complejo de arrecifes que contiene varios de los tipos geomorfológicos básicos como son los arrecifes franjeantes, bancos y parches. Estas formaciones se encuentran creciendo sobre terrazas y relieves formados previamente durante cambios relativos y absolutos del nivel del mar (Cendales *et al.*, 2002). Es un lugar en transición, en el cual ahora dominan corales de especies masivas e incrustantes así como también algas oportunistas. Hay un remplazo de nicho de *Agaricia tenuifolia* por *Acropora cervicornis*. La comunidad coralina está basada en una zonación vertical donde se destacan las diferentes unidades ecológicas. Sobre los escombros de acropóridos especies oportunistas como *Porites astreoides*, *Millepora* spp., *Agaricia agaricites*, *A. tenuifolia*, *Diploria* spp., *Meandrina meandrites*, *Isophyllastrea rigida* y *Colpophillia natans*, han colonizado (Cendales *et al.*, 2002).

Las formaciones arrecifales actualmente han desaparecido o se encuentran en avanzado estado de deterioro debido entre otros a la apertura, hace tres siglos, del Canal del Dique, un canal navegable que comunica con el río Magdalena, vertiendo aguas dulces con una alta carga de sedimentos (Alvarado *et al.*, 1986).

6. 3 Islas de San Bernardo.

El Archipiélago de San Bernardo (ASB) se localiza en la región central del Caribe colombiano en el extremo norte del Golfo de Morrosquillo entre los 9° 39' - 9° 52' N y 75° 40' - 75° 57' O, frente a las costas del departamento de Sucre, perteneciendo a la jurisdicción del departamento de Bolívar. (Prahl y Edhardt, 1985). El archipiélago

se extiende desde la costa continental hasta 15 km mar adentro ocupando un área de 213,3 km², de los cuales 4,2 km² representan el área emergida, constituyendo el sistema de bajos e islas más extenso sobre la plataforma continental colombiana (Díaz *et al.*, 2000; figura 2).

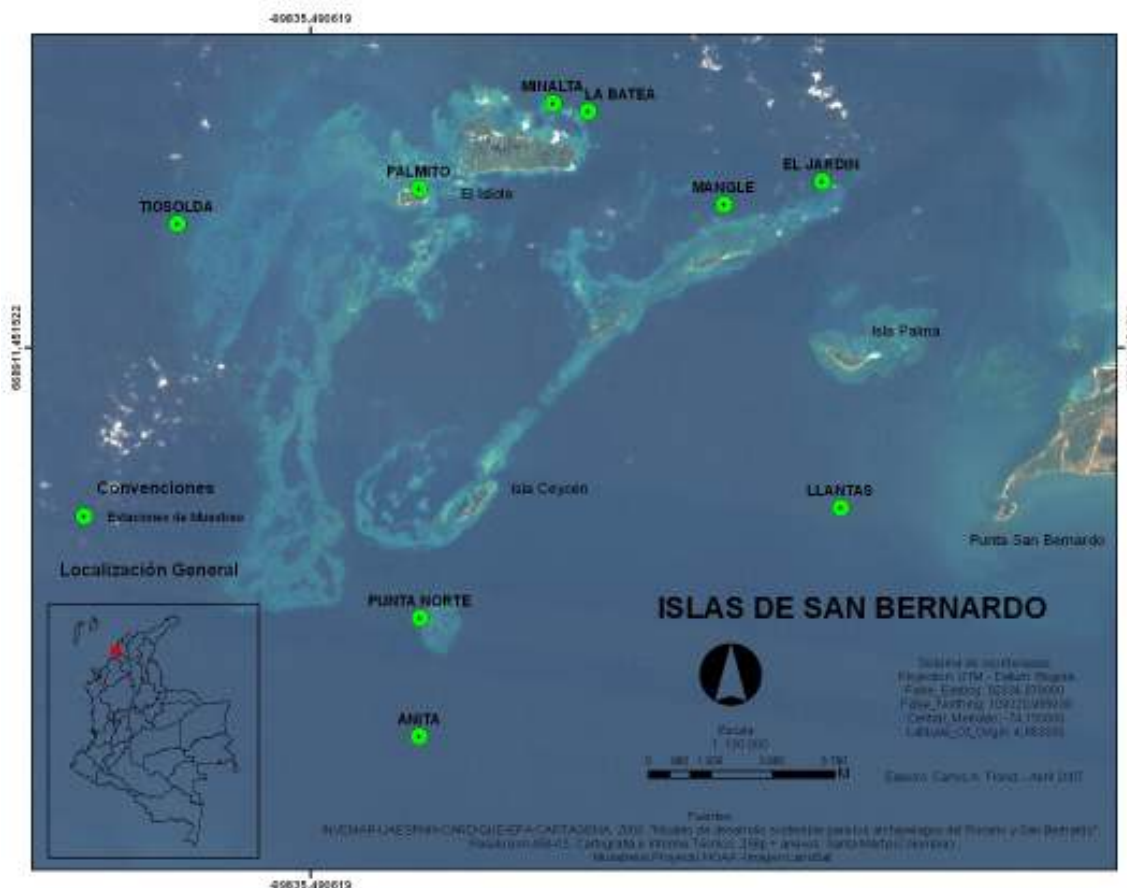


Figura 2. Mapa de las estaciones muestreadas en el Archipiélago de San Bernardo.

El clima está fundamentalmente determinado por el régimen estacional de los vientos alisios, con una temperatura anual de 27° C poco variable a lo largo de todo el año y una precipitación total anual alrededor de 1000 mm distribuida en dos estaciones hídricas. La temperatura superficial del agua está entre 27° y 29° C (Lopez-Victoria y Diaz, 2000). Presenta una tasa de sedimentación de (0.7 cm² mg⁻¹ d⁻¹) y un enriquecimiento con nutrientes (NO₂ 0.51 µg at/l, NO₃ 1.43 µg at/l, PO₄ 0.23 µg at/l), afectando la mayoría de las comunidades arrecifales y favoreciendo el establecimiento y desarrollo de algas foliosas caracterizados por *Halimeda opuntia* y

Dictyota sp. (Gonzales *et al.*, 1999). Los factores que inciden en el archipiélago son: la sobrepesca, la extracción de coral, la pesca con dinamita, el calentamiento global y la descarga de aguas continentales. El último debido principalmente a la influencia del río Sinu en el área. La situación actual en cuanto a su estructura y cobertura coralina sugiere que el archipiélago se encuentra en un proceso de transición, viéndose los corales pétreos desplazados por las algas (Díaz *et al.*, 2000).

El Archipiélago de San Bernardo corresponde a un banco coralino parcialmente emergido, compuesto por un complejo de arrecifes franjeantes, arrecifes de parche, tapetes arrecifales y corales dispersos sobre fondos sedimentarios. El promedio de cobertura relativa de coral vivo determinado para toda el área es de 46.2%. De las cuales se registran 43 especies de corales pétreos, tres de ellas hidrocorales (Milleporina y Stylasterina) y 40 escleractinidos. Las especies más frecuentes creciendo por lo general en forma de costras sobre esqueletos viejos y escombros de otras especies, *Porites porites*, *Colpohpillia natans*, *Siderastrea siderea* y *Montastrea annularis* (Lopez-Victoria y Diaz, 2000).

6. 4 Fase de Campo.

Se realizaron dos muestreos: el primero en junio del 2006 y el segundo en noviembre del mismo año. Se escogieron 28 estaciones en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, 18 en Islas del Rosario y diez en el Archipiélago de San Bernardo. En los dos sectores las estaciones fueron ubicadas dentro del área marina protegida y escogidas en zonas donde existía evidencia de *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata*, unidad ecológica de Algas sobre Escombros. Las estaciones de las Islas del Rosario fueron: Baru Montanita, Baru Cuevas, Baru Playita, Baru Santo, Imelda, Palo, Sal Medina, Burbujas, Tesoro Barlovento y Sotavento, Rosario, San Martín Sur, Pajarales Norte, Caribaru, Punta Baru, Punta Brava y La Despensa (Figura 1). En el Archipiélago de San Bernardo las estaciones fueron: Las Llantas, Mina Alta, Tiosolda, Palmitato, Mangle, Bajo de Sotavento el Jardín, Punta Norte, La Batea y Anita (Figura 2).

En cada estación se trazó, con ayuda de equipo Scuba, un transecto de banda paralelo a la línea de costa de 2 m de ancho por 20 m de largo. Los transectos se evaluaron haciendo uso de un cinturón de fotocuadrantes de 1x1m. En todas las fotos un cuadrado de 1x1m se ubicó en el sustrato como referencia. Al encontrar muy pocas colonias dentro de los transectos con ayuda de una cinta métrica se midieron las colonias de *S. siderea* que se encontraban cerca del transecto, aproximadamente a 10 m a la redonda. Se midió el diámetro mayor, menor, la altura y el porcentaje de tejido muerto, para de esa forma determinar área superficial y porcentaje de mortalidad.

Al no encontrar las suficientes colonias para realizar una estructura de tallas se decidió utilizar y modificar la metodología propuesta por Bohnsack y Bannerot (1986), la cual consta en trazar un círculo imaginario con determinado radio, dividirlo en 4 cuadrantes y censar las especies presentes. Esta metodología es propuesta para peces, recibe el nombre de censo visual estacionario, en la cual primero se hace un censo estacionario de cada cuadrante y luego se hace el recorrido por los diferentes cuadrantes. En el presente estudio se dividió el círculo en 3 zonas como lo muestra la figura 3; B, corresponde al transecto evaluado por fotocuadrantes, con un área de 40 m², A y A1 se evaluaron con ayuda de la cinta métrica y con un área 137 m², de esa manera se evaluó un área total estimada de 314.16 m² en cada estación.

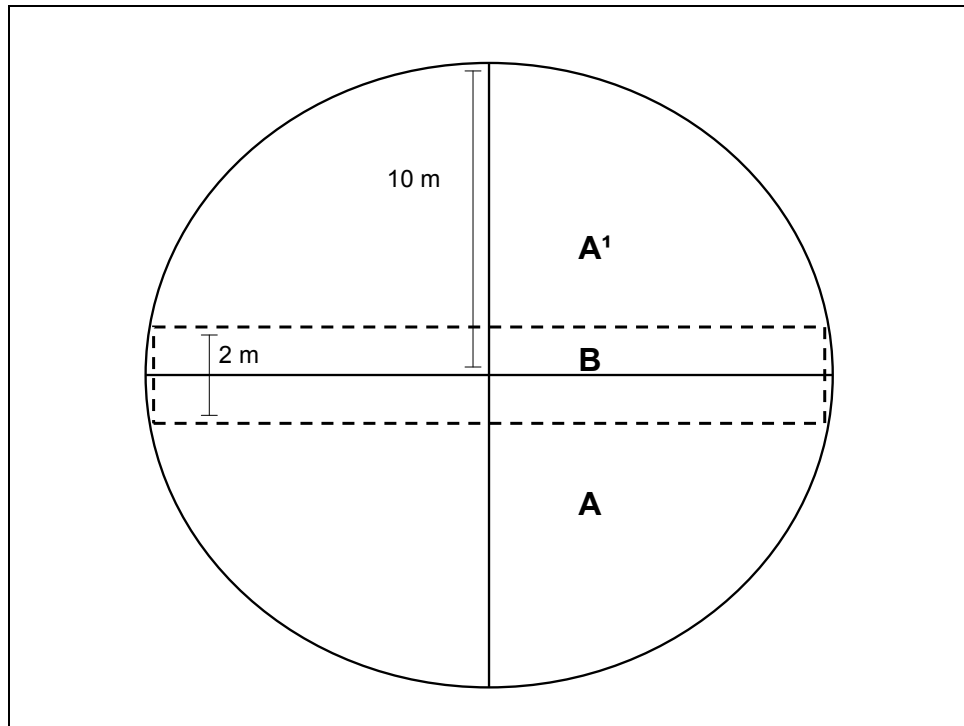


Figura 3. Método de muestreo. A1,A: Corresponden al área evaluada con ayuda de una cinta métrica (137m^2); B: área evaluada por medio del fotocuadrantes (40m^2); Área Estimada Total (314.16m^2).

6.5 Fase de Gabinete.

Con ayuda del software Adobe Photoshop 7.0, se igualó el tamaño del cuadrante a píxeles, es decir 100 cm equivalen a 1000 píxeles, para todas las fotos. Posteriormente por medio del programa Image J se realizaron las respectivas mediciones de abundancia, estructura de tallas y porcentaje de mortalidad parcial.

6.5.1 Distribución.

Para evaluar el tipo de distribución presente en las poblaciones se utilizaron los datos obtenidos dentro de los transectos y se hizo uso del fundamento de Poisson suponiendo que la media sea igual a la varianza, utilizando la prueba de razón varianza/media, donde

$$RV = \sigma^2/\mu \text{ (Ramírez, 1999)}$$

Si $RV < 1$: uniforme; $RV = 1$: aleatorio y $RV > 1$ contagioso

6. 5. 2 Abundancia.

La abundancia fue evaluada mediante el número total de individuos (colonias separadas totalmente) y la densidad poblacional (# total de individuos / área muestreada).

6. 5. 3 Estructura de Tallas.

El área superficial de la colonia fue medida utilizando dos métodos; el primero por medio del programa Image J donde se evaluaron las colonias dentro del transecto, y el segundo con los datos de fuera del transecto. El área superficial fue calculada mediante la siguiente formula, teniendo como referencia la ecuación de área de una esfera

$\{(Diámetro Mayor + Diámetro Menor) / 2\} / 2 = Radio$ (Dolciani *et al.*, 1989)

$$Área Superficial = (4 \pi r^2) / 2$$

Con los tamaños de cada colonia se realizaron histogramas de frecuencia de clases de talla, para cada estación. Se realizó la transformación de logaritmo en base 10, puesto que reducen el ruido causado por los datos extremos (Bak y Meesters, 1999). Se obtuvo el sesgo y la curtosis, para cada estación. Se evaluó también el coeficiente de Gini para cada grupo de datos.

Mediante el análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (MDS), se agruparon las estaciones según el sesgo y la curtosis. El cual a partir de un análisis de similaridad (Bray-Curtis, Distancia Euclidiana), ordena los objetos según el valor o peso de las variables, en dos o tres dimensiones. Se necesita que los datos estén estandarizados (Lebenpre y Legender, 1998; Ludwig y Reinolds, 1999). Para esto se hizo uso de los paquetes estadísticos STATGRAPHICS plus 5.0; PRIMER 5; STATISTICS.

Según la mínima talla de reproducción ($> 250 \text{ cm}^2$, Snoog, 1993), se realizaron nuevamente histogramas de frecuencia en tres clases de talla: la primera se trata de

colonias con un área superficial menor a 250.0 cm², las cuales se pueden tratar como pequeñas o infértiles. La segunda entre los 250.0 y 500.0 cm², de área superficial. Finalmente en la tercera clase de talla se encuentran las colonias de tallas superiores a los 500.0 cm² de área superficial. Se utilizaron los datos tomados dentro y fuera del los transectos.

6. 5. 4 Estado de Salud.

Se evaluó el porcentaje de tejido vivo y muerto en el área superior de la colonia, obteniendo mortalidad parcial o total. Con los datos de porcentajes de cobertura de tejido vivo y muerto se realizaron histogramas de frecuencia, teniendo en cuenta las tres clases de talla según la mínima talla de reproducción. Se realizaron tablas de contingencia para ver la relación entre las clases de tallas en las diferentes estaciones, y el porcentaje de mortalidad parcial (Miller *et al.*, 2000). No se identificaron las diferentes enfermedades que afectan a *S. siderea*.

6. 5. 5 Tipo de Sustrato y Organismos Asociados.

El micro-hábitat presente se caracterizó teniendo en cuenta el tipo de sustrato y organismos asociados. Utilizando el programa Image J se midió la cobertura de Coral Vivo, Coral Muerto, Sustrato Arenoso, Roca-Alga y Otros, donde se incluyeron corales blandos, esponjas y algas frondosas. Mediante un Análisis de ordenación de los componentes principales (PCA), se agruparon las estaciones según su asociación a los diferentes sustratos y grupos funcionales. El PCA es un método que parte de una matriz de semejanzas y el resultado es un reducido sistema de coordenadas que provee la información acerca de las relaciones ecológicas entre las unidades, hace énfasis en los mayores patrones de variación de los descriptores

(Digby y Kempton, 1994; Lebenpre y Legender, 1998 Ludwig y Reinolds, 1999), esto mediante el paquete estadístico, MVSP (Multi-Variate Statistical Package).

6. 5. 6 Comparaciones.

Para cada grupo de datos se obtuvieron las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (coeficiente de variación, desviación estándar). Se realizaron diagramas de cajas y se identificó gráficamente los rangos, las medias, medianas y valores extremos. A los datos transformados se les aplicó la prueba de bondad de ajuste Shapiro-Wilks (nivel de confianza del 95.0%) para ver si provenían de una distribución normal. Igualmente se realizó la prueba de homogeneidad de varianza Bartlett con un nivel de confianza del 95.0% (Ramirez, 1999). Se usaron pruebas Kolmogorov – Smironov para observar las diferencias en las distribuciones según las estaciones (Ramirez, 1999; Meesters *et al.*, 2001).

7 RESULTADOS

7.1 Abundancia de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

El número de colonias de *S. siderea* varió en las 28 estaciones muestreadas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, encontrando desde seis colonias hasta 55 por estación. Punta Norte fue la estación que presentó el mayor número de colonias (55), seguida por El Jardín (49) y Mangle (41), por otro lado, la estación que presentó el menor número de colonias fue La Despensa (6), seguida por Punta Baru y Palo Profundo (7). La densidad de *S. siderea* en las 28 estaciones muestreadas fue menor a una colonia por metro cuadrado y varió entre 0.02 y 0.2 colonias por metro cuadrado. En general las estaciones ubicadas en el Archipiélago de San Bernardo presentaron mayor número de colonias que las estaciones ubicadas en el complejo de Islas del Rosario (figura 4, tabla 3).

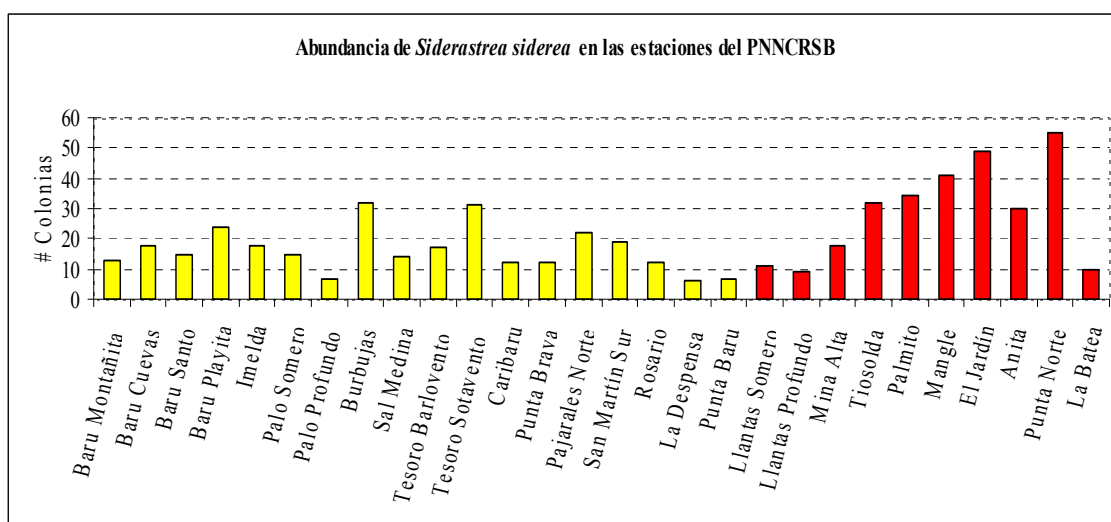


Figura 4. Abundancia de *Siderastrea siderea* en las 28 estaciones muestreadas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. En amarillo las estaciones pertenecientes al complejo de Islas del Rosario y en rojo las estaciones pertenecientes al Archipiélago de San Bernardo.

La relación entre la varianza y la media del número de colonias de *S. siderea* de las diferentes estaciones se muestra en la tabla 3. La mayoría de las estaciones

presentaron una relación superior a la unidad, es decir que *S. siderea* en esas estaciones presenta una distribución espacial de tipo agregado o contagiosa. Las estaciones en las cuales la relación fue menor a la unidad *S. siderea* presenta una distribución espacial de tipo uniforme.

Tabla 3. Comparación de la abundancia y la relación entre la varianza y la media del número de colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones muestreadas (314.16 m²) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Estación	n	Densidad (col/m ²)	σ^2/μ
ISLAS DEL ROSARIO			
Baru Montañita	13	0.041	0.654
Baru Cuevas	18	0.057	1.004
Baru Santo	15	0.048	0.983
Baru Playita	24	0.076	1.321
Imelda	18	0.057	1.001
Palo Somero	15	0.048	0.058
Palo Profundo	7	0.022	0.854
Burbujas	32	0.102	1.611
Sal Medina	14	0.045	1.915
Tesoro Barlovento	17	0.054	0.000
Tesoro Sotavento	31	0.099	1.631
Caribaru	12	0.038	1.043
Punta Brava	12	0.038	1.932
San Martín Sur	22	0.070	1.468
Rosario	19	0.060	1.675
La Despensa	12	0.038	1.541
Pajarales Norte	6	0.019	0.894
Punta Baru	7	0.022	0.135
ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO			
Llantas Somero	11	0.035	0.321
Llantas Profundo	9	0.029	0.673
Mina Alta	18	0.057	0.871
Tiosolda	32	0.102	0.289
Palmito	34	0.108	1.236
Mangle	41	0.131	1.659
El Jardín	49	0.156	1.762
Anita	30	0.095	1.912
Punta Norte	55	0.175	1.659
La Batea	10	0.032	1.962

7.2 Estructura de tallas de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

La distribución de la frecuencia de tallas de las colonias de *S. siderea* para cada una de las 28 estaciones muestreadas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario

y San Bernardo se muestran en las figuras 5. La generalidad para la mayoría de las estaciones es una distribución inclinada hacia colonias de tallas pequeñas. La colonia que presentó la mayor área superficial fue de 34,973.20 cm² y la que presentó la menor área superficial fue de 3.53 cm².

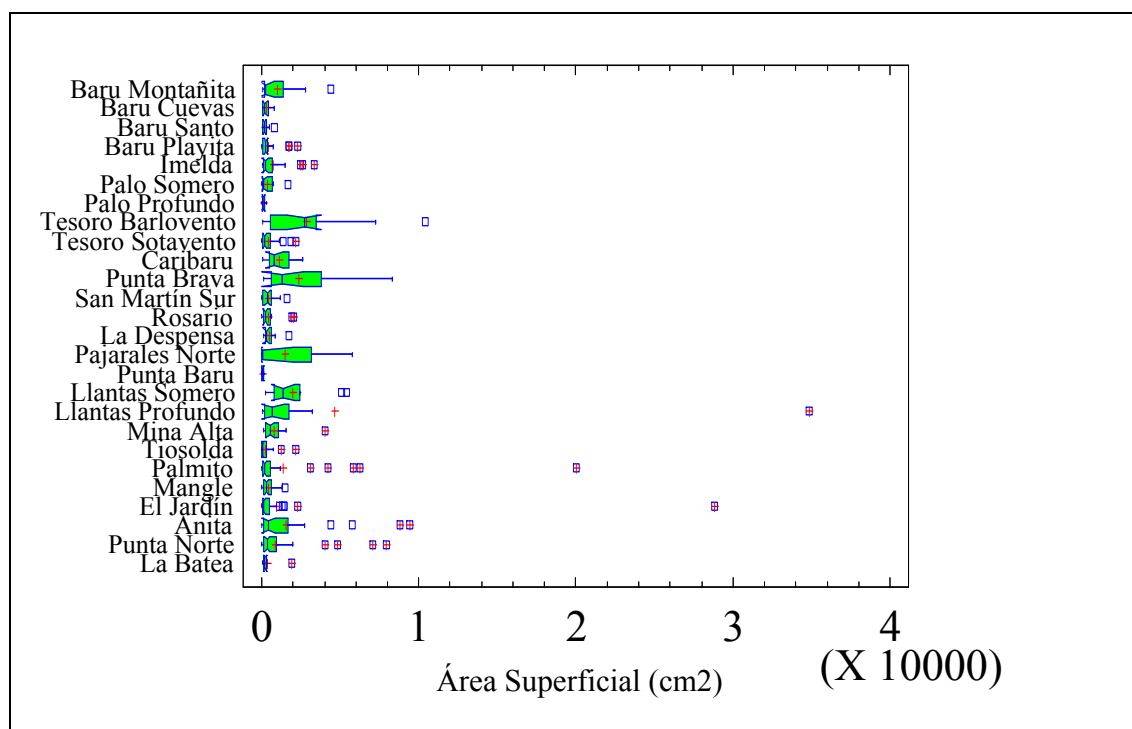


Figura 5. Diagrama de Caja de la distribución de tallas de las colonias *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones. La cruz roja representa la media; el nudo la mediana; el cuadrado valores extremos; la caja el rango de tallas.

La media de las áreas superficiales, el coeficiente de variación, los valores máximos y mínimos y el coeficiente de Gini de las colonias de *S. siderea*, para cada una de las estaciones muestreadas se muestran en la tabla 4. Llantas Profundo fue la estación donde se encontró la talla media más grande ($4649.17 \text{ cm}^2 \pm 11380.5$), seguida por Tesoro Barlovento ($2835.82 \text{ cm}^2 \pm 2861.84$), Punta Brava ($2427.43 \text{ cm}^2 \pm 2484.22$), Llantas Somero ($1980.71 \text{ cm}^2 \pm 1722.91$), Anita ($1531.67 \text{ cm}^2 \pm 2464.15$) y Palmito ($1388.52 \text{ cm}^2 \pm 3659.62$). Por otra parte, Punta Barú presentó la talla media más pequeña ($62.24 \text{ cm}^2 \pm 51.58$), seguida por Tiosolda ($256.14 \text{ cm}^2 \pm 433.53$) y La Batea ($361.96 \text{ cm}^2 \pm 544.77$). La estación que presentó el menor tamaño de colonia fue Palo Somero (3.53 cm^2), seguida por Tiosolda y Punta Norte (6.28 cm^2),

mientras que la estación que presentó el mayor tamaño de colonia fue Llantas Profundo (34873.2 cm²) seguida por Tesoro Barlovento (10433.6 cm²).

Tabla 4. Estadísticos de cada estación muestreada (314.16 m²), en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo; n: Número total de colonias; μ : Media; DS: Desviación Estandar; CV: Coeficiente de Variación; Coeficiente de Gini.

Estación	n	μ	DS	Mínimo	Máximo	CV	Gini
ISLAS DEL ROSARIO							
Baru Montañita	13	999.67	1291.36	76.84	4410.65	129.18	0.058
Baru Cuevas	18	300.41	256.4	47.52	795.22	85.34	0.0529
Baru Santo	15	202.37	210.2	33.83	795.22	103.89	0.0567
Baru Playita	24	440.55	611.34	13.33	2268.23	138.76	0.0665
Imelda	18	747.9	1011.02	39.27	3323.81	135.18	0.0642
Palo Somero	15	370.37	446.22	3.53	1659.15	120.47	0.0768
Palo Profundo	7	117.09	113.21	25.78	339.66	96.68	0.0549
Burbujas	32	1064.23	1489.41	15.43	5941.14	137.76	0.0807
Sal Medina	14	324.27	362.97	18.62	1175.22	111.93	0.0678
Tesoro Barlovento	17	2835.82	2861.84	39.27	10433.6	100.91	0.0561
Tesoro Sotavento	31	405.35	544.426	5.81	2150.42	134.41	0.0812
Caribaru	12	1159.67	856.38	54.32	2638.96	73.84	0.0582
Punta Brava	12	2427.34	2484.22	120.65	8539.83	102.34	0.0546
San Martín Sur	22	480.48	385.18	21.83	1305.63	138.71	0.0682
Rosario	19	518.03	718.53	29.54	2543.54	138.71	0.0583
La Despensa	12	414.64	451.56	87.5	1678.79	108.91	0.0671
Pajarales Norte	6	1317.19	1924.33	9.53	4124.43	146.09	0.0581
Punta Baru	7	62.24	51.58	12.65	145.65	82.87	0.0629
ARCHIPIELAGO DE SAN BERNARDO							
Llantas Somero	11	1980.71	1722.91	219.32	5375.66	86.98	0.0334
Llantas Profundo	9	4649.17	11380.5	88.35	34873.2	244.78	0.0732
Mina Alta	18	800.35	926.14	100.53	4005.92	115.71	0.0464
Tiosolda	32	256.14	433.53	6.28	2150.42	169.25	0.104
Palmito	34	1388.52	3659.62	17.31	20057.5	263.56	0.079
Mangle	41	436.13	411.906	25.13	1509.54	94.44	0.0581
El Jardín	49	935.35	4096.46	9.81	28840.2	437.95	0.0797
Anita	30	1531.67	2464.15	15.39	9434.6	160.88	0.0712
Punta Norte	55	890.83	1585.36	6.28	7918.38	177.96	0.0821
La Batea	10	361.96	544.77	73.55	1895.69	150.5	0.0393

El coeficiente de variación en todas las estaciones fue superior al 70.0%. La estación que presentó el mayor coeficiente de variación fue El Jardín (437.95%), seguido por Palmito (263.53%), por otro lado, la estación que presentó el menor coeficiente de variación fue Caribaru (73.84%). El valor del coeficiente de Gini en general en todas las estaciones no fue superior a 0.11, indicando que los datos están sesgados hacia la izquierda, es decir, mayor representatividad de colonias pequeñas. Los valores en las diferentes estaciones estuvieron entre 0.03 y 0.104, lo cual indica que la variación entre las diferentes estaciones también fue similar; sin embargo el valor de Gini en general encontrado en las diferentes estaciones del Archipiélago de San Bernardo, fue superior a los valores encontrados en las diferentes estaciones de las

Islas del Rosario, lo cual concuerda con los valores superiores del coeficiente de variación que presentaron las estaciones del Archipiélago (tabla 4).

Según el sesgo y la curtosis de los datos transformados (\log_{10}), se agruparon las 28 estaciones en cuatro grupos. En el grupo 1 se encuentran las estaciones que presentaron un sesgo y una curtosis negativa, es decir dominio de colonias grandes en un amplio rango de tallas. En este grupo se encuentran: Baru Cuevas, Baru Playita, Sal Medina, Tesoro Sotavento, Punta Brava, Mangle y Punta Norte. En el grupo 2 se encuentran las estaciones que presentaron un sesgo positivo y una curtosis negativa, dominancia de colonias pequeñas en un amplio rango de talla. Es en este grupo donde se encuentra el mayor número de estaciones, las cuales son: Rosario, La Despensa, Pajarales Norte, Punta Baru, Palo Profundo, Burbujas, Baru Santo, Baru Montañita, Imelda, Mina Alta, Tiosolda y Anita. En el tercer grupo se encuentran las estaciones que presentaron sesgo negativo y curtosis positiva, es decir dominio de colonias grandes en un estrecho rango de talla. En este grupo se encuentra: Palo Somero, Tesoro Barlovento, Caribaru, San Martín Sur y Llantas Somero. En el cuarto grupo se encuentran las estaciones que presentaron tanto el sesgo como la curtosis positiva, dominio de colonias pequeñas en un estrecho rango de talla. En este grupo se encuentran: Llantas Profundo, Palmito, El Jardín y La Batea (tabla 5).

Tabla 5. Sesgo, curtosis y probabilidad de que los datos vengan de una distribución normal (prueba de bondad de ajuste Shapiro-wilks con un nivel de confianza del 95.0%), de la población de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario; Grupo 1: sesgo y curtosis negativa; Grupo 2: sesgo positivo y curtosis negativa; Grupo 3: sesgo negativo y curtosis positiva; Grupo 4: sesgo y curtosis positiva.

Estación	Sesgo	Curtosis	Pnorm
Grupo 1			
Baru Cuevas	-0.27	-1.25	0.074
Baru Playita	-0.19	-0.49	0.616
Sal Medina	-0.46	-0.43	0.542
Tesoro Sotavento	-1.01	-0.18	0.244
Punta Brava	-0.75	-0.31	0.622
Mangle	-0.58	-1.23	0.134
Punta Norte	-1.29	-0.15	0.051
Grupo 2			
Rosario	0.39	-0.53	0.533
La Despensa	0.76	-0.28	0.501
Pajarales Norte	0.27	-1.05	0.298
Punta Baru	0.01	-0.51	0.827
Palo Profundo	0.46	-0.43	0.869
Burbujas	0.17	-1.28	0.106
Baru Santo	0.31	-0.79	0.471
Baru Montañita	0.42	-0.81	0.494
Imelda	0.63	-0.77	0.381
Mina Alta	0.13	-0.51	0.665
Tiosolda	0.09	-1.08	0.341
Anita	0.13	-0.44	0.61
Grupo 3			
Llantas Somero	-0.51	0.39	0.781
Palo Somero	-1.34	1.26	0.101
Tesoro Barlovento	-1.44	0.15	0.186
Caribaru	-1.84	1.12	0.075
San Martín Sur	-1.59	0.04	0.122
Grupo 4			
Llantas Profundo	1.33	0.71	0.383
Palmito	2.02	0.46	0.059
El Jardín	1.68	1.52	0.429
La Batea	2.04	2.51	0.051

Corroborando lo anterior, el análisis de ordenación (MDS), agrupó las diferentes estaciones, según los valores de sesgo y curtosis. Se evidenciaron los cuatro grupos de estaciones. En la parte inferior izquierda del diagrama se encuentran las estaciones pertenecientes al grupo 1. En la parte superior derecha se encuentran las estaciones del grupo 2. En la parte inferior derecha las estaciones pertenecientes al grupo 3 y en la parte superior derecha las estaciones del grupo 4 (figura 6).

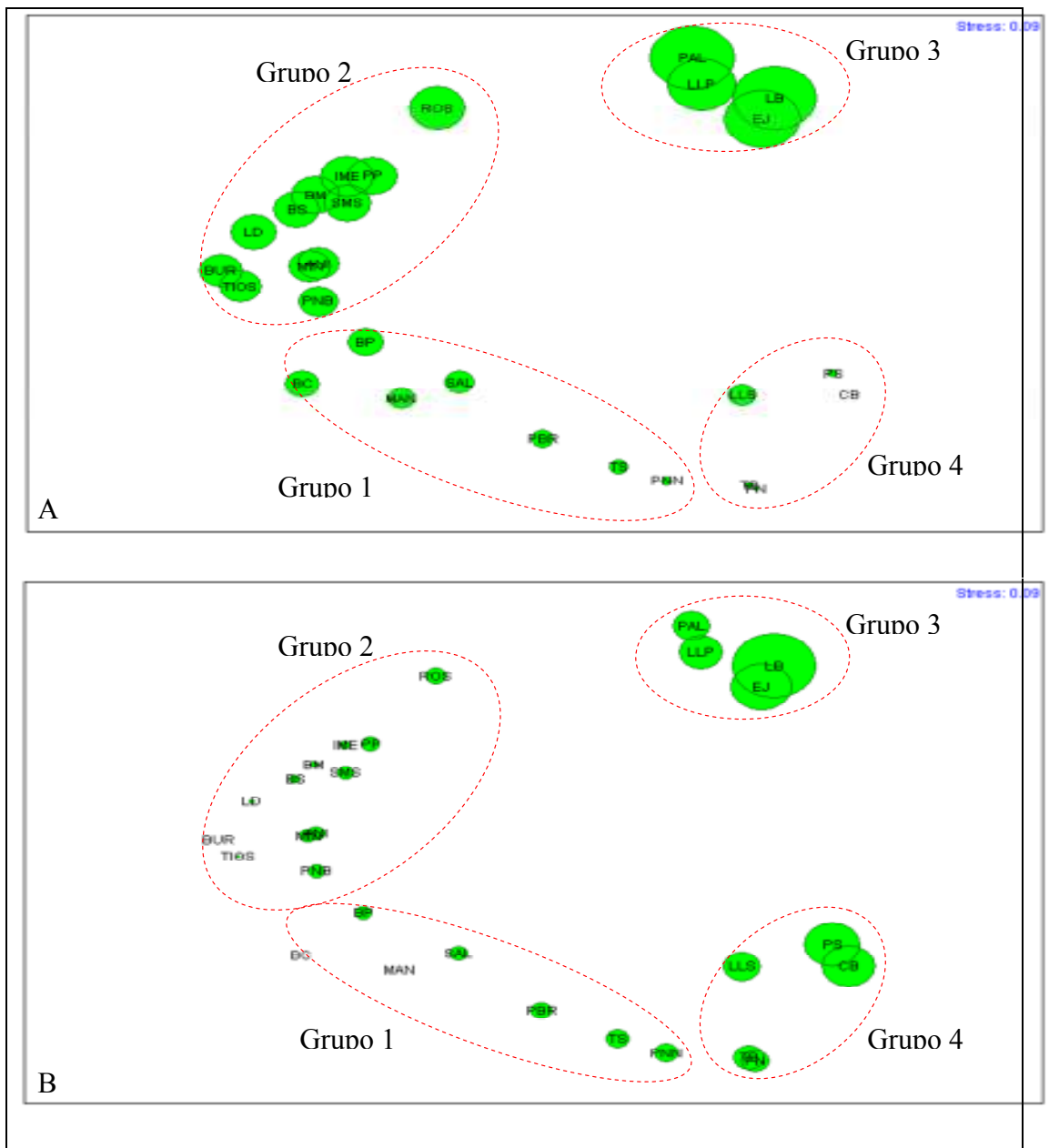


Figura 6. Análisis de ordenación (MDS) de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los cuatro grupos formados por sesgo y curtosis; A: MDS, con los valores de sesgo; B: MDS, con los valores de curtosis; Los círculos representan los valores de sesgo y curtosis.

Al hacer la transformación (\log_{10}), la estructura de tallas de *S. siderea* en las diferentes estaciones, presentó una distribución normal (valor $p > 0.05$, prueba de bondad de ajuste Shapiro-Wilks; tabla 5), pero no presentaron homogeneidad de varianza (valor $p < 0.05$ Bartlett). La prueba de Kolmogorov-Smirnov con un nivel

de confianza del 95.0%, mostró las diferencias y similitudes entre las distribuciones de las áreas superficiales de las colonias en las diferentes estaciones. Se comparó la distribución dentro de cada grupo formado por el sesgo y la curtosis y entre grupos. En el grupo 1 no hubo diferencias en la distribución de tallas entre las estaciones excepto por Punta Brava estación que presentó diferencias con todas las estaciones del grupo 1. En el grupo 2 las estaciones que presentaron diferencias con la mayoría de las estaciones del mismo grupo fueron Tiosolda y Punta Baru. En el grupo 3 hubo diferencias entre la mayoría de las estaciones de este grupo, mientras que en el grupo 4 no hubo diferencias entre las estaciones. En general existieron diferencias en las distribuciones de las diferentes estaciones entre los cuatro grupos. Las estaciones del grupo 3 fueron las que presentaron mayor diferencia en general con la mayoría de las estaciones de los diferentes grupos (tabla 6).

Los histogramas de la distribución de tallas de las colonias de *S. siderea* en las diferentes estaciones muestreadas, utilizando los datos transformados, se muestran en la figuras 7a, b, y c. Se observan los diferentes rangos de talla y el dominio de colonias grandes o pequeñas, según los diferentes grupos formados por sesgo y curtosis. Al utilizar los datos transformados se puede observar claramente la diferencia en la distribución de tallas que presentaron los diferentes grupos de estaciones.

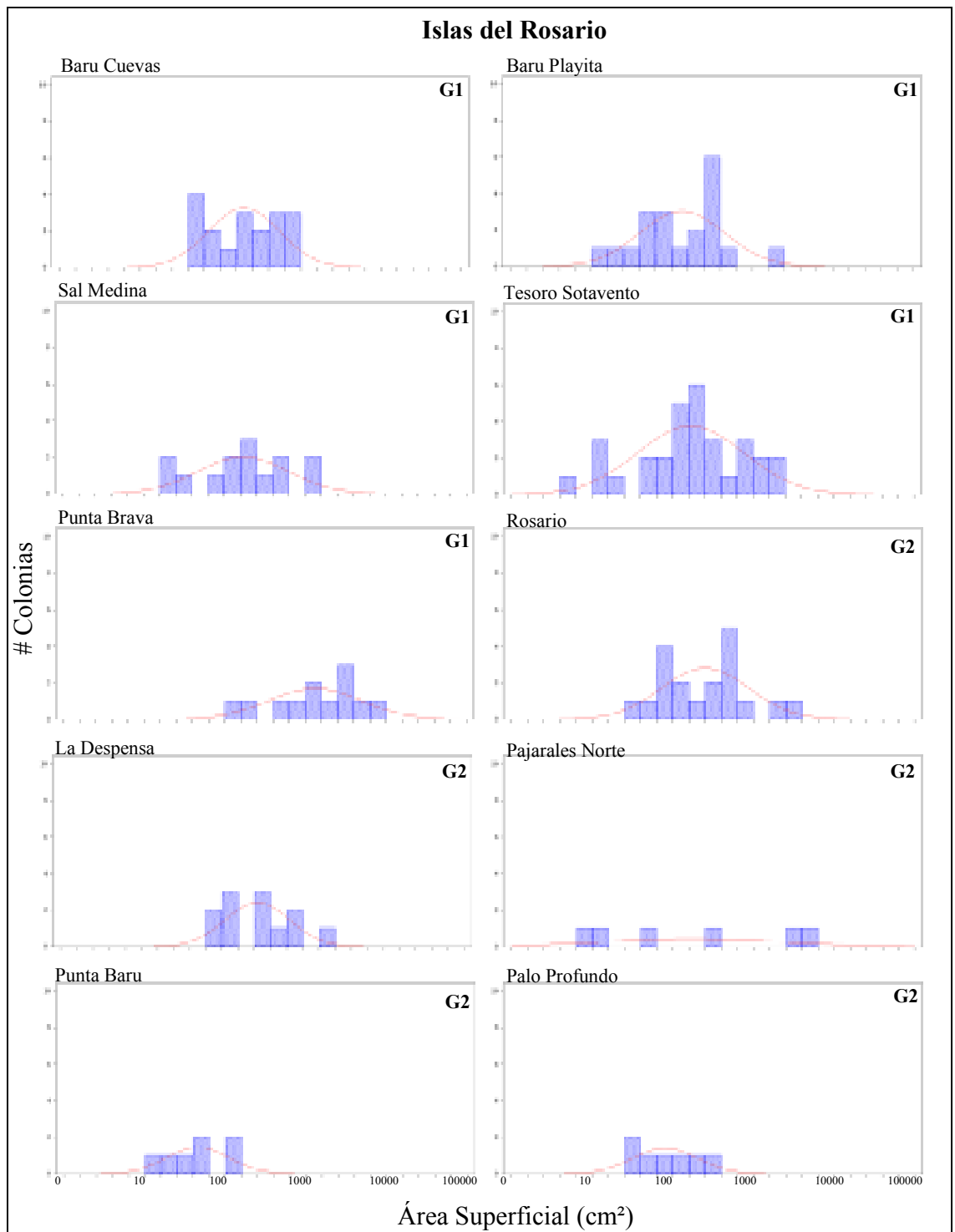


Figura 7 a. Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (\log_{10}).

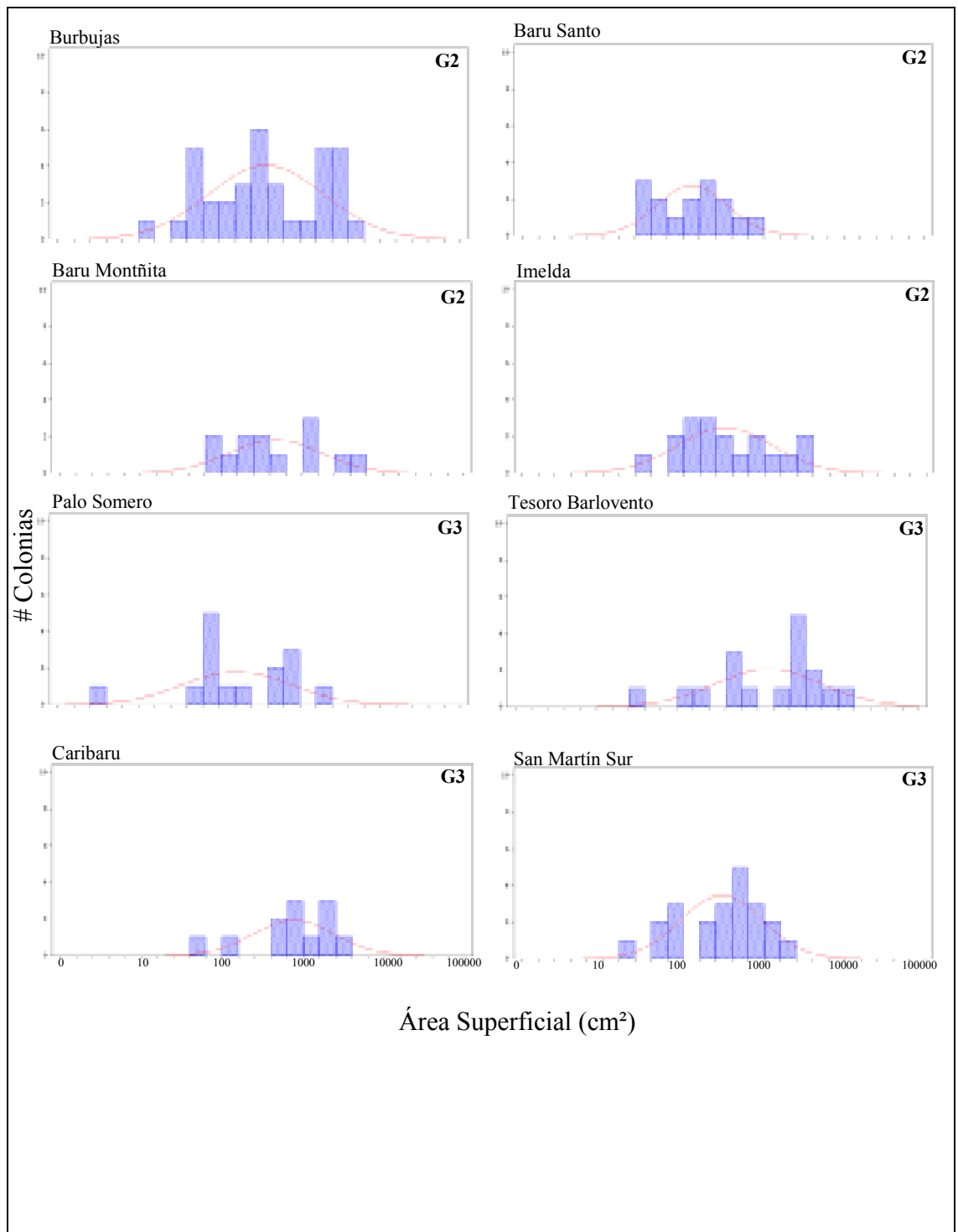


Figura 7 b. Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (\log_{10}).

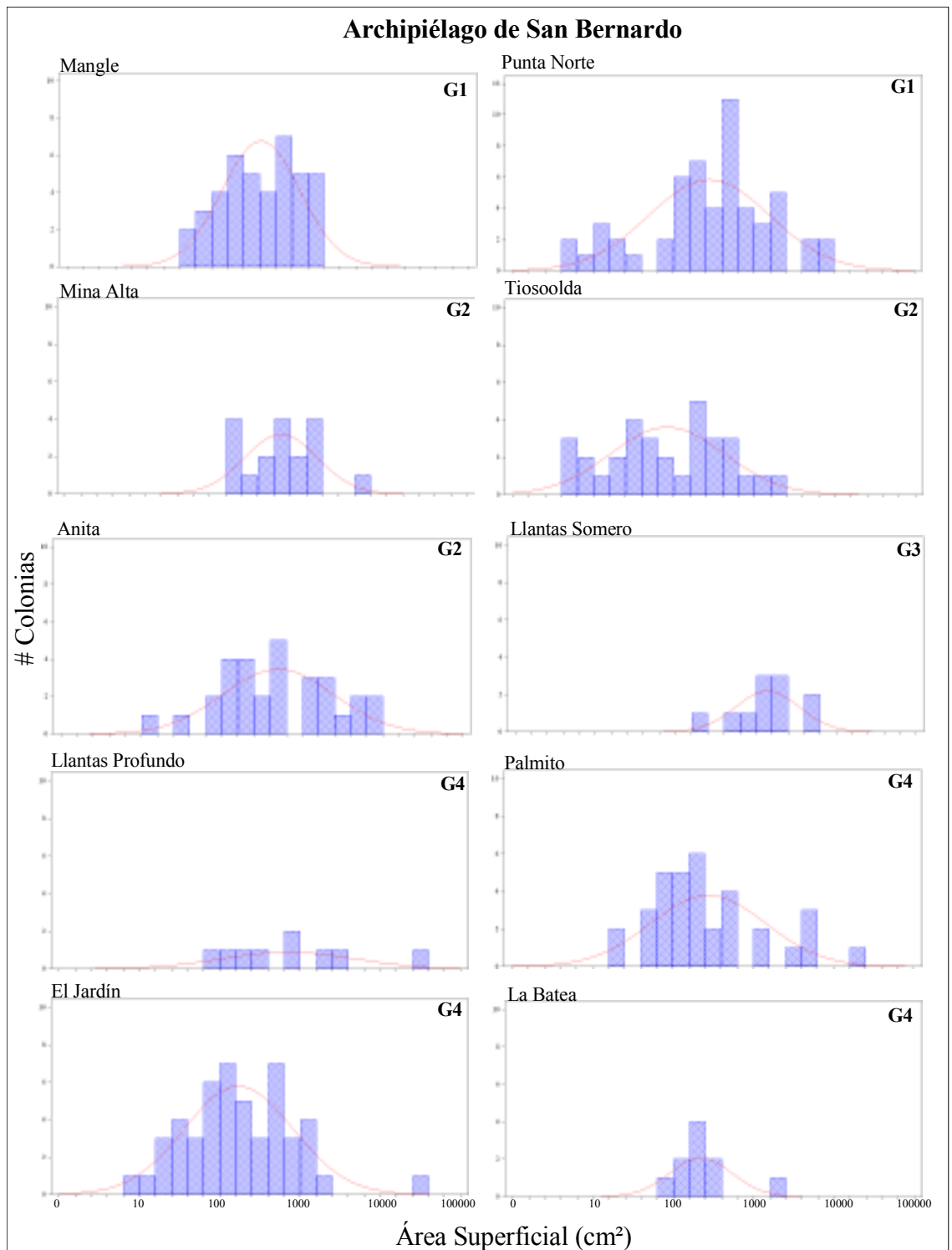


Figura 7 c. Histogramas de la distribución de tallas de la *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones, diferenciando los grupos de sesgo y curtosis, utilizando datos transformados (\log_{10}).

7.3 Estructura de clases de talla de *Siderastrea siderea* según la talla mínima de reproducción en 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Según la talla mínima de reproducción ($> 250 \text{ cm}^2$, Soong, 1992), las 28 estaciones presentaron diferente número de colonias por clase de talla. En general las estaciones tuvieron mayor número de colonias en la clase de talla de juveniles ($0 - 250 \text{ cm}^2$), mientras que el menor número de colonias se encontró entre los $250 - 500 \text{ cm}^2$. También hubo representación de colonias de tallas grandes ($> 500 \text{ cm}^2$). Punta Norte, Tiosolda y El Jardín fueron las estaciones que presentaron mayor número de colonias menores a los 250 cm^2 . Por otra parte Anita, Mangle y Punta Norte fueron las estaciones que presentaron mayor número de colonias superiores a los 500 cm^2 de área superficial. Las figuras 8a y b, muestran las diferencias que se presentaron en cada grupo y también las diferencias que se presentaron entre los grupos formados por sesgo y curtosis..

En los grupos formados por el sesgo y la curtosis se observa la tendencia a presentar mayor cantidad de colonias menores a los 250 cm^2 de área superficial. Sin embargo, el comportamiento no fue el mismo en los 4 grupos. En los grupos 1, 2 y 4 se ve mayor representatividad de colonias pequeñas, mientras que en el grupo 3 existió mayor número de colonias en el rango de talla superior a los 500 cm^2 de área superficial. En cada grupo existieron también diferencias en el número de colonias por clase de talla, es decir, así como se observa una tendencia a mayor representatividad de colonias de talla pequeña, existieron algunas estaciones que presentaron diferente comportamiento.

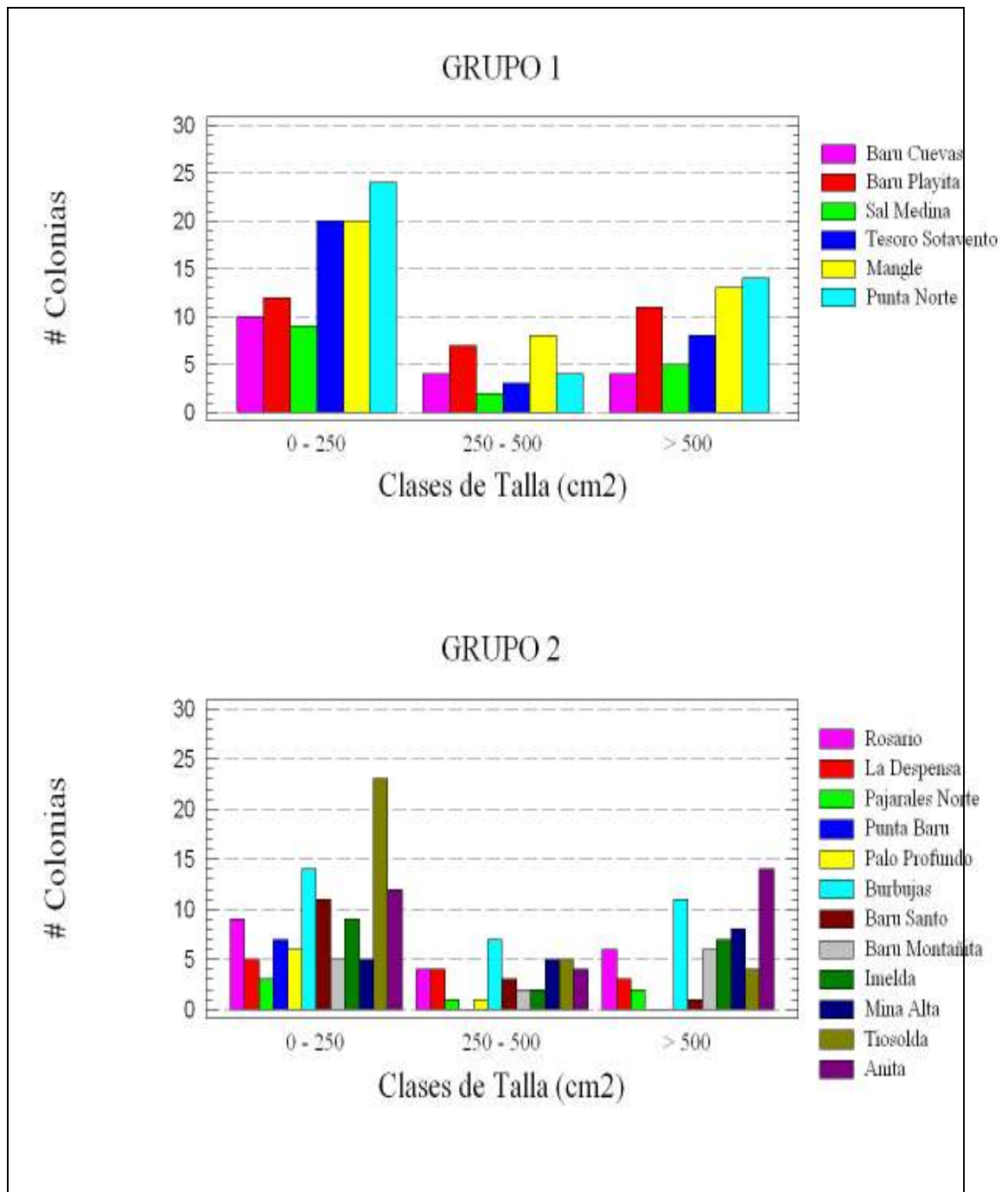


Figura 8 a. Distribución de tallas según la mínima talla de reproducción de las colonias de *Siderastrea siderea* en las estaciones del grupo 1 y 2.



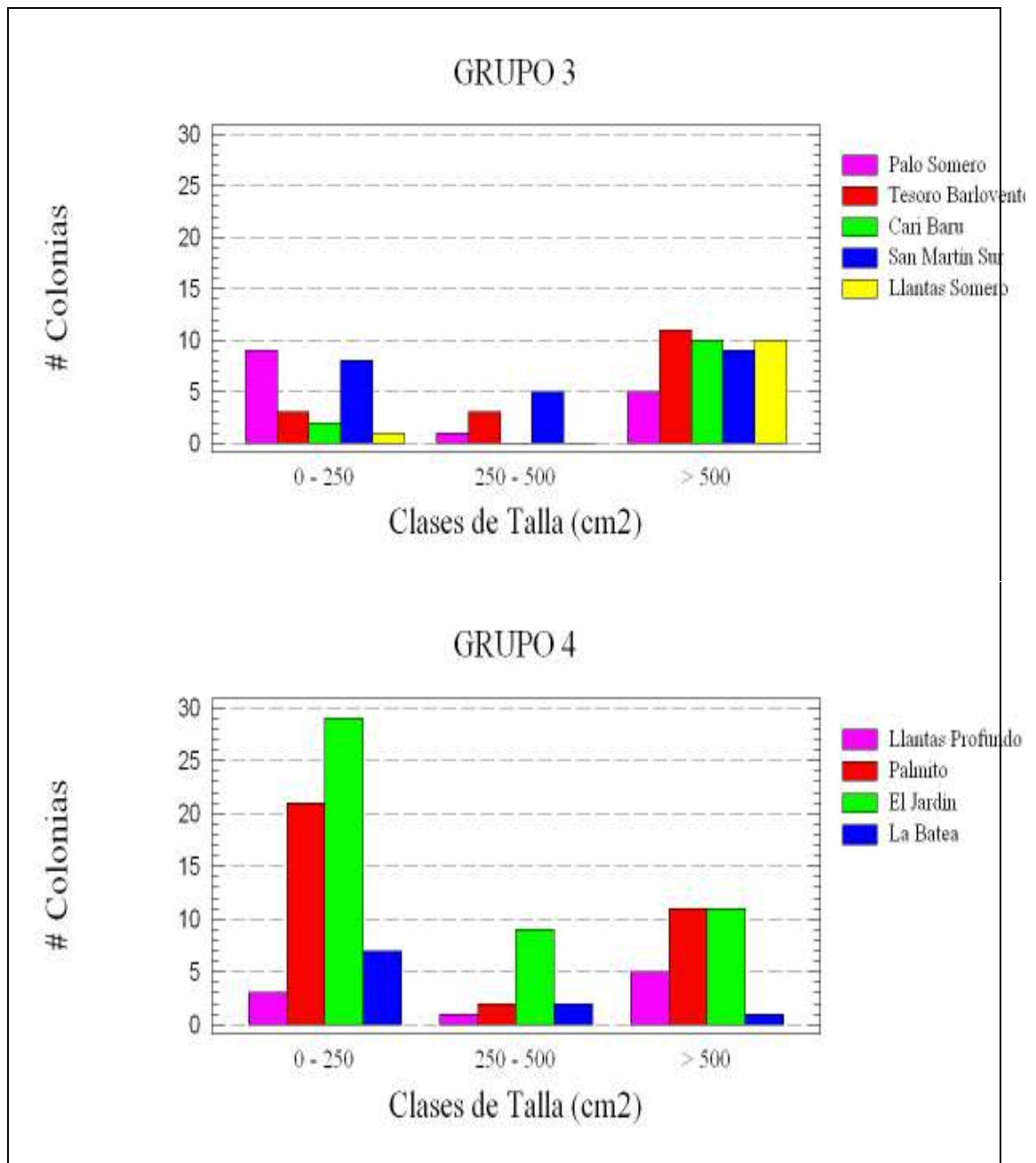


Figura 8 b. Distribución de tallas según la mínima talla de reproducción de las colonias de *Siderastrea siderea* en las estaciones del grupo 3 y 4.

7.4 Mortalidad Parcial en las de *Siderastrea siderea* en 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

El porcentaje de mortalidad parcial promedio de las colonias de *S. siderea* en las diferentes estaciones se muestra en la tabla 7. En general solo una estación (Tiosolda) presentó un 50 %, las demás estaciones estuvieron por debajo del 30%. Después de Tiosolda, la estación que presentó el mayor porcentaje de mortalidad parcial promedio fue La Despensa (29.57%), seguido por Punta Norte (25.89%), Palo Somero (23.75%), Mangle (23.27%), Anita (22.84%), Tesoro Barlovento (22.38%) y Rosario (21.43%). Por otra parte las estaciones que presentaron el menor porcentaje de mortalidad parcial promedio fueron: Llantas Somero (9.8%), Palmito (9.76%) Llantas Profundo (9.43%), Mina Alta (7.97%), Tesoro Sotavento (7.08%), Burbujas (6.47%), Punta Baru (3.61%) y Palo Profundo (2.82%). Las demás estaciones estuvieron entre el 10% y 20%.

El porcentaje de mortalidad parcial promedio en los diferentes grupos formados por el sesgo y la curtosis no mostró ningún patrón. Los valores fueron bien similares en los diferentes grupos. En el grupo 3 se observó el valor más alto (50%), y al mismo tiempo el valor más bajo (2.82%). Esa fue la generalidad para los cuatro grupos encontrando valores altos y valores bajos.

El porcentaje de mortalidad parcial en las diferentes clases de talla, según la talla mínima de reproducción, varió en las diferentes estaciones. Existió una generalidad en cuanto a que se presentó mayor mortalidad parcial en las colonias superiores a los 500 cm² de área superficial. Sin embargo, no en todas las estaciones se observó este comportamiento. La estación que presentó el mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias menores a los 250 cm² fue la Despensa (35%), seguida por Rosorio (21%; Figura 9 a y b)

Tabla 7. Comparación del porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones; en cada grupo de estaciones.

Estación	Porcentaje de Mortalidad Parcial
Grupo 1	
Baru Cuevas	17.06
Baru Playita	13.05
Sal Medina	19.74
Tesoro Sotavento	7.08
Punta Brava	13.48
Mangle	23.27
Punta Norte	25.89
Grupo 2	
Rosario	21.43
La Despensa	29.57
Pajarales Norte	16.53
Punta Baru	3.61
Palo Profundo	2.82
Burbujas	6.47
Baru Santo	11.42
Baru Montañita	12.51
Imelda	12.37
Mina Alta	7.97
Tiosolda	50.92
Anita	22.84
Grupo 3	
Llantas Somero	9.81
Palo Somero	23.71
Tesoro Barlovento	22.38
Caribaru	19.56
San Martín Sur	10.49
Grupo 4	
Llantas Profundo	9.43
Palmito	9.76
El Jardín	12.68
La Batea	20.76

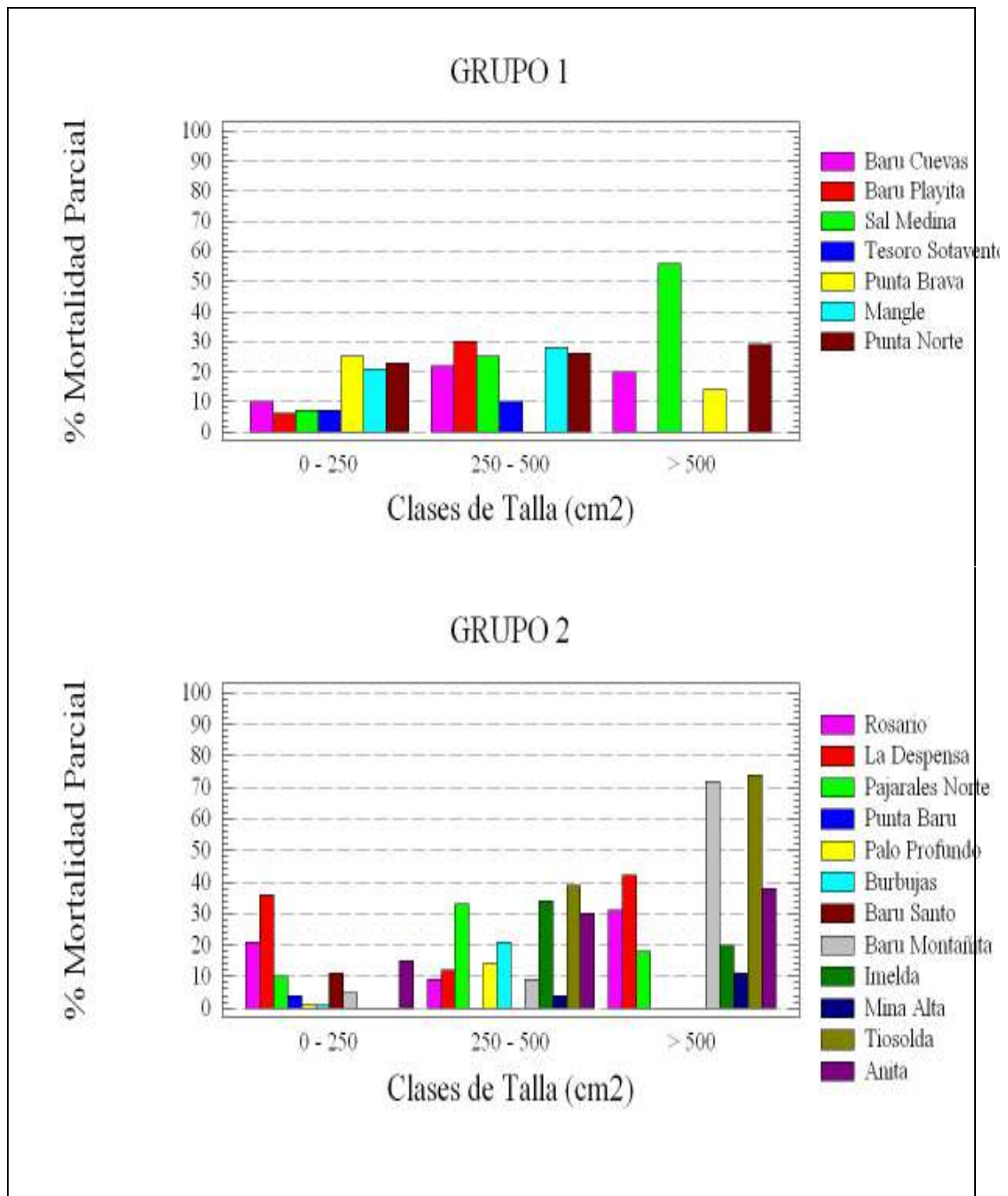


Figura 9 a. Porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes clases de talla de las estaciones pertenecientes al grupo 1 y 2.

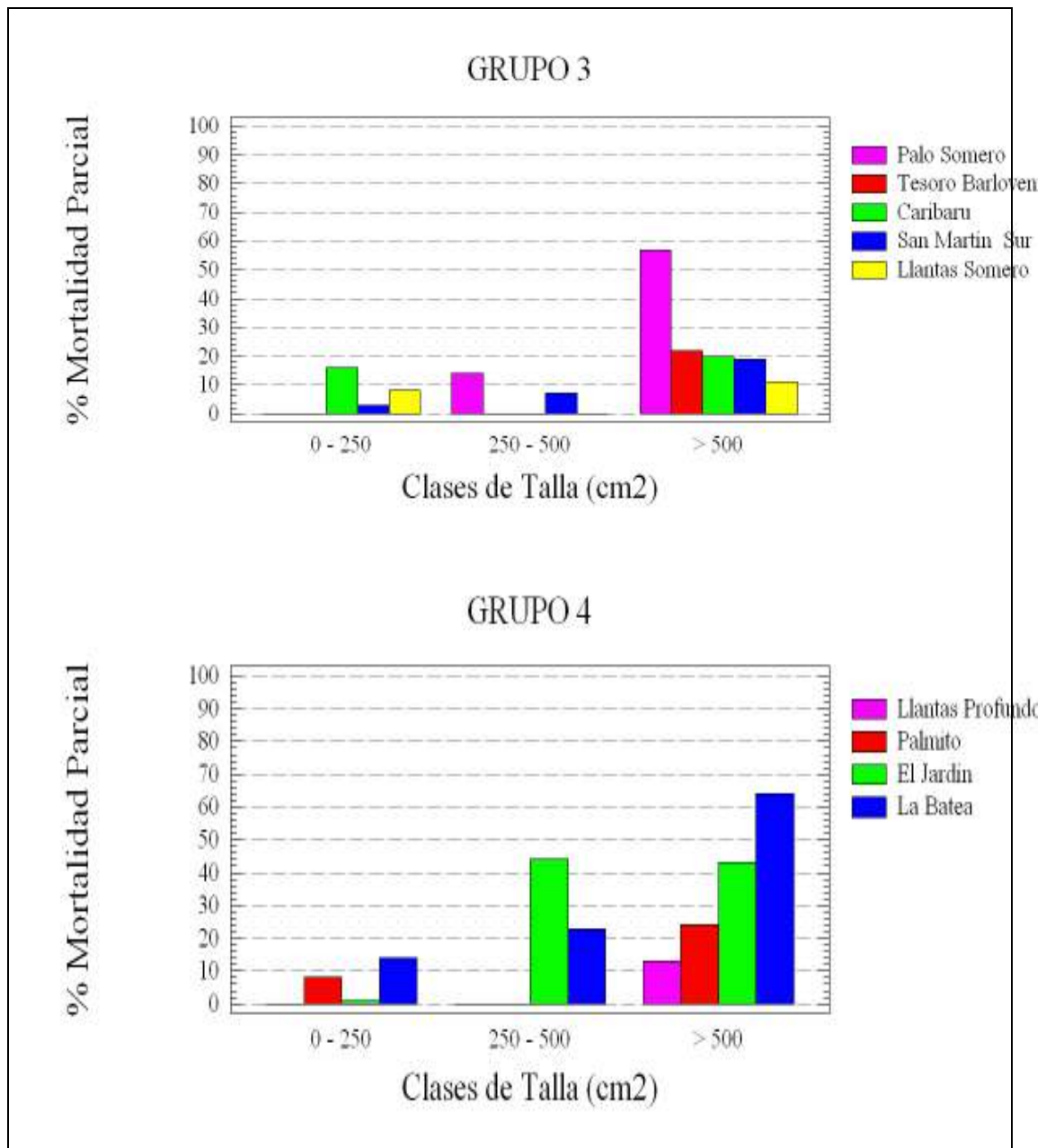


Figura 9 b. Porcentaje de mortalidad promedio de las colonias de *Siderastrea siderea* en las diferentes clases de talla de las estaciones pertenecientes al grupo 3 y 4.

Corroborando lo anterior la tabla de contingencia mostró la representatividad de los porcentajes de mortalidad parcial en las diferentes estaciones, en los tres rangos establecidos. Existe una relación entre el porcentaje de mortalidad parcial presente en los diferentes rangos de talla (Chi-Cuadrado $p < 0.05$). El coeficiente de contingencia muestra una asociación del 72.53% entre los porcentajes de mortalidad

parcial de las distintas estaciones y los tres rangos de talla. El general muestra que fue mayor el porcentaje de mortalidad parcial en las colonias superiores a los 500 cm² de área superficial, en la mayoría de las estaciones. Las estaciones que presentaron mayor mortalidad parcial en colonias menores a los 250 cm², fueron Punta Brava, La Despensa y Punta Norte. Entre los 250 – 500 cm² de área superficial Baru Playita, Tiosolda y La Batea fueron las estaciones que presentaron mayor mortalidad parcial. Las estaciones que presentaron mayor mortalidad parcial en las colonias superiores a los 500 cm² fueron: Tiosolda, La Batea, Baru Montañita, La Despensa, Punta Norte y Rosario. En general las estaciones que presentaron mayor mortalidad parcial en los tres rangos de talla son: Punta Norte, La Despensa, Tiosolda y La Batea (tabla 8).

Tabla 8. Tabla de contingencia del porcentaje de mortalidad parcial de la población de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario y en cada rango de talla; BC: Baru Cuevas; BP: Baru Playita; SAL: Sal Medina; PBR: Punta Brava; ROS: Rosario; LD: La Despensa; PN: Pajarales Norte; PB: Punta Baru; PP: Palo Profundo; BU: Burbujas; BS: Baru Santo; BM: Baru Montañita; IME: Imelda; PS: Palo Somero; TB: Tesoro Barlovento; CB: Caribaru; SMS: San Martín

Sur; LS: Llantas Somero; LP:Llantas Profundo; IME: Imelda; MIN: Mina Alta; TIOS: Tiosolda; ANI: Anita; PAL: Palmito; EJ: El Jardín; MN: Mangle; PnN: Punta Norte; LB:La Batea

Clases de Talla (cm ²)	GRUPO 1												
	BC	BP	SAL	TS	PNB	MN	PN						
0 - 250	0.72%	0.43%	0.51%	0.51%	1.81%	1.52%	1.66%						
250 - 500	1.59%	2.71%	1.81%	0.72%	0.00%	2.02%	1.88%						
>500	1.44%	0.00%	4.04%	0.00%	1.01%	0.00%	2.09%						
TOTAL	3.75%	2.60%	6.36%	1.23%	2.82%	3.54%	5.63%						
GRUPO 2													
	ROS	LD	PN	PP	PB	BU	BS	BM	IME	ANI	TIO	MIN	
0 - 250	1.52%	2.60%	0.38%	0.07%	0.29%	0.07%	0.38%	0.36%	0.00%	1.08%	0.00%	0.00%	
250 - 500	0.65%	0.87%	1.25%	1.01%	0.00%	1.52%	0.00%	0.65%	1.25%	2.17%	2.82%	0.29%	
>500	2.24%	3.03%	0.72%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	5.20%	0.72%	2.74%	5.34%	0.79%	
TOTAL	4.40%	6.50%	2.35%	1.08%	0.29%	1.59%	0.79%	6.21%	3.90%	5.99%	8.16%	1.08%	
GRUPO 3													
	PS	TB	CB	SMS	LS								
0 - 250	0.00%	0.00%	1.16%	0.22%	0.58%								
250 - 500	1.01%	0.00%	0.00%	0.51%	0.00%								
>500	4.12%	1.59%	1.44%	1.37%	0.79%								
TOTAL	5.13%	1.59%	2.60%	2.09%	1.37%								
GRUPO 4													
	LP	PAL	EJ	LB									
0 - 250	0.00%	0.58%	0.07%	1.01%									
250 - 500	0.00%	0.00%	3.18%	1.66%									
>500	0.94%	1.73%	3.10%	4.62%									
TOTAL	0.94%	2.31%	6.35%	7.29%									
					TOTAL FILA								
					18.27%								
					31.34%								
					50.40%								
					100.00%								

7.5 Sustrato y Comunidad Asociada a las diferentes estaciones muestreadas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Los porcentajes de cobertura de Coral Vivo, Coral Muerto, Sustrato Arenoso y Otros, variaron en las diferentes estaciones y se muestran en la tabla 9. En general los sustratos que predominaron en la mayoría de las estaciones fueron Roca – Alga y Coral Muerto. El sustrato de menor abundancia fue el denominado Otros donde se encuentran los corales blandos, algas frondosas y esponjas. Seguido por el Sustrato Arenoso y Coral Vivo. El sustrato de Coral Vivo es común en la mayoría de las estaciones, presentando tanto valores altos como bajos.

Tabla 9. Porcentajes de cobertura de los diferentes sustratos y comunidades presentes en las 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Estación	Porcentaje de Cobertura				
	Sustrato Arenoso	Roca - Alga	Coral Vivo	Coral Muerto	Otros
GRUPO 1					
Baru Cuevas	0.67	40.67	32.00	26.00	0.71
Baru Playita	0.31	0.00	35.29	62.65	0.00
Sal Medina	69.17	5.83	3.33	2.50	18.33
Tesoro Sotavento	54.67	0.00	17.89	8.94	27.44
Punta Brava	5.45	14.65	37.98	24.65	15.64
Mangle	10.54	26.22	38.65	23.45	0.83
Punta Norte	30.76	6.43	20.24	42.12	0.00
GRUPO 2					
Rosario	37.65	39.54	5.42	12.43	4.87
La Despensa	41.53	19.43	6.23	26.76	5.42
Pajarales Norte	48.32	12.43	9.54	16.54	12.76
Punta Baru	38.98	17.43	4.35	33.56	6.01
Palo Profundo	21.36	8.54	37.89	22.57	9.64
Burbujas	11.00	40.67	21.33	21.00	6.00
Baru Santo	0.00	17.27	12.27	68.18	0.45
Baru Montañita	6.25	32.50	28.13	22.81	10.31
Imelda	1.67	11.11	42.22	41.11	3.89
Mina Alta	0.00	54.89	17.86	26.54	0.00
Tiosolda	0.84	32.99	15.43	49.86	0.00
Anita	40.35	8.24	20.45	20.45	10.23
GRUPO 3					
Llantas Somero	31.43	11.43	20.00	34.29	2.86
Palo Somero	0.00	26.15	26.92	46.92	0.00
Tesoro Barlovento	13.33	73.33	6.67	6.67	0.00
Caribaru	9.76	35.98	17.54	35.43	0.87
San Martín Sur	0.43	53.23	4.32	42.56	0.00
GRUPO 4					
Llantas Profundo	0.00	46.87	27.53	24.78	0.79
Palmito	20.76	24.65	10.54	43.98	0.00
El Jardín	53.79	0.00	19.76	10.78	15.67
La Batea	14.01	32.78	10.76	41.67	0.00

En cuanto a los grupos formados por sesgo y curtosis no se encontró un patrón evidente de dominancia de algún sustrato por grupo. En el grupo 1, las estaciones que presentaron el mayor porcentaje de cobertura de sustrato arenoso fueron, Sal Medina (69.17%) y Tesoro Sotavento (54.67%) y fueron estos los valores más altos de cobertura de sustrato arenoso de todos los grupos. En este grupo también se observaron los valores más altos de cobertura de Otros, nuevamente en las estaciones de Sal Medina (18.33%) y Tesoro Sotavento (27.44%). En el grupo 2 las estaciones presentaron valores de cobertura de los diferentes sustratos y grupos

funcionales muy parecidos, es decir no se observó un patrón evidente. El grupo 3 se caracterizó por presentar los valores más altos de cobertura de Coral Muerto y de Roca- Alga. Tesoro Barlovento fue la estación que presentó el valor más alto de cobertura de Roca – Alga (73.33%). En el mismo grupo Baru Santo fue la estación que presentó el valor más alto de cobertura de Coral Muerto (68.18%).

Corroborando lo anterior el análisis de ordenación de los componentes principales (PCA), mostró las asociaciones de las diferentes estaciones con los sustratos y grupos funcionales. La figura 11 muestra que la mayoría de las estaciones se encuentran asociadas al tipo de sustrato Roca – Alga y Coral Muerto y fueron estos sustratos los que presentaron mayor potencia. El sustrato Coral Vivo se situó casi en el centro del diagrama indicando que fue común en todas las estaciones. El sustrato arenoso se situó en la parte izquierda del diagrama y alrededor algunas estaciones, donde Sal Medina y Tesoro Sotavento estuvieron más próximas. Por otro lado, el diagrama indica que ninguna estación estuvo cerca del sustrato Otros, indicando que fue el sustrato con menor representatividad en el conjunto de estaciones.

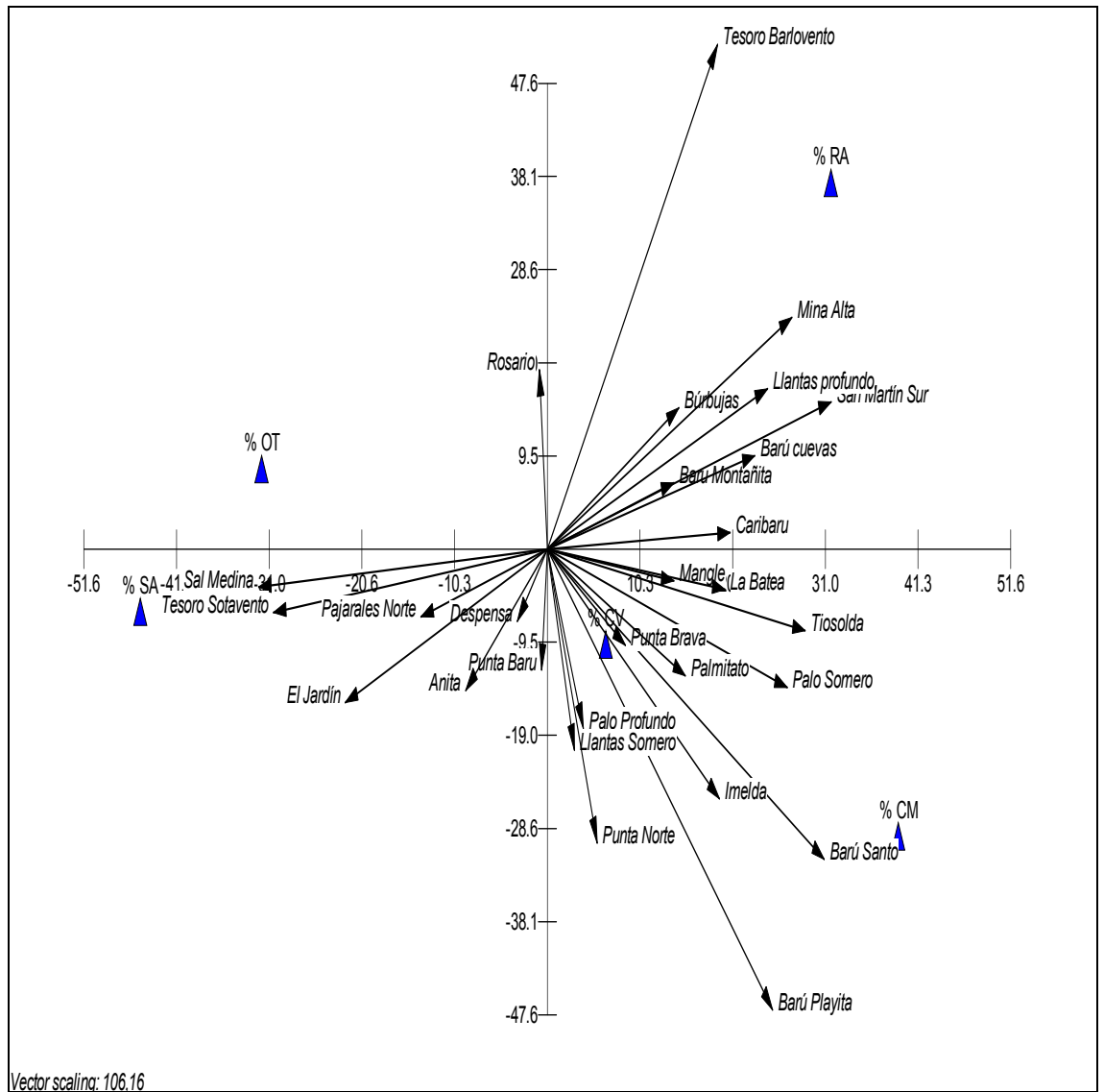


Figura 10. Análisis de Ordenación de los Componentes Principales (PCA), de las estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

8 DISCUSIÓN

El declive global de la abundancia de las especies coralinas (Bellwood *et al.*, 2004), junto con el incremento de diferentes disturbios antropogénicos que continúan matando a los corales escleractinidos deja un pronóstico bastante negativo para los arrecifes de coral (Knowlton, 2001). La ciencia ha empezado a cuestionarse acerca de cuales especies van a sobrevivir y como va a cambiar su dinámica poblacional (McClanahan, 2002). En el presente estudio se reporta la condición actual de *S. siderea* en 28 estaciones en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano, en la unidad ecológica Algas – Escombros, teniendo en cuenta la abundancia, distribución, estructura de tallas y estado de salud. Lo cual permite asegurar que la especie no se encuentra bajo ningún riesgo de extinción local y se comporta como una especie focal capaz de colonizar sustratos adversos (Chiappone *et al.*, 1996).

8.1 Abundancia

S. siderea es una especie común en las 28 estaciones muestreadas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo; presentando diferencias en el número de colonias en las diferentes estaciones. La densidad en general fue bastante baja, menos de una colonia por metro cuadrado. La densidad oscilo entre 0.2 y 2 colonias por metro cuadrado. Los resultados de este estudio muestran densidades similares a las reportadas en San Andrés y Providencia (0.11 col/m²; Garzon-Ferreira *et al.*, 2005), pero mucho menores a las reportadas en Barbados (>1 col/m²; Lewis, 1997) y Cuba (>4 col/m²; Alcolado *et al.*, 1999). Es probable que estas diferencias se deban a la unidad ecológica muestreada, pues mientras que los estudios donde se presentó una alta densidad fueron realizados en unidades ecológicas donde *S. siderea* es dominante (Corales Mixtos, *Siderastrea siderea* – *Millepora complanata*) este estudio fue realizado en la unidad ecológica de Algas-Escombros, donde el

dominio está representado por colonias de *Agaricia tenuifolia* (Cendales *et al.*, 2002). La densidad de *S. siderea* en el presente estudio concuerda con lo descrito por Sullivan *et al* (1994) quienes reportaron para las Bahamas, densidades de 0.27col/m² en zonas donde antes habitaban Acroporidos. Dichos autores reportaron también densidades más bajas de 0.08col/m² en zonas donde aún hay dominio de colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata*. Shinn (1975) atribuye la baja densidad de corales masivos en zonas de Acroporidos al crecimiento ramificado que presentan estos últimos, puesto que desplazan e impiden el establecimiento de colonias de corales masivos, reduciendo la luz y la circulación del agua. Por lo anterior, los resultados del presente estudio sugieren que *S. siderea* está colonizando sustratos donde antes habitaban colonias de *A. cervicornis* y *A. palmata*, y ahora hacen parte de la unidad ecológica de Algas-Escombros. El fenómeno de mortalidad masiva de *A. cervicornis* y *A. palmata* se ha venido evidenciado en el Caribe en las últimas décadas, debido al notable impacto de la enfermedad de banda blanca y a procesos de blanqueamiento como respuesta a elevadas temperaturas (Loya *et al.*, 2001). Con la mortalidad de estas especies se ha abierto paso para que colonias de crecimiento masivo como *S. siderea* colonicen el sustrato, lo cual también ha sido reportado en Cuba (Chiappone *et al.*, 1996), en la Florida (Jordan-Dalgren, 1992) y en las Islas del Rosario (Cendales *et al.*, 2002), lo que podría considerarse como una sucesión.

8.2 Distribución de Tallas y Mortalidad Parcial

La distribución de la frecuencia de tallas de *S. siderea* en las 28 estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo muestra que las colonias grandes son relativamente escasas en comparación con la abundancia de colonias de talla pequeña. Los resultados del presente estudio dividen las 28 estaciones muestreadas en cuatro grupos, según el sesgo y la curtosis presente en cada estación. En el grupo 2 se encontraron 12 de las 28 estaciones, en el cual, la distribución de tallas de *S. siderea* presentó sesgo positivo y curtosis negativa. Condición que coincide con lo reportado para la especie en diferentes zonas del

Caribe y son atributos poblacionales característicos de la mayoría de especies de corales escleractinidos (Lewis, 1997; Bak y Meesters, 1999; Miller *et al.*, 2000; Ginsburg *et al.*, 2001; Meesters *et al.*, 2001), lo cual puede ser debido a crecimiento poblacional, donde hay entrada de juveniles y representación de colonias de tallas reproductivas. Los estudios existentes para el Caribe se realizaron en la unidad ecológica de Corales Mixtos, donde *S. siderea* presenta dominancia. Por el contrario el presente estudio fue realizado en la unidad ecológica de Algas-Escombros, donde *S. siderea* no es comúnmente la especie dominante. Lo anterior sugiere la capacidad de la especie no solo por colonizar sustratos adversos, sino también indicando crecimiento poblacional en los mismos. Por otro lado siete de las 28 estaciones pertenecieron al grupo 1, exhibiendo una distribución con sesgo y curtosis negativa. Las estaciones del grupo 1 y 2 coinciden en presentar una curtosis negativa, es decir un amplio rango de tallas, lo cual indica que en esas estaciones así exista un dominio de colonias grandes o pequeñas hay representación de diferentes tamaños, exhibiendo procesos de reclutamiento y por el otro lado colonias con los tamaños suficientes para dar pie a procesos de reproducción, condiciones propias de zonas no degradadas (Lewis, 1997; Meesters *et al.*, 2001).

No obstante la anterior generalidad encontrada para los grupos 1 y 2, en el caso de las estaciones del grupo 3 se encontró dominancia de colonias grandes en un pequeño rango de tallas, mientras que el grupo 4 presentó dominancia de colonias pequeñas en un pequeño rango de talla. Lewis (1997) en Barbados, reporta para zonas degradadas dominio de colonias pequeñas de *S. siderea* en un pequeño rango de talla, debido principalmente a la correlación positiva entre la mortalidad parcial y el área superficial. Por otro lado Meesters *et al* (2001) muestran que en zonas degradadas de la Florida, la población de *S. siderea*, presenta un dominio de colonias grandes en un pequeño rango de talla como respuesta a la dificultad de llevar a cabo procesos de reclutamiento. Ambos estudios concuerdan que en zonas degradadas el rango de talla es pequeño, situación que tanto en el grupo 3 como en 4 se presentó. Es por esto que los resultados sugieren que la estructura de tallas de *S. siderea* en los grupos 3 y 4, es característica de zonas degradadas, debido

principalmente a la dominancia de ciertos rangos de tallas extremos: colonias grandes en el grupo 3 y colonias pequeñas en el grupo 4. Las primeras representan el bajo número de procesos de reclutamiento y las segundas exhiben la alta mortalidad en colonias de tallas grandes y los procesos de fisión.

Para esta especie se ha reportado que una alta mortalidad parcial en colonias de tallas grandes promueve una alta fisión (Lewis, 1974; 1997) pero, también que ésta fisión puede ser el resultado de una baja tasa de regeneración. Bak y Engel (1974) describen que la tasa de regeneración de *S. siderea* es baja debido a que la especie gasta la mayoría de su energía produciendo mucus, para rechazar o limpiarse del sedimento rápidamente, por ende su elevada resistencia al estrés causado por el sedimento (Meesters *et al.*, 1992; Guzman *et al.*, 1994). Esta baja tasa de regeneración impulsa elevadas mortalidades parciales. Al quedar libre el esqueleto, organismos oportunistas colonizan el sustrato, lo que daría como resultado una fisión de la colonia, dejando colonias hijas pequeñas adyacentes a la madre y creando una distribución agregada de la población (Lewis, 1974; 1997). Lo anterior podría ser una posible estrategia de reproducción asexual de *S. siderea*, con la cual contrarresta el bajo número de reclutas debidos a reproducción sexual, reportado por diferentes autores para el Caribe (Bak y Engel, 1979; Meesters *et al.*, 1992; 1996; Rogers, 1984; Miller *et al.*, 2000). Los resultados de este estudio no confirman que las colonias que se encontraban aglomeradas eran pequeñas hijas de la madre adyacente, producto de fisión. Sin embargo estudios como los de Lewis (1974; 1997) atribuyen la distribución espacial agregada de la especie al grado de eutrofización de la zona, lo cual impulsa la mortalidad y en el caso específico de *S. siderea*, al tener una baja tasa de regeneración, conlleva a una fisión de la colonia.

Por otra parte, los resultados del presente estudio muestran que la mayoría de las colonias de *S. siderea* en la unidad ecológica de Algas-Escombros, se encontraron entre los 0 – 250 cm² de área superficial, rango en el cual las colonias aún no están en la talla mínima de reproducción (> 250 cm², Soong, 1993). En concordancia con lo anterior Chiappone y Sullivan (1996), reportan una alta densidad de juveniles de

S. siderea en zonas donde antes habitaban especies de *A. cervicornis* y *A. palmata*, exhibiendo la alta capacidad de la especie para colonizar habitats deteriorados. Esto debido a su resistencia por sobrevivir en ambientes estresados (Torres y Morelock, 2002).

S. siderea en la mayoría de las estaciones presentó mayor porcentaje de mortalidad parcial en las colonias de tallas grandes, modelo de mortalidad de la mayoría de corales masivos (Soong, 1993; Meesters *et al.*, 1996). Lo cual también ha sido reportado específicamente para *S. siderea* en el Caribe, donde a medida que aumenta el tamaño de la colonia aumenta la probabilidad de presentar enfermedades, bioerosión y daños estructurales (Lewis 1997; Ginsburg *et al.*, 2001). Por otro lado en el presente estudio se encontró un porcentaje de mortalidad parcial promedio relativamente bajo (14 – 19%). Valor similar al reportado por Garzon-Ferreira y Kielman (1994) para Islas del Rosario y San Bernardo. No obstante la generalidad anterior, los autores encuentran también valores de mortalidad parcial promedio menores a los presentes en otras especies, circunstancia que ha sido evidenciada en diferentes zonas del Caribe (Acevedo *et al.*, 1989; Ginsburg *et al.*, 2001). Esto se podría atribuir a la capacidad de la especie para soportar condiciones adversas como el sedimento (Torres y Morelock, 2002; Caballero *et al.*, 2004).

En las estaciones del grupo 3 se observó dominio de colonias grandes en un pequeño rango de talla y al mismo tiempo mayor mortalidad parcial en colonias superiores a los 500 cm² de área superficial, indicando que la especie en esas específicas estaciones, carece de colonias de talla pequeña y las grandes presentan mayor porcentaje de mortalidad parcial, corroborando el deterioro en que se encuentran las estaciones del grupo 3. Por otro lado las estaciones del grupo 4, dominio de colonias pequeñas en un corto rango de tallas presentaron mayor mortalidad parcial en las colonias superiores a los 500 cm² de área superficial, indicando que el dominio es de colonias pequeñas y las pocas grandes presentan mayor porcentaje de mortalidad parcial, corroborando el deterioro en que se encuentran las estaciones del grupo 4.

Los resultados del presente estudio muestran que los sustratos que predominaron en la mayoría de las estaciones muestreadas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo fueron Roca – Alga y Coral Muerto donde; solo dos estaciones presentaron dominancia de sustrato de Coral Vivo. Partiendo del hecho que las estaciones fueron situadas en la unidad ecológica de Algas- Escombros, es de esperarse que los sustratos dominantes sean Roca – Alga y Coral Muerto. Tanto en las Islas del Rosario como en las en Archipiélago de San Bernardo se ha evidenciado un deterioro coralino y la presencia de un proceso de sucesión en el cual los corales están siendo reemplazados por algas (Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria y Díaz 2000; Cendales *et al.*, 2002). *S. siderea* al estar presente en todas las estaciones muestreadas, muestra su capacidad por sobrevivir en ambientes estresados y al mismo tiempo la capacidad por colonizar sustratos donde antes habitaban acroporidos (Chiappone *et al.*, 1996; Torres y Morelock, 2002)

8.4 Posible gradiente de Sedimentación.

En el presente estudio no se tomaron cantidades de material suspendido en las diferentes estaciones, así como tampoco se realizó un estudio de la hidrodinámica del Parque. Sin embargo se zonificaron las estaciones cerca y lejos de las desembocaduras de aguas continentales y de los puntos de impacto antropogénico, para de esa forma evidenciar un posible gradiente de los parámetros demográficos de la especie.

Las 18 estaciones del complejo de Islas del Rosario se ubicaron en tres grandes zonas del archipiélago. La primera zona (Zona 1), se encuentra en la parte más norte del archipiélago, donde se ubicaron dos estaciones, Burbujas y Sal Medina. La Zona 2, se encuentra en la parte media del archipiélago junto a Isla Baru, donde se ubicaron 7 estaciones: Palo Somero, Palo Profundo, Baru Montañita, Baru Playita, Baru Cuevas, Imelda y Baru Santo. La Zona 3 está ubicada en la parte más sur del archipiélago, donde se ubicaron 9 estaciones: Tesoro Barlovento, Tesoro Sotavento, Pajarales Norte, San Martín Sur, Rosario, La Despensa, Punta Brava, Punta Baru y Caribaru (figura 11).

Por otra parte las 10 estaciones del Archipiélago de San Bernardo se ubicaron en tres grandes zonas. En la zona 1 se encuentran Llantas Somero y Profundo, El Jardín y Mangle. Esta zona es la más cercana al continente, está situada en la parte más oriental del archipiélago y reciben directamente las descargas de Tolú y Cobeñas y al mismo tiempo una alta actividad turística. Durante la primera época del año reciben escorrentías provenientes del Canal del Dique y en la segunda del río Sinu, debido a la contracorriente de Panamá. En la zona 2 se encuentran Mina Alta, La Batea, Palmito y Tiosolda. Esta zona está ubicada en la parte más norte del archipiélago, recibe las mismas descargas continentales de la zona 1, pero al no estar tan cerca al continente el efecto de Tolú y Cobeñas no es el mismo. En el sur del Archipiélago se encuentra la zona 3, donde se ubicaron Punta Norte y Anita, las cuales debido a su ubicación reciben directamente las descargas continentales provenientes del río Sinu en la segunda época del año (figura 12).

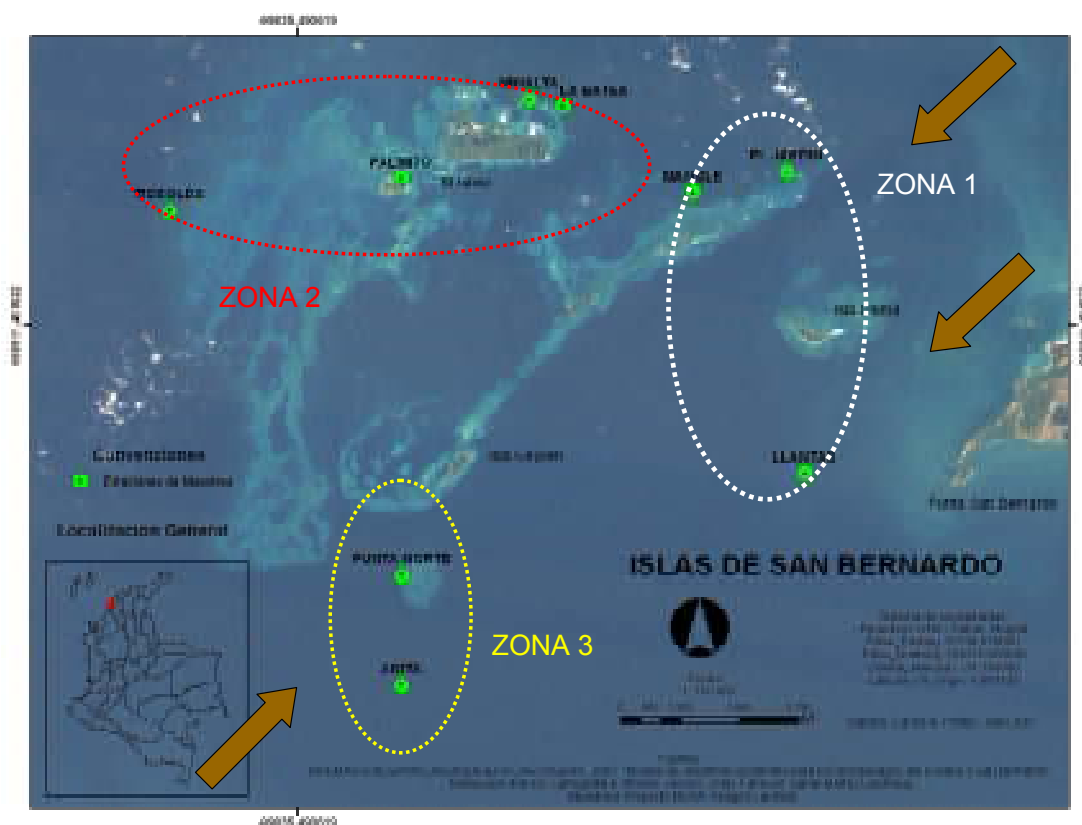


Figura 12. Zonas donde se ubicaron las estaciones del Archipiélago de San Bernardo, especificando con flechas la dirección de las corrientes en las dos épocas climáticas.

Los parámetros demográficos de abundancia, estructura de tallas y estado de salud de *S. siderea* en las estaciones del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo no presentaron un patrón evidente, en relación con la cercanía o lejanía de las desembocaduras de escorrentías continentales o lugares de impactos antrópicos. Tanto en las Islas del Rosario como en el Archipiélago de San Bernardo, se identificaron estaciones en las que *S. siderea* debido a sus parámetros demográficos, no se comportan en forma normal. Estas estaciones se encuentran distribuidas a lo largo de todo el Arrecife y no se concentran ni lejos ni cerca de desembocaduras del Canal del Dique o al río Sinu, ni a lugares de elevado impacto antropogénico. Al mismo tiempo están próximas a las estaciones donde *S. siderea* presentó parámetros demográficos característicos de zonas en buen estado. Por lo tanto los atributos poblacionales exhibidos en este estudio permiten intuir que *S. siderea* en la mayoría de las estaciones (19 de 28) se encuentran en buen estado y la proximidad o distancia de desembocaduras o de zonas de impactos antrópicos no es un criterio que altere sus parámetros demográficos, lo que muestra su resistencia a sobrevivir en lugares estresados. Sin embargo es importante realizar un estudio de dispersión del sedimento e hidrodinámica sobre las diferentes estaciones para corroborar que las estaciones próximas a los sitios de impacto antropogénico y de escorrentías continentales presentan mayor impacto debido a estos estresares (Figura 13; 14).

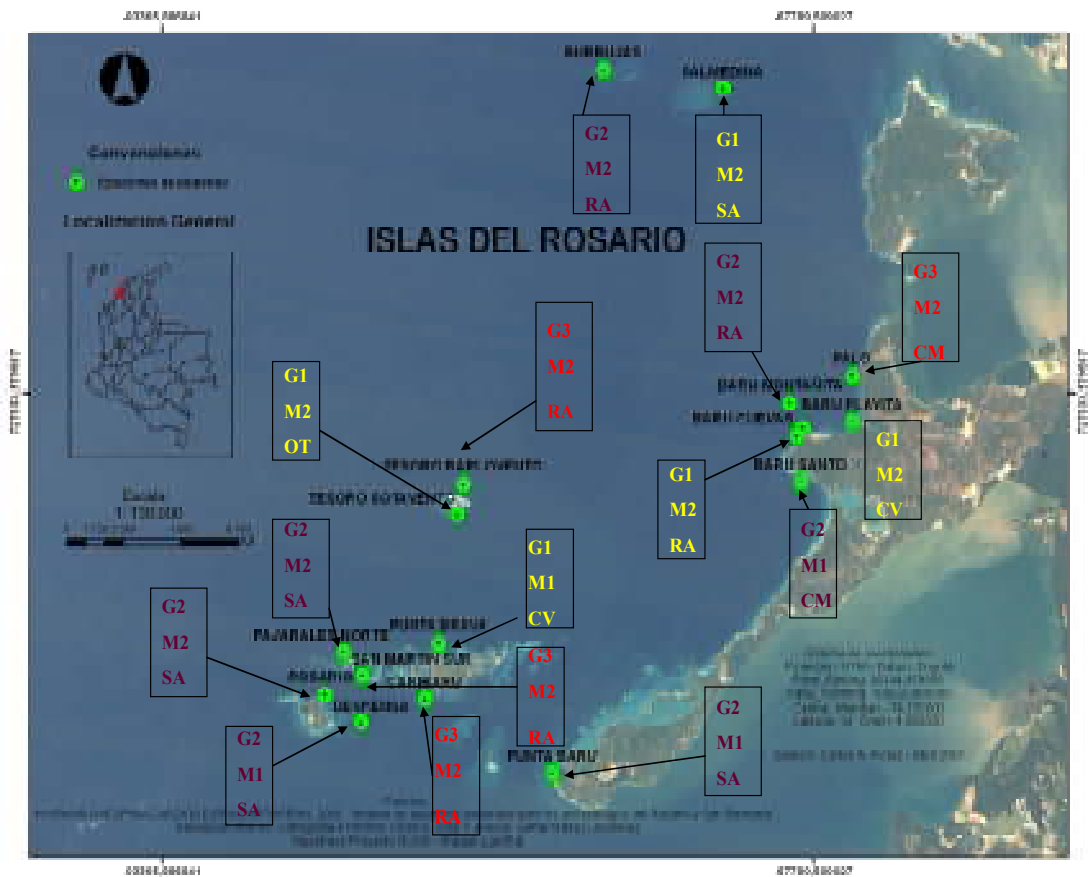


Figura 13. Descripción de los atributos poblacionales de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones de las Islas del Rosario y los diferentes grupos formados por sesgo y curtosis; M1: Mayor mortalidad parcial en las colonias menores a 250.0 cm² de área superficial; M2: Mayor mortalidad en colonias superiores a 250.0 cm² de área superficial; RA: Roca Alga; CM: Coral Muerto; CV: Coral Vivo; SA: Sustrato Arenoso; OT : otros.

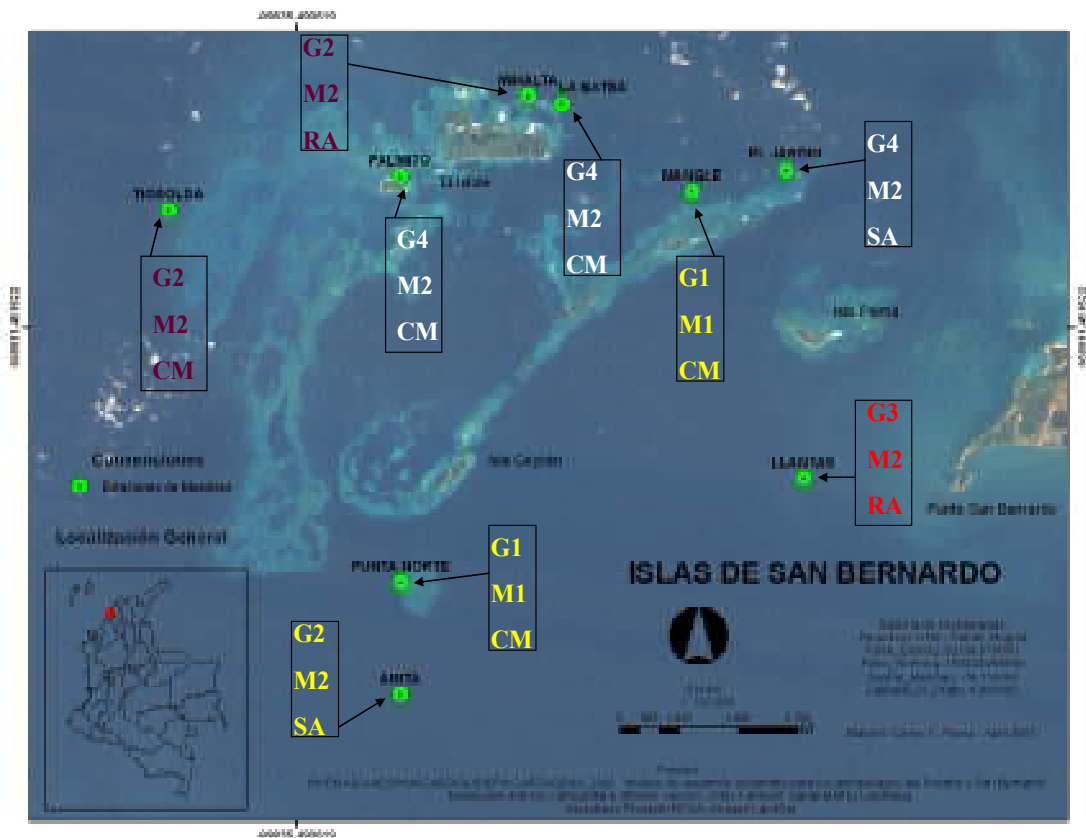


Figura 14. Descripción de los atributos poblacionales de *Siderastrea siderea* en las diferentes estaciones del Archipiélago de San Bernardo y los diferentes grupos formados por sesgo y curtosis; M1: Mayor mortalidad parcial en las colonias menores a 250.0 cm² de área superficial; M2: Mayor mortalidad en colonias superiores a 250.0 cm² de área superficial; RA: Roca Alga; CM: Coral Muerto; CV: Coral Vivo; SA: Sustrato Arenoso; OT : otros.

El declive de las poblaciones coralinas en el Caribe Colombiano es una realidad, donde además de los efectos naturales, las escorrentías continentales y los impactos antropogénicos promueven la mortandad de las especies coralinas (Woodley *et al.*, 1997; Diaz *et al.*, 2000). El proceso de sucesión en que se encuentran los arrecifes de coral es evidente en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Diaz *et al.*, 2000; López-Victoria y Diaz 2000; Cendales *et al.*, 2002). Los resultados del presente estudio muestran la capacidad de *S. siderea* de colonizar y sobrevivir en la unidad ecológica de Algas- Escombros, reflejan que es una especie común a lo largo de todo el arrecife y que presenta parámetros demográficos

similares en zonas cercanas y lejanas a escorrentías continentales, exhibiendo su capacidad de soportar posibles elevadas tasas de sedimentación, por lo que se podría sugerir que se trata de una especie resistente a dicho estresor. Es por esto que los resultados del presente estudio evidencian el valor de *S. siderea* como una especie focal posiblemente indicadora de condición, susceptible de medir la efectividad de manejo (Zacharias y Roff, 2001) y a través de la estructura de tallas se podrían determinar factores estresantes como la sedimentación, sobre otras especies de coral. Para poder corroborar el uso de *S. siderea* como especie focal indicadora de efectividad de manejo se sugiere realizar una comparación entre una estación en buen estado eg. Baru Cuevas vs una estación en mal estado eg. San Martín Sur, teniendo en cuenta no solo a *S. siderea* sino también a otras especies coralinas.

9 CONCLUSIONES

- *Siderastrea siderea* es una especie común en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Se encuentra ampliamente distribuida en el Parque, presente en todas las estaciones muestreadas sobre la unidad ecológica de Algas-Escombros. Se sugiere que es una especie resistente al estrés, capaz de colonizar sustratos adversos.
- La estructura de tallas de *Siderastrea siderea* presenta una dominancia de colonias pequeñas, cuya mortalidad parcial se presenta en las colonias de mayor tamaño, indicando crecimiento poblacional en zonas donde antes habitaban *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata*.
- Los parámetros demográficos de estructura de tallas, abundancia, distribución espacial y estado de salud de *Siderastrea siderea* sirven como indicadores de manejo para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo puesto que reflejan zonas tanto en buen estado como en mal estado. No obstante no se observó un gradiente en las estaciones cerca o lejos de escorrentías continentales.

10 RECOMENDACIONES

- Hacer un seguimiento demográfico de la población de *Siderastrea siderea* en las estaciones georeferenciadas dentro del Parque, para así conocer el incremento, declive o mantenimiento.
- Realizar muestreos en las unidades ecológicas propias de la especie y en otras, con el fin de determinar la extensión de dominio y el área de ocupación de la especie.
- Realizar estudios similares para cualquier especie focal vulnerable, indicadora y claves, para llevar un seguimiento más riguroso de la efectividad de manejo del Área Marina Protegida, haciendo énfasis en los procesos de reclutamiento.
- Corroborar la posible condición de *Siderastrea siderea* como una especie focal indicadora de condición, en las diferentes estaciones y comparando sus parámetros demográficos con otras especies.
- Realizar estudios acerca de la dispersión larval de la especie, junto con análisis de flujo genético entre las diferentes localidades del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

BIBLIOGRAFÍA

ACEVEDO, R., MORELOCK, J., OLIVIERI, R. 1989. Modification of Coral Reef Zonation by Terrigenous Sediment Stress. *Palaios*. Vol. 4, 92- 100 p.

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

ALCOLADO, P.M., MARTINEZ-DARANAS, B., MENENDEZ-MACIA, G., DEL VALLE, M.H. y GARCIA, T. 1999. Rapid Assessment of Coral Communities of Maria la Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 1: Stony Corals and Algae). *Atoll Research Bulletin* Vol 1 No: 496, 268 – 277 p.

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

ALVARADO, E., M., DUQUE, L., FLOREZ, L. y RAMIREZ, R. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena, Colombia). *Boletín Ecotrópica*. 15: 1 – 30 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. La serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. 180 p.

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

BAK, R., P., M., y ENGEL, M., S. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenil hermatypic corals (Scleractinia) and the importante of life'history strategies in the parent coral community. *Marine Biology*. 54: 341 – 352 p.

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

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

BEGON, M., MORTIMER, M. y THOMPSON, D. 1996. *Population Ecology: Aunified study of animals and plants*. 3rd edition. Australia. Editorial Blackwell science, 247 p.

BELLWOOD, D. R., HUGHES, T. P., FOLKE, C. y NYSTROM, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 492: 827 – 833 p.

BENDEL, R. B., HIGGINS, J. E., TEBERG, J. E. y PYKE, D. A. 1989. Comparison of Skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia*. Vol: 78, 394 – 400 p.

BRUKNER, W. A., BRUKNER, R. J. y WILLIMAS, E. 1997. Spread of Black-Band disease epizootic thruogh the coral reef system in St. Ann's Bay, Jamaica. *Marine Science*. Vol: 61, No: 3, 919 – 928 p.

BUNKLEY-WILLIAMS, L. y WILLIAMS, E. H. 1990. Global Assault on Coral Reefs. *Nature*. Vol: 346, 47 – 54 p.

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

CARRICART-GANIVET, J.P. y MERINO, M. 2001. Growth responses of the reef-building coral *Montastrea annularis* along a gradient of continental influence in the Southern Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science. Vol. 1 No: 68, 133 – 146 p.

CENDALES, M. H., ZEA, S. y DIAZ, J. M. 2002. Geomorfología y Unidades Ecológicas del Complejo de Arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). Revista Académica Colombia Ciencias Vol:26, No:101, 497-510 p.

CHIAPPONE, M., SULLIVAN, K. M. 1996. Distribution, Abundance and Species Composition of Juvenile Scleractinian Corals in the Florida Reef Tract. Bulletin of Marine Science. Vol: 58, No. 2: 555-559 p.

CHIAPPONE, M., SULLIVAN, K. M. y LOTT, C. 1996. Hermatypic Scleractinian of the Southeastern Bahamas: A Comparison to Western Atlantic Reef Systems. Caribbean Journal of Science. Vol: 32, No. 1: 1-13 p.

CONNELL, H. J. 1997. Disturbance and Recovery of Coral Assemblages. INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. 8th Coral Reef Symposium. Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. 1: 9-22 p.

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

DANIEL, W. 2004. Bioestadística. Base para el Análisis de la Ciencia de la Salud. 4 ed. Mexico: Limusa Wiley. 755 p.

DÍAZ, J. M.; BARRIOS, L. M., CENDALES, M. H., GARZON, 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.

DIAZ-PULIDO, G., SANCHEZ, J.A., ZEA, Z., DIAZ, J.M. y GARZON-FERREIRA, J. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de Arrecifes Coralinos Continentales y Oceanicos del Caribe Colombiano. Rev. Acad. Colom. Cienc. Vol 28 No: 108, 337 -347 p.

DIGBY, P. G. N. y KEMPTON. 1994. Multivariate Analysis of Ecological Communities. Chapman & Hall. 204 p.

DIGHT, I. J. y SCHERL, L. M. 1997. The International Coral Reef Initiative (ICRI): global priorities for the conservation and management of coral reefs and the need for partnerships. INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. 8 th Coral Reef Symposium. Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. 1: 135-142 p.

DOLCIANI, I. J. y SCHERL, L. M. 1997. Algebra 1. Teachers Edition. Houghton Mifflin company. Boston. 714 p.

EDMUNDS, P., J., ROBERTS, D., A., SINGER, R. 1990. Reefs of the Northeastern Caribbean I. Scleractinian Populations. Bulletin of Marine Science. 48 (3): 780 – 789 p.

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 p.

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

FOSTER, A. B. 1979. Phenotypic Plasticity in the Reef Corals *Montastrea annularis* (Ellis & Solander) and *Siderastrea sidereal* (Ellis & Solander). Biol. Ecol. Vol: 39, 25 – 54 p.

GARZON-FERREIRA, J., GIL-AGUDELO, D. L., BARRIOS, L. M. y ZEA, S. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. Hidrobiología. Vol: 4, No: 0, 65 – 69 p.

GARZON-FERREIRA, J. y KIELMAN, M. 1994. Extensive Mortality of Corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. Instituto de Investigaciones Marina de Punta Betin, INVEMAR. A. Aero 1016. A15 – A21 p.

GARZON-FERRERIA, J., ZEA, S. y DIAZ, J. M. 2005. Incidente of Partial Mortality and othe health Indicators in hard-coral communities of tour southwestern Caribbean Atolls. Bulletin of Marine Science. Vol: 76, No: 1, 105 – 122 p.

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

GONZALES, A. M., ROJAS, J. y POLANIA, J. 1999. Estructura y composición de la comunidad macroalgal en el sistema arrecifal coralino del Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. Actual Biology. Vol: 21. No: 71. 111 – 121 p.

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

GUISANDE, H., BURNS, K. A., MANEIRO, I., RIVIERO, I., VERGARA, A. y VAAMONDE, A. 2006. Tratamiento de datos. Universidad de Vigo. Ediciones Diaz de Santos. España.

GUZMAN, H., HOLST, I. 1993. Effects of Chronic Oil-sediment Pollution on the Reproduction of the Caribbean Reef Coral *Siderastrea siderea*. Marine Pollution Bulletin. Vol. 26, No. 276-282 p.

GUZMAN, H. M., BURNS, K. A. y JACKSON, J. B. C. 1994. Injury, regeneration and growth of Caribbean reef corals after a major oil spill in Panama. Marine Ecology Progress Series. Vol: 105, 231 – 241 p.

GUZMAN, H., M. y TUDHOPE, A., W. 1998. Seasonal variation in skeletal extension rate and stable isotopic ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) composition in the response to several environmental variables in the Caribbean reef *Sidereastrea siderea*. Marine Ecology Progress Series. 166: 109 – 118 p.

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 p.

HUBBARD, D.K. 1986. Sedimentation as a Control of Reef Development: St. Croix. U.S.V.I. Coral Reef. Vol. 5 117 – 125 p.

HUBBARD, D.K. y SCATURO, D. 1985. Growth Rates of seven species of Scleractinean Corals from Cane Bay and Salt River, St. Croix, USVI. Bulletin of Marine Science Vol: 36, No. 2: 325-338 p.

HUGHES, P.T. 1984. Population Dynamics Based on Individual Size Rather than Age: 6: 778-793 p.

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 p.

HUGHES, P.T. y CONNELL, J.H. 1987. Population Dynamics Based on Size or Age a Reef-Coral Analysis. The American Naturalist Vol: 129, No. 6:129: 829 p

JAAP, W. C., LYONS, W. C., 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. Florida Marine Research Publications. No: 46 1 – 31p.

JACKSON, J., BUSS, L. y COOK, R. 1985. Population Biology and Evolution of Clonal Organisms. United States of America : Yale University., 1985. 517 p.

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

KNOWLTON, N. 2001. The future of coral reefs. Proceedings of the Nacional Academy of Science (USA) 98: 5419 – 5425 p.

KREBS, J. C. 1985. Estudio de la distribución y la abundancia. 2 th edición: México. Editorial Melo, S. A. 753 p.

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

LEGENDER, P. y LEGENER, L. 1998. Numerical Ecology. Second English edition. El 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 Committee. Brishane, December. 201 – 206 p.

LEWIS, J.B. 1997. Abundance, Distribution and Partial Mortality of the Massive Coral *Siderastrea siderea* on Degrading Coral Reefs at Barbados, West Indies. Marine Pollution Bulletin, Vol. 34, No: 8, 622 – 627 p.

LIRMAN, D. 2001. Competition between macroalgae and coral: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. Coral Reefs. Vol: 19, 392 – 399 p.

LOPEZ-VICTORIA, M. y DIAZ, J. M. 2000. Morfología y Estructura de las Formaciones Coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. Revista Académica Colombiana Ciencias. Vol: 24, No: 91, 219 – 230 p.

LOPEZ-VICTORIA, M. y ZEA, S. 2004. Store-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. Climate Research. Vol:2, 251 – 256 p.

LOUGH, J.M., BARNES, D.J. y TAYLOR, R.B. 1997. Understanding growth mechanisms: The key to successful extraction of proxy climate records from corals. INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. 8 th Coral Reef Symposium. Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. 2: 1697 - 1700 p.

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

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

MALLELA, J., PERRY, C., HALEY, P. 2004. Reef Morphology and Community Structure along a Fluvial Gradient, Rio Bueno, Jamaica. *Caribbean Journal of Science*. Vol. 40, No. 3, 299- 311 p.

MCCLANAHAN, T. R. 1999. Is there a future for coral reef parks in poor tropical countries? *Coral Reefs*. Vol 18, 321 -325 p.

MCCLANAHAN, T. R. 2002. The near future of coral reefs. *Environmental Conservation*. 29: 460 – 483 p.

MCCOOK, L. J. 2001. Competition between corals and algal turfs along a gradient of terrestrial influence in the nearshore central Great Barrier Reef. *Coral Reef*. Vol: 19, 419 – 425 p.

MCCOOK, L. J., JOMPA, J. y DIAZ-PULIDO, G. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*. Vol: 19, 400 – 417 p.

MEESTERS, E. H., BOS, A. y GAST, G. J. 1992. Effects of Sedimentation and Lesion Position on Coral Tissue Regeneration. *Proceedings of the seventh International Coral Reef Symposium*. Guam. Vol: 2, 671 – 677 p.

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. *Bulletin of Marine Science* Vol: 58, No. 3: 838-852 p.

MEESTERS, E.H., WESSLING, I. y BAK, R.P. (Por Publicar). Partial Mortality in reef-building corals (Scleractinia): ecological effects of colony size in modular organisms.

MEEASTERS, 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 interspecific variation. Marine Ecology Progress Series 209: 43-54 p.

MILLER, M. W., WEIL, E. y SZMANT, A. M. 2000. Coral Recruitment and juvenil mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne National Park, USA. Coral Reefs. Vol: 19: 115 – 123 p.

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

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

MURDOCH, T. J. T. y ARONSON, R. B. 1999. Scale-dependent spatial variability of coral assemblages along the Florida Reef Tract. Coral Reefs. No: 18, 341- 351 p.

ODUM, P. 1972. Ecología. 3 th edición: México. Nueva editorial Interamericana. 639 p.

PARRA-VELANDIA, F.J. y ZEA, S. 2003. Comparación de la abundancia y distribución de algunas características de las esponjas del Género *Ircinia* (Porifera: Demospongiae) en dos localidades contrastantes del área de Santa Marta, Caribe Colombiano. Boletín Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. No: 32, 75 – 91 p.

PASTOROK, R. A. y BILYARD, G. R. Effects of sewage pollution on coral-reef communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol: 21, 175 – 189 p.

PERRY, C. T. 1998. Macroborers within coral framework at Discovery Bay, north Jamaica: species distribution and abundance, and effects on coral preservation. *Coral Reefs*. Vol: 17, 277 – 287 p.

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*. IUCN, The World Conservation Union, UK.

PORTER, J. W., BATTEY, J. F., y SMITH, J. G. 1982. Perturbation and change in coral reef communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. Vol: 79, 1678 – 1681 p.

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

RABINOVICH, E. J. 1978. Ecología de poblaciones animales. Programa Regional de Desarrollo Científico y tecnológico. Departamento de Asuntos Científicos. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Serie de Biología. Monografía 21. 114 p.

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. Escala Ltda. Bogotá, 71p.

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

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

RICHARDSON, L., GOLDBERG, W., CARLTON, R. y HALAS, J. 1998. Coral disease outbreak in the Florida Keys: Plague Type II. *Rev. Biol. Trop.* Vol: 46, 187 - 198 p.

RICHMOND, R. H. y HUNTER, C. L. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical pacific, and the Red Sea. *Marine Ecology Progress Series.* Vol: 60, 185- 203 p.

ROGERS, C. S., FITZ, H. C., GILNACK, M., BEETS, J. y HARDIN, J. 1984. Scleractinian Coral Recruitment Patterns at Salt River Submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral Reefs.* No:3, 69 – 76 p.

SANCHEZ, J. A. 1995. Benthic Communities and Geomorphology of the Tesoro Island Coral Reef, Colombian Caribbean. *Anales Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Punta Betin INVEMAR.* No: 24, 55 – 77 p.

SEBENS, P. K. 1994. Biodiversity of Coral reefs: What are We Losing and Why? *Amer. Zool.* Vol:34, 115 – 133 p.

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

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

SMITH, R y SMITH, T. 2000. *Ecología.* 4 th edición: Madrid. Editorial Addison Wesley. 642 p.

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

SULLIVAN, K.M., CHIAPPONE, M. y LOTT, C. 1994. Abundance Patterns of Stony Corals on Platform Margin Reefs of the Caicos Bank. *Bahamas journal of Science*. Vol: 1. No: 3, 2- 11 p.

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

STEINER, S. C. C. 1999. Species presence and Distribution of Scleractina (Cnidaria: Anthozoa) from South Caicos, Turks and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science* Vol: 65. No: 3, 861-871 p.

SZMANT, A. M. 2001. Introduction to the special issue of Coral Reefs on “Coral Reefs Algal Community Dynamics” Why are coral reefs world-wide becoming overgrown by algae? Algae, algae everywhere, and nowhere a bite to eat! *Coral Reefs*. Vol: 19, 299 – 302 p.

TORRES, J.L. 2001. Impacts of Sedimentation on the growth rates of *Montastrea annularis* in the southwest Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*. Vol. 1 No: 69, 631 – 637 p.

TORRES, J.L., MORELOCK, J. 2002. Effect of Terrigenous Sediment Influx on Coral Cover and Linear Extension Rates of Three Caribbean Massive Coral Species. *Caribbean Journal of Science*. Vol. 38, No. 3-4, 222-229 p.

VERMEIJ, M. J. A. 2005. Substrate composition and adult distribution determine recruitment patterns in a Caribbean brooding coral. *Marine Ecology Progress Series*. Vol: 295, 123 – 133 p.

VOLLMER, S., V. y EDMUNDS, P., J. 2000. Allometric Scaling in Small Colonies of the Scleractinian Coral *Siderastrea sidereal* (Ellis and Solander). *Biological Bulletin*. 199: 21 – 28 p.

WEINER, J. y SOLBRIG, O. T. 1984. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia*. Vol: 61, 334 – 336 p.

WITTENBERG, M. y HUNTE, W. efectos of Eutrofication and sedimentation in juvenile corals. I. Abundance, mortality and community structure. *Marine Biology*. Vol: 122, 131 – 138 p.

WOOD, M. E. 1984. Reef Corals of the world. Biology and Field Guide Publication. Inc. Ltd. 251 p.

WOODLEY, J.D., DE MEYER, K., BUSH, P., EBANKS-PETRIE, G., GARZON-FERREIRA, J., KLEIN, E., PORS, L.P.J.J. y WILSON, C.M. 1997. Status of Coral Reefs in the South Central Caribbean INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. 8th Coral Reef Symposium. Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute, 1997. 1: 357 - 362 p.

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