

**COMPARACIÓN TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE UNA
COMUNIDAD CORALINA EN LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE
COLOMBIANO**

JULIANA JARAMILLO GONZÁLEZ

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA DE BIOLOGÍA**

Bogotá, D.C.

Noviembre 17 de 2006

**COMPARACIÓN TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE UNA
COMUNIDAD CORALINA EN LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE
COLOMBIANO**

JULIANA JARAMILLO GONZÁLEZ

TRABAJO DE GRADO
Presentado como requisito parcial
Para optar al título de
Biólogo

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA DE BIOLOGÍA
Bogotá, D.C.
Noviembre 17 de 2006

NOTA DE ADVERTENCIA

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará por que no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y por que las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”.

Artículo 23 de la Resolución N° 13 de Julio de 1946

**COMPARACIÓN TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE UNA
COMUNIDAD CORALINA EN LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE
COLOMBIANO**

JULIANA JARAMILLO GONZÁLEZ

APROBADO

Alberto Acosta, Ph.D.

Director

Fabio Gómez, Ms

Jurado

Leonor Botero, Ph.D.

Jurado

**COMPARACIÓN TEMPORAL EN LA ESTRUCTURA DE UNA
COMUNIDAD CORALINA EN LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE
COLOMBIANO**

JULIANA JARAMILLO GONZÁLEZ

APROBADO

Ángela Umaña, MPhil

Decana Académica

Andrea Forero

Directora de Carrera

MATERIAL ANEXO (Video, audio, multimedia o producción electrónica):

Duración del audiovisual: _____ **Minutos**

Número de casetes de vídeo: _____ Formato: VHS__ Beta Max__ ³/₄__ Beta Cam__

Mini DV__ DV Cam__ DVC Pro__ Vídeo 8__ Hi 8__

Otro. Cual? _____

Sistema: Americano NTSC__ Europeo PAL__ SECAM__

Número de casetes de audio: _____

Número de archivos dentro del CD (En caso de incluirse un CD-ROM diferente al trabajo de grado): _____

DESCRIPTORES O PALABRAS CLAVES

RESUMEN DEL CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS

A mi familia por el apoyo y buenos consejos brindados a lo largo de la carrera. A Alberto Acosta por su dedicación, paciencia e importantes comentarios no solo en la elaboración del trabajo de grado sino en el tiempo en el que llevo trabajando con él. A mis amigos que me acompañaron durante el proceso de formación académica. A la tienda de buceo Sharky en San Andrés por el apoyo logístico para llevar a cabo este trabajo. A los estudiantes de Ecología Marina del 2004 y 2005 de la Pontificia Universidad Javeriana por la toma de datos.

Noviembre 17 de 2006

TABLA DE CONTENIDO

1. Introducción.....	3
2. Marco Teórico y Revisión de Literatura.....	4
2.1 Formación e importancia de los arrecifes coralinos.....	4
2.2 Variación temporal de los ecosistemas coralinos en el Caribe.....	5
2.2.1 Variación temporal en estructura de los arrecifes franjeantes del Caribe.....	5
2.2.2 Variación temporal en estructura de las poblaciones coralinas del Caribe.....	7
2.3 Estudios sobre variación temporal de los ecosistemas y poblaciones coralinos en Colombia.....	9
3. Formulación del Problema y Justificación.....	11
3.1 Formulación del problema.....	11
3.2 Pregunta de investigación.....	11
3.3 Justificación de la investigación.....	11
4. Objetivos.....	13
4.1 Objetivo Generales.....	13
4.2 Objetivos Específicos.....	13
5. Hipótesis.....	14
6. Materiales y Método.....	15
6.1 Área de Estudio.....	15
6.1.1 Población de estudio y muestra.....	15
6.2 Diseño de la investigación.....	17
6.2.1 Variables de estudio.....	18
6.3 Métodos.....	18
6.3.1 Recolección de la información.....	18
6.3.2 Análisis de la información.....	18
6.3.2.1 Índices ecológicos e Histogramas comparativos.....	19
6.3.2.2 Análisis estadístico.....	20
7. Resultados.....	21
8. Discusión.....	32

9. Conclusiones.....	37
10. Recomendaciones.....	39
11. Literatura Citada.....	40

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Índices ecológicos de Riqueza de Margalef y Diversidad de Shannon, e índice de fluctuación de la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de “La Piedra” en los tres años (2004, 2005 y 2006) en que fue monitoreada. Rango de varianza (σ) = valor máximo – valor mínimo.....21

Tabla 2. Cambio temporal en abundancia, cobertura (cm^2) y mortalidad parcial (MP) en cm^2 (en el 2006, D = disminuyo mortalidad parcial) de “La Piedra” en los años 2004, 2005 y 2006. Porcentaje de cambio de las tres variables mencionada entre en 2004 y 2006 para cada especie coralina encontrada en la comunidad (+ = ganancia; - = perdida; NP = no se pudo hallar el porcentaje de cambio).....23

Tabla 3. Comparación temporal (2004, 2005 y 2006) por especie para la abundancia, cobertura (cm^2) y mortalidad parcial (cm^2) encontrada en “La Piedra”. P.E = Prueba estadística empleada; K-W = Kruskal-Wallis; p = probabilidad; - = especies que no presentan mortalidad parcial; * = especies que no se les pudo aplicar prueba estadística debido a su bajo n. En negrilla se encuentran las especies que presentaron cambios significativos en el tiempo.....25

Tabla 4. Índice de valor de importancia (IVI) modificado de las especies coralinas encontradas en “La Piedra”. + = ganancia, - = perdida, \approx = aproximadamente igual, = = igual.....26

Tabla 5. Estadígrafos descriptivos de la distribución por tallas (área de tejido vivo) de *Montastraea annularis*, *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* en los tres años en que fueron monitoreadas.....31

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la comunidad coralina conocida como “La Piedra”, San Andrés, Caribe colombiano. Mapa modificado de Vidal <i>et al.</i> , (2005).....	16
Figura 2. La Piedra. Comunidad coralina monitoreada San Andrés, Caribe colombiano.....	17
Figura 3. <i>Montastraea annularis</i> . Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n =130), 2005 (b y e; n = 135) y 2006 (c y f; n = 150).....	28
Figura 4. <i>Agaricia agaricites</i> . Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n =115), 2005 (b y e; n = 119) y 2006 (c y f; n = 132).....	29
Figura 5. <i>Porites astreoides</i> . Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n =18), 2005 (b y e; n = 22) y 2006 (c y f; n = 18).....	30
Figura 6. Comparación temporal de la cobertura (cm ²) de algas, esponjas, hidrocorales, octocorales y sustrato libre presente en “La Piedra”.....	31

RESUMEN

En esta investigación se analizó la posible variación temporal de la estructura de una comunidad coralina aislada en la isla de San Andrés. Durante los años 2004, 2005 y 2006 se muestreó y comparó estadísticamente la abundancia, cobertura y mortalidad parcial sufrida por la comunidad coralina en su totalidad y sus especies de coral. En los tres años de estudio, se encontró que la comunidad coralina fue relativamente estable, dado que no presentó mayor variación en cuanto a riqueza y diversidad y tampoco mostró diferencias significativas en abundancia, cobertura (las cuales no fluctuaron en el tiempo) y mortalidad parcial (la cual presentó una moderada fluctuación en el tiempo). Sin embargo la comunidad coralina sí varió en composición con la entrada de dos especies de coral (*Acropora cervicornis* y *Scolymia cubensis*) y la salida de otras dos especies (*Diploria clivosa* y *Siderastrea siderea*). En abundancia no se observaron diferencias significativas para ninguna especie coralina, mientras que, *Agaricia agaricites* sí las presentó en cobertura, disminuyendo ésta en el tiempo y *Montastraea annularis*, *Madracis decactis* y *Montastraea cavernosa* en mortalidad parcial, las dos primeras especies aumentado y la tercera disminuyendo en el tiempo. Por otra parte las especies más importantes de la comunidad, *A. agaricites*, *M. annularis* y *Porites astreoides* mostraron una distribución de tallas con sesgo a la derecha en los tres años. En el caso de *A. agaricites* esta distribución podría ser explicada por el incremento en la tasa de reclutamiento y para *M. annularis* y *P. astreoides* esta distribución podría ser explicada por la mortalidad parcial sufrida por estas especies, la cual conllevó a la fragmentación de colonias grandes de. Aunque la comunidad coralina mostró estabilidad, aumentó la mortalidad parcial de dos de sus especies dominantes (*M. annularis* y *P. astreoides*) y la otra *A. agaricites* disminuyó su cobertura, en el tiempo. Estos resultados están posiblemente relacionados con potenciales tensores que están afectando dos procesos biológicos, mortalidad y reproducción, los cuales son determinantes de la estructura de las poblaciones y de la comunidad coralina.

ABSTRACT

This investigation analyzed the possible temporal variation of the structure of an isolated coral community in San Andrés Island. During years 2004, 2005 and 2006 sampling and statistical comparisons of abundance, cover and partial mortality of the coral community and its coral species was quantified. In the three year study period we found that the coral community was relatively stable, since it did show large variation in species richness and/or diversity and neither significant differences in abundance, cover (that did not fluctuate in time) and/or partial mortality (that displayed a moderate fluctuation in the time). Nevertheless, the coral community varied in composition with the appearance of two species of corals (*Acropora cervicornis* and *Scolymia cubensis*) and the exit of two other (*Diploria clivosa* and *Siderastrea siderea*). In abundance we did not observe significant differences for the different coral species; whereas, *Agaricia agaricites* did show significant differences in cover, with a decrease along the study period and *Montastraea annularis*, *Madracis decactis* and *Montastraea cavernosa* show significant differences in partial mortality, increasing in the two first species and decreasing in the third, through time. During in the three year study period the most important species of the community, *A. agaricites*, *M. annularis* and *Porites astreoides* showed size distributions skewed to the right. In *A. agaricites* case, this distribution is probably explained by an increased recruitment rate, and for *M. annularis* and *P. astreoides* this distribution is probably explained by the partial mortality suffered by this species, that entailed fragmentation of large colonies. Although the coral community was stable across time, partial mortality of two of its dominant species (*M. annularis* and *P. astreoides*) increased, and cover of *A. agaricites* decreased through time. These results are possibly related to potential stressors that are affecting two biological processes, mortality and reproduction, which are determinant for the structure of the coral populations and coral community.

1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son reservorios de flora y fauna, por lo cual se consideran uno de los ecosistemas con mayor diversidad del planeta. Sin embargo, en los últimos años se ha incrementado su deterioro tanto a nivel nacional como en el Caribe, debido a disturbios naturales y/o antropogénicos de diferentes escalas de intensidad y magnitud, que han causado aumento en la mortalidad parcial y total y disminución en la cobertura no solo de los arrecifes coralinos sino también de las poblaciones de coral encontradas en ellos.

Estudios realizados en la isla de San Andrés concluyen que el declive en cobertura coralina ha incrementado aproximadamente en un 5%, causando una variación en la estructura y dinámica de las comunidades y poblaciones coralinas, reflejándose en dos procesos biológicos: mortalidad y reproducción. Cabe notar que estas investigaciones se han llevado a cabo a una escala temporal menor a 10 años y en arrecifes franjeantes; no obstante la variación en una comunidad coralina aislada y sus especies coralinas no ha sido documentada.

Por ello este estudio pretende verificar si existe variación a corta escala temporal tanto a nivel de comunidad como a nivel de poblaciones de coral en variables tales como abundancia, cobertura y mortalidad parcial en una comunidad coralina aislada espacialmente. Todo esto con el fin de aportar conocimientos de línea base para futuros monitoreos y una aproximación a los procesos biológicos que afectan la estructura y por ende composición de una comunidad coralina.

2. MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Formación e importancia de los arrecifes coralinos

La formación de los arrecifes coralinos es un proceso de sucesión ecológica ligado a la erupción de volcanes profundos, que dan como resultado la constitución de islas (Castro y Huber, 2000). El primer paso en la conformación de arrecifes coralinos es la colonización de la pendiente de la isla por parte de larvas de coral, las cuales con el tiempo forman sobre ésta un mosaico irregular de colonias coralinas aisladas que sirve de hábitat para otros corales y organismos sésiles, este mosaico se conoce como tapete coralino (Díaz *et al.*, 2000). El crecimiento hacia arriba y hacia los lados de los “núcleos de condensación” del arrecife, inicialmente aislados unos de otros, hace que éstos se fusionen entre si y se compacten (Díaz *et al.*, 2000) formando una comunidad coralina, que según Pandolfi (2002) se define como un grupo de organismos que se encuentran en una proximidad cercana uno del otro en un mismo tiempo. La comunidad coralina se levanta paulatinamente hacia la superficie dando origen a un arrecife franjeante, el cual se desarrolla directamente a lo largo del borde de la costa (Veron, 2000).

Debido a procesos tectónicos la isla cerca a la cual se desarrolla el arrecife franjeante comienza a hundirse (Díaz *et al.*, 1996), formando una laguna profunda que separa éste arrecife de la costa por más de 100km, y como consecuencia de esta separación el arrecife franjeante se convierte en arrecife barrera (Castro y Huber, 2000). Con el paso del tiempo la isla se hunde totalmente, haciendo que el arrecife barrera pase a ser anillos de cobertura coralina que no se encuentran rodeados por tierra (Veron, 2000). Este anillo de cobertura coralina de 30m de diámetro aproximadamente se conoce como atolón (Díaz *et al.*, 1996).

Cabe notar que este proceso sucesional no es unidireccional, debido a la capacidad que presenta este sistema a permanecer sin cambio durante una perturbación

(resistencia) o a volver a su estado inicial después de la perturbación (resiliencia; Brewer, 1988).

Los arrecifes coralinos son considerados uno de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta, pues albergan el 70% de la biodiversidad marina (Connell, 1978) y produce 5-20gC/m²/día a pesar de crecer en aguas pobres en nutrientes (Garzón-Ferreira, 1997). A su vez, estos sistemas son de gran importancia a nivel económico ya que anualmente proporcionan ingresos de 8.9 billones de dólares por la industria del turismo (Moberg y Folke, 1999) y 279.4 millones de dólares por la industria pesquera (Alvarado *et al.*, 2004). Gracias a esto, los arrecifes coralinos son fuente de trabajo e ingreso para los habitantes de zonas aledañas a ellos (Geister y Díaz, 1997; Moberg y Folke, 1999).

2.2 Variación temporal de los ecosistemas coralinos en el Caribe

En las últimas décadas estudios a diferentes escalas temporales en varios puntos del Caribe sugieren un patrón general de declive y/o degradación de los arrecifes coralinos, evidenciado en la reducción de su diversidad biológica y cobertura coralina (Gardner *et al.*, 2003) e incremento en enfermedades y cobertura de macroalgas y zoantídeos (Salazar-Vallejo, 2002; Valdivia Acosta y de la Guardia, 2004). Se cree que este deterioro es causado principalmente por frecuentes e intensos disturbios a múltiples escalas (Connell *et al.*, 1997; Hughes y Connell, 1999) tales como exposición al oleaje (von Prah, 1989), fluctuación de las condiciones ambientales (Berkelmans *et al.*, 2004; Pandolfi, 2002; Pinzón *et al.*, 1998), variación en producción de nutrientes (Huston, 1985) y resuspensión de sedimento (Díaz *et al.*, 1996), los cuales inciden directamente en la estructura de las comunidades y poblaciones coralinas (Hughes, 1989; Langmead y Sheppard, 2004).

2.2.1 Variación temporal en estructura de los arrecifes franjeantes del Caribe

La variación en composición y abundancia de los arrecifes franjeantes del Caribe ha sido observada en el registro fósil. Por ejemplo, las islas de San Andrés, Curazao y

Barbados, presentaban una estructura coralina hasta 1983 similar a la del Pleistoceno. Posterior a esa fecha dichas comunidades han presentado múltiples cambios (Pandolfi, 2002) pasando de ser sistemas dominados por especies de corales escleractineos formadores con arrecifes de crecimiento tridimensional (e.j: *Montastraea annularis* y *Acropora sp.*) a sistemas constituidos principalmente por especies de corales escleractineos formadores de arrecifes con crecimiento vertical u horizontal (e.j: *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*; Gardner *et al.*, 2003) o algas (Hughes, 1996).

Uno de los lugares en el cual se ha visto más afectada la cobertura coralina es en Jamaica, donde en un periodo de 5 años (1983–1987) se perdió el 17% del área coralina a nivel somero (7m), 23% a 10m de profundidad y 14% entre 15-20m (Hughes, 1989). Otro estudio llevado a cabo en Jamaica a 35m de profundidad, determinó que la cobertura coralina disminuyó 34.9% en un lapso de 16 años (Hughes y Tanner, 2000).

Sin embargo, no todas las investigaciones reportan altos valores de pérdida de cobertura arrecifal. El arrecife de Hog & Twin en Bermuda, disminuyó su porcentaje de cobertura coralina en 1.5% entre el 1993-2002. Así mismo, en un periodo de 8 años, los arrecifes de San Salvador (Bahamas) y Cayo Carrie Bow (Belice) perdieron 5.5 y 7.5% de cobertura coralina, respectivamente, y en un lapso de tiempo más corto, Cayo Sombrero (Venezuela; 6 años), Islas Caimán (5 años) e Isla Colon (Panamá; 3 años) disminuyeron su área de tejido coralino en un 1.9, 10.3 y 6%, respectivamente (CARICOMP, 2004). En otros arrecifes, en la última década se reportó incluso recuperación y no pérdida de cobertura, como por ejemplo el arrecife Fringing reef (Barbados) que ganó 9.9% de cobertura en 9 años y el arrecife La Parguera (Puerto Rico) el cual ganó 3.4% de tejido coralino en 8 años (CARICOMP, 2004).

2.2.2 Variación temporal en estructura de las poblaciones coralinas del Caribe

Las poblaciones de corales escleractineos en el Caribe también han sufrido variación no solo en cobertura y sino también en su distribución de tallas. Esta variación se refleja en la mortalidad parcial o total, fisión y fusión de sus colonias, y tasa de reclutamiento (Hughes y Jackson, 1980, 1985), procesos resultantes de los efectos a la exposición al oleaje, la oferta de luz y nutrientes con relación al gradiente de profundidad (Huston, 1985; von Prahl, 1989) y la sedimentación (Bak y Elgershuizen, 1976; Nugues *et al.*, 2003).

En cuanto a cobertura, estudios realizados en Jamaica muestran que en un lapso de tiempo de 5 años (1983-1987) a 7m de profundidad, las poblaciones de especies coralinas dominantes *Agaricia agaricites*, *Briareum asbestium* y *Madracis mirabilis* perdieron 97, 75 y 49% de cobertura coralina, respectivamente (Hughes, 1989) y en un periodo de tres años (1977-1980) pero con un gradiente de profundidad, la abundancia de *A. agaricites* y *Leptoseris cucullata* aumentó en el tiempo, especialmente con colonias de pequeño tamaño, mientras que *Montastraea annularis* se mantuvo estable en el tiempo, aunque sufrió mayor pérdida en cobertura por mortalidad parcial que las otras dos especies (Hughes y Jackson, 1985).

Hughes y Tanner (2000) demostraron que en un periodo de tiempo más largo (1977-1993) a 35m de profundidad en Jamaica, la cobertura total de las poblaciones coralinas dominantes *M. annularis*, *A. agaricites* y *L. cucullata* disminuyó de 67.5% en 1977 a 56% en 1993. La abundancia de estas especies también se vio afectada en el tiempo perdiendo *A. agaricites* 158 colonias, *L. cucullata* 105 colonias y *M. annularis* 46 colonias.

La distribución de talla de las colonias coralinas contiene la información demográfica de las especies de coral (Bak y Meesters, 1998) y evidencia la estructura e historia de vida de las poblaciones coralinas (Meesters *et al.*, 2001). Para una adecuada interpretación de la distribución de tallas de las especies de coral se debe tener en

cuenta el tipo de reproducción que estas presentan, ya que especies de tipo incubador de plánulas, por ejemplo *Porites astreoides*, poseen una alta tasa de reclutamiento (Bak y Engel, 1979; Soong, 1993), mientras que especies de larga vida, como *M. annularis* (Szmant, 1986) retrasan su pico de reproducción hasta alcanzar grandes tamaños (Soong, 1993; Hall y Hughes, 1996) y por ende no recluta nuevos individuos frecuentemente (Bak y Engel, 1979; Hughes y Jackson, 1980).

Soong (1993) y Bak y Meesters (1999) concluyeron que las especies de coral dominantes en Panamá, Florida y Curazao presentaban distribución de tallas sesgada a la derecha, lo que según Vermeij y Bak (2003) sería resultado del reclutamiento de juveniles o fisión de colonias grandes debido a la mortalidad parcial. No obstante, la distribución de tallas puede variar el tipo de sesgo si cambian las condiciones locales en las que se desenvuelven las poblaciones (Acosta y Acevedo, 2006). Otro tipo de sesgo presentado por las poblaciones coralinas es el sesgo hacia la izquierda (Meesters *et al.*, 2001), es decir, mayor proporción de colonias grandes (Vermeij y Bak, 2003) posiblemente relacionada con el aumento en la mortalidad de juveniles (Bak y Meesters, 1999).

Bythell *et al.*, (1993) observaron que después del paso del huracán Hugo por el arrecife de Back Island (Islas Vírgenes Estadounidenses), la población de *P. astreoides* y *M. annularis* estaba dominada por colonias de tallas pequeñas, indicando que estas especies presentaron una mortalidad alta y por ende sus colonias sufrieron fisión, que en el caso de *P. astreoides* redujo el tamaño de la población. En el estudio de Kenyon *et al.*, (2006) en Jamaica, la población de *P. astreoides* presentó una distribución sesgada hacia a la derecha, sugiriendo un reclutamiento exitoso de nuevas colonias y ausencia de mortalidad catastrófica.

Al igual que el estudio realizado por Bythell *et al.*, (1993), Ginsburg *et al.*, (2001) encontraron que en los ensamblajes arrecifales de los cayos de Florida, la población de *M. annularis* presentaba una distribución sesgada a la derecha, distribución

explicada por el incremento en la mortalidad de las colonias estudiadas de esta población.

2.3 Estudios sobre variación temporal de los ecosistemas y poblaciones coralinas en Colombia

En Colombia la situación no es diferente al resto de Caribe, ya que sus arrecifes han mostrado considerables signos de deterioro durante las pasadas tres décadas (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006). Este deterioro es causado por disturbios naturales y antropogénicos. Dentro de las causas naturales se encuentran: los huracanes, el calentamiento global, las enfermedades epidémicas y la depredación; y como causas antropogénicas se conocen: las actividades extractivas de recursos renovables, la contaminación por hidrocarburos, aguas negras y desechos sólidos y la destrucción física accidental del coral (Díaz *et al.*, 1995, 1996).

Según el monitoreo realizado por el SIMAC (Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) entre 1998 y 2004, los arrecifes franjeantes de la bahía de Chengue (Santa Marta) disminuyeron la cobertura coralina. Este decrecimiento en cobertura también fue registrado por Martínez y Acosta (2005) para los arrecifes franjeantes ubicados en Punta Betín, Morro Grande, Ensenada de Granate entre 1989 y 2002, y Bahía Gayraca entre 1992 y 2002.

En el caso de los complejos arrecifales oceánicos de Colombia, el monitoreo hecho por el SIMAC (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) para la isla de San Andrés mostró una disminución de área de tejido coralino vivo. En la isla de Providencia el estudio realizado por Arango (2002) entre 1995 y 2002, demostró que la cobertura coralina también ha decrecido. No obstante, el monitoreo de Garzón-Ferreira *et al.*, (2002) en Providencia mostró resultados contradictorios, pues entre el 2000 y 2002 se ganó un pequeño porcentaje de cobertura coralina. Esta contradicción respecto al estado de la cobertura coralina en Providencia, puede deberse a la escala temporal de monitoreo de los dos estudios o al gradiente de profundidad del estudio, ya que Arango (2002)

llevo a cabo su estudio en un lapso de 7 años y con un gradiente de 2 a 43m de profundidad, mientras que el monitoreo de Garzón-Ferreira *et al.*, (2002) se realizó en 2 años y con un gradiente de 2 a 19m de profundidad.

Por otra parte, aunque se conoce que las poblaciones coralinas del Caribe colombiano también han disminuido su cobertura en los últimos años (Pizarro Novoa, 2002), se sabe poco acerca de su distribución de tallas (a excepción de *Dendrogyra cylindrus*; Acosta y Acevedo, 2006), y la forma en que factores externos como hábitat, recursos disponibles y disturbios antropogénicos afectan las tasas de reclutamiento, crecimiento y mortalidad (Acosta y Acevedo, 2006), las cuales son fundamentales para la interpretación de la distribución de tallas (Meesters *et al.*, 2001) de las especies coralinas del Caribe colombiano.

3. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

3.1 Formulación del problema

En los últimos años, los ecosistemas coralinos han presentado un deterioro a nivel mundial a causa de diferentes disturbios de tipo natural y antrópicos (Gardner *et al.*, 2003), lo cual se refleja en la estructura de las comunidades y poblaciones coralinas (Hughes, 1989). En la isla de San Andrés los estudios de cambio temporal llevados a cabo en arrecifes franjeantes han concluido que la cobertura coralina ha disminuido en un 5 % aproximadamente (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2006). Sin embargo, este tipo de estudios no se han hecho en comunidades coralinas aisladas espacialmente. Por otra parte, aunque en algunos estudios de cambio temporal en arrecifes no se observe una variación temporal en cuanto a abundancia, cobertura y mortalidad coralina, no se ha tenido en cuenta la variación que sufren las especies de coral de este ecosistema, las cuales podrían estar indicando alteraciones del mismo (Kinzie, 1999).

3.2 Pregunta de investigación

¿Existe variación a corta escala (2004, 2005, 2006) temporal no solo a nivel de comunidad coralina sino a nivel de especies de coral en variables como abundancia, cobertura y mortalidad parcial en una comunidad coralina bien definida y aislada espacialmente?

3.3 Justificación de la investigación

Los arrecifes de coral son de gran importancia a nivel biológico, económico y recreacional. En la isla de San Andrés (Caribe colombiano) estas estructuras cumplen diferentes funciones, como por ejemplo la protección de la costa contra fuertes vientos, corrientes y mareas. Así mismo, proporcionan gran parte del sustento de la población humana residente en ella, pues soportan actividades de pesquería y turismo a pequeña escala, realizadas en algunos cayos y atolones del archipiélago. Estas actividades llevadas a cabo a mayor escala junto con el efecto de potenciales tensores como el sedimento y la resuspensión, están alterando la dinámica y estructura de este

ecosistema, influyendo directamente en dos procesos biológicos de suma importancia para los organismos formadores y/o pertenecientes a arrecifes: mortalidad parcial y reproducción.

Por otra parte, el continuo estudio de comunidades coralinas aisladas podría hacer más fácil el entendimiento de la dinámica de los ecosistemas coralinos, pues al ser éstas el segundo estado sucesional de los arrecifes coralinos, hacen más evidentes los cambios internos en respuesta a un cambio externo (Brewer, 1988).

Debido a ello, el presente estudio procura no solo generar información de línea base en cuanto a abundancia, cobertura y mortalidad parcial de los corales formadores de arrecifes y de una comunidad coralina en San Andrés, para futuras investigaciones en cambio temporal, sino también una aproximación a la manera en que la mortalidad y reproducción afectan la dinámica y por ende composición de una comunidad coralina.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Determinar si existe cambio temporal (2004, 2005 y 2006) en la estructura de una comunidad coralina y sus poblaciones de coral, en la isla de San Andrés, Caribe colombiano.

4.2 Objetivos Específicos

1. Cuantificar y comparar para toda la comunidad coralina el cambio temporal (2004, 2005 y 2006) en abundancia, cobertura y mortalidad parcial.
2. Cuantificar y comparar para cada población de coral de la comunidad coralina muestreada la abundancia, cobertura y mortalidad parcial en los años 2004, 2005 y 2006.
3. Establecer el porcentaje de cambio de la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de cada especie de coral y de la comunidad coralina como un todo entre los años 2004 y 2006.
4. Encontrar las especies más importantes de la comunidad coralina en los tres años de monitoreo según el índice de valor de importancia (IVI), y analizar su distribución de tallas (cm²).

5. HIPÓTESIS

Ho₁: No existe variación temporal significativa entre los años 2004, 2005 y 2006 en cuanto a abundancia, cobertura y mortalidad parcial de la comunidad coralina conocida como “La Piedra”, isla de San Andrés, Caribe colombiano

Ho₂: No existe variación temporal significativa entre los años 2004, 2005 y 2006 en cuanto a abundancia, cobertura y mortalidad parcial de cada especie de coral encontradas en la comunidad coralina conocida como “La Piedra”, isla de San Andrés, Caribe colombiano

Las Ho₁ y Ho₂ se basan en la corta escala temporal del presente estudio, pues las investigaciones que muestran diferencias significativas en el tiempo en cuanto a abundancia, cobertura y mortalidad parcial han sido llevadas a cabo en una escala temporal mayor a 5 años (ver Hughes, 1996; Hughes y Tanner, 2000; Gardner *et al.*, 2003; Valdivia Acosta y de la Guardia, 2004).

Ho₃: Las especies más importantes de la comunidad coralina presentan una distribución normal de tallas (cm²).

La Ho₃ esta basada en que la comunidad coralina monitoreada en el presente estudio se encuentra en un ambiente no degradado (Bak y Engel, 1999), por ende las poblaciones de coral más importantes de la comunidad coralina deberían presentar mayor numero de colonias de adultos pequeños (tamaño medio) que de colonias de juveniles (tamaño pequeño) o adultos (gran tamaño; Vermeij y Bak, 2003).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de Estudio

La isla de San Andrés se encuentra ubicada en el mar Caribe a 150km al sudeste de Nicaragua y 800km de la costa colombiana (Figura 1; Díaz *et al.*, 1995). Esta isla presenta una superficie de 25km², un promedio de temperatura anual de 27° C y precipitación media de 1900mm. La corriente marina que prevalece en la isla es la corriente del Caribe que va de este a oeste formando remolinos en dirección contraria a las manecillas del reloj. La superficie oceánica adyacente a la isla presenta una temperatura superficial de 27.5° C, la cual varía entre los meses de Febrero y Marzo y Agosto y Septiembre. La salinidad del agua fluctúa entre 34 y 36.3 ‰ (Geister y Díaz, 1997). A partir de la segunda mitad del año se pueden presentar tormentas esporádicas debido a que la isla esta ubicada dentro del cinturón de huracanes del Caribe (Díaz *et al.*, 1996).

Para un rango de profundidad entre 1-100m, los arrecifes coralinos de la isla presentan 35 de las 115 especies de corales escleractineos reportados en el Caribe (Reyes, 2000). Estas especies se encuentran distribuidas en cinco unidades ecológicas de intervalos batimétricos entre 0 y 60m: **1)** Costras de coral sobre roca, **2)** *Acropora palmata* – *Diploria strigosa*, **3)** Octocorales – Corales mixtos, **4)** Corales mixtos, y **5)** *Agaricia sp.* – Corales mixtos (Díaz *et al.*, 2000).

6.1.1 Población de estudio y muestra

La comunidad coralina muestreada en este estudio se encuentra en la terraza sur – occidental de sotavento de San Andrés, y se conoce como “La Piedra” (12° 30’ 02.7’’ N y 081° 43’ 54.3’’ W). Esta comunidad coralina somera (9.6m) fue escogida por: 1) encontrarse aislada del arrecife franjeante por una matriz de arena lo cual permite su fácil identificación y delimitación, 2) su área (15.2m²), ya que facilita el estudio de toda la comunidad, y 3) la poca distancia a la que se encuentra de la costa (aproximadamente 63.6m, frente al Hotel Sunset en Cove; Figura 1). Cabe notar que

al estar rodeada por la matriz de arena, la comunidad coralina presenta alto sedimento de partículas finas (Figura 2).

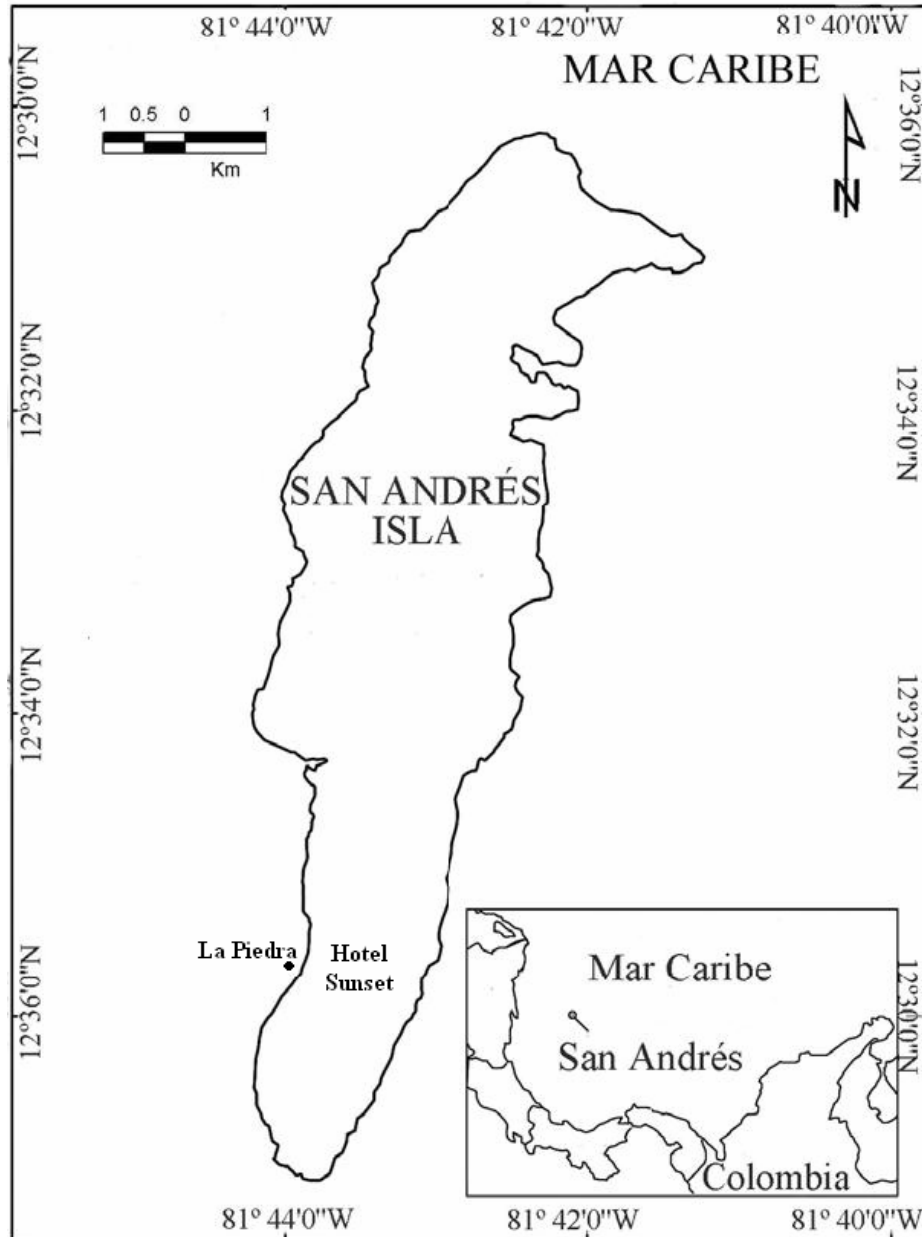


Figura 1. Ubicación de la comunidad coralina conocida como “La Piedra”, San Andrés, Caribe colombiano. Mapa modificado de Vidal *et al.*, (2005).

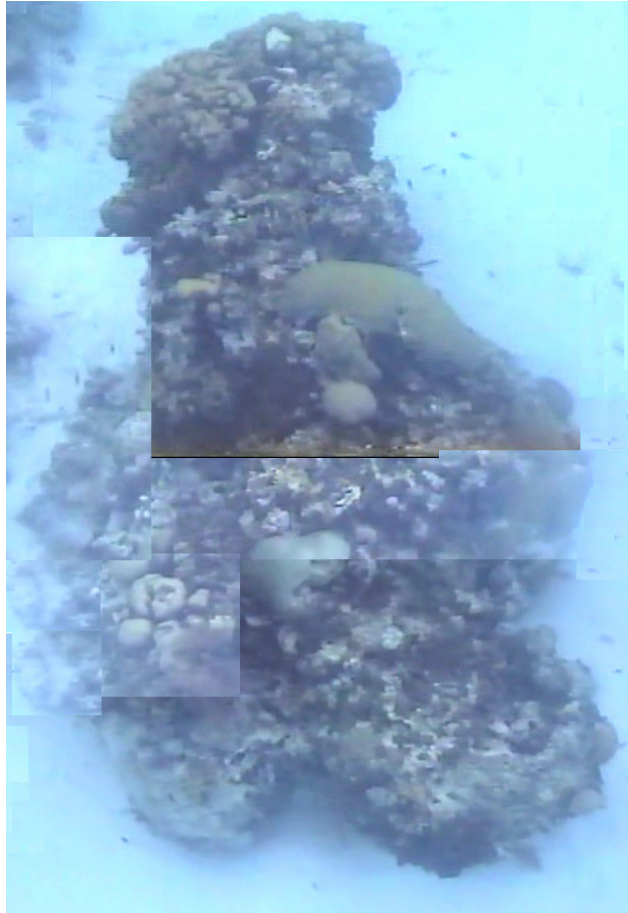


Figura 2. La Piedra. Comunidad coralina monitoreada, terraza sur-occidental isla de San Andrés, Caribe colombiano.

6.2 Diseño de la investigación

El factor de diseño del presente estudio fue la comunidad coralina conocida como “La Piedra” y los niveles de dicho factor fueron las especies coralinas encontradas en ella. La unidad de muestreo y respuesta fueron las colonias coralinas de cada especie coralina halladas en la comunidad. Las variables respuesta de este estudio fueron: 1) el número de colonias (abundancia), 2) el área de tejido vivo (cobertura) y 3) el área afectado por mortalidad parcial, definiendo mortalidad parcial como el área de tejido muerto que cubre una colonia coralina (Torres, 2003). Cabe aclarar que las variables fueron medidas para cada especie coralina encontrada en “La Piedra”.

6.2.1 Variables del estudio

La variable independiente del estudio fue el tiempo, es decir, los años 2004, 2005 y 2006, y las variables dependientes que se midieron fueron: abundancia, cobertura y mortalidad parcial de cada especie de coral y de la comunidad coralina como un todo.

6.3 Métodos

6.3.1. Recolección de la información

Para conocer la estructura de la comunidad coralina y sus poblaciones de coral en cada año, se cuantificó la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de cada colonia de coral encontrada en “La Piedra” en el 2004, 2005 y 2006.

El valor de cobertura se obtuvo midiendo el largo y ancho máximos de cada colonia (expresando el producto en área), y el valor de mortalidad parcial se estimó porcentualmente con respecto al tamaño de la colonia afectada, convertido luego a centímetros cuadrados. Así mismo, se estimó el porcentaje de esponjas, octocorales, hidrocorales, algas y sustrato libre presente en la comunidad coralina en los tres años, valores que posteriormente fueron transformados a centímetros cuadrados.

6.3.2. Análisis de la información

Se halló para cada especie coralina el número total de colonias, cobertura en cm^2 (sumatoria de cobertura de cada colonia), área de mortalidad parcial en cm^2 (sumatoria de mortalidad parcial de cada colonia; MP), y el porcentaje de cambio de estas tres variables entre los años 2004 y 2006.

Se encontró para la comunidad coralina como un todo la abundancia total (sumatoria de la abundancia de todas las especies coralinas), la cobertura total cm^2 (sumatoria de la cobertura de todas las especies coralinas), el área de mortalidad parcial (sumatoria del área de mortalidad parcial de todas las especies coralinas), y el porcentaje de cambio de estas tres variables entre los años 2004 y 2006.

6.3.2.1 Índices ecológicos e Histogramas comparativos

Se encontraron los índices de riqueza de Margalef ($S^{-1}/\ln N$) y diversidad de Shannon ($H' = -\sum P_i \cdot \ln P_i$). Para cada una de las variables estudiadas (abundancia, cobertura y mortalidad parcial) se calculó el índice de fluctuación anual de la siguiente manera:

$$D = \sum P_i \cdot \text{Log}_2 \left(\frac{P_i}{P_{im}} \right)$$

donde P_i es la proporción relativa de la variable i y P_{im} el estado de referencia, que se calcula como la media de las proporciones relativas de la variable i durante el periodo de estudio; los valores bajos (cerca de 0) representan estabilidad y los valores altos (cerca de o mayores a 1) representan gran fluctuación en la comunidad (Guisande *et al.*, 2006).

Adicionalmente, se calculó para cada año el índice de valor de importancia (IVI) con una variación, pues la comunidad no se dividió en cuadrantes para su cuantificación, así que no se obtuvieron los valores de frecuencia relativa, por ende solo se emplearon los valores de abundancia y cobertura relativa. De manera arbitraria se estableció que si entre el 2004 y el 2006 las especies obtuvieron un aumento ≥ 1 unidad, ganaron importancia en el tiempo, una disminución de 1 unidad, perdieron importancia en el tiempo y un aumento o disminución < 1 unidad, presentaron una importancia aproximadamente igual.

Con base en la metodología empleada por Bak y Meesters (1999) se realizó para las especies más importantes de la comunidad la distribución de talla (cm^2) de sus colonias tanto en escala lineal como en escala Log normal. Esta distribución se representó en histogramas comparativos y se calcularon estadígrafos descriptivos para comparar los tres años en que se monitoreó la comunidad.

6.3.2.2 Análisis estadístico

Por medio de los programas estadísticos STATISTICA 7 y SPSS 13.0 for Windows se comprobó la normalidad (pruebas de Kolmogorov-Smirnov cuando $n > 30$; Shapiro–Wilk cuando $n < 30$) y la homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) de la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de la comunidad coralina como un todo y de cada especie de coral. La abundancia y cobertura total de la comunidad coralina y la abundancia por especie no lograron distribución normal con ninguna transformación, razón por la cual se compararon en el tiempo con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$). La mortalidad parcial de la comunidad coralina como un todo fue transformada con el Lnx (Guisande *et al.*, 2006) y comparada en el tiempo con un análisis de varianza a una vía (ANOVA, $\alpha = 0.05$).

La cobertura de *Eusmilia fastigiata*, *Mycetophyllia lamarkiana*, *Diploria labyrinthiformis* e *Isophyllastrea rigida* no fue transformada, mientras que la de *L. cucullata*, *Porites porites* y *Mycetophyllia ferox* se transformó con Lnx y la de *Favia fragum* con $1/x$, con el objetivo de comparar cada especie en el tiempo con un análisis de varianza a una vía (ANOVA, $\alpha = 0.05$). Las 13 especies restantes de la comunidad coralina no presentaron una distribución normal con ninguna transformación, así que su comparación temporal se hizo por medio de Kruskal–Wallis ($\alpha = 0.05$).

En mortalidad parcial *Madracis decactis*, *Montastraea cavernosa* y *P. porites* no fueron transformadas, mientras que *P. astreoides* y *Colpophyllia natans* si se transformaron por medio de Lnx y $1/x^2$, respectivamente (Guisande *et al.*, 2006), motivo por el cual su comparación temporal se realizó con un análisis de varianza de una vía (ANOVA, $\alpha = 0.05$). *M. annularis* y *A. agaricites* no mostraron una distribución normal con ninguna transformación, y *Montastraea franksi*, *L. cucullata*, *E. fastigiata* y *M. ferox* presentaron un número bajo de colonias afectadas por mortalidad parcial, por ende estas 6 especies coralinas se compararon temporalmente con Kruskal–Wallis ($\alpha = 0.05$).

7. RESULTADOS

La riqueza y diversidad de la comunidad coralina monitoreada se mantuvo relativamente constante en el tiempo (Tabla 1), encontrándose 21 especies de coral en el 2004 y 2006 y 22 especies coralinas en el 2005 (Tabla 2). La relativa estabilidad de la comunidad coralina se ratificó con el índice de fluctuación, pues la abundancia y cobertura total, no fluctuaron en el tiempo (valor cercano a cero; Tabla 1), sin embargo la mortalidad parcial total de la comunidad coralina presentó una moderada fluctuación, particularmente en el 2004 (Tabla 1). No obstante, la composición de corales escleractineos varió en un 16.6% en los 3 años debido al ingreso a la comunidad coralina de *Acropora cervicornis* y *Scolymia cubensis* y la salida de *Diploria clivosa* y *Siderastrea siderea* (Tabla 2).

Tabla 1. Índices ecológicos de Riqueza de Margalef y Diversidad de Shannon, e índice de fluctuación de la abundancia, cobertura y mortalidad parcial de “La Piedra” en los años (2004, 2005 y 2006) en que fue monitoreada. Rango de varianza (σ) = valor máximo – valor mínimo.

AÑOS	ÍNDICES ECOLOGICOS				
	Riqueza Margalef	Diversidad Shannon	Índice de Fluctuación		
			Abundancia	Cobertura	Mortalidad Parcial
2004	3,4	1,96	0,025	0,039	0,890
2005	3,5	2,02	0,021	0,048	0,748
2006	3,3	1,9	0,031	0,067	0,303
Rango de σ	0,2	0,12	0,010	0,027	0,59

En abundancia, cobertura y mortalidad parcial no se pudo hallar el porcentaje de cambio de *D. clivosa* y *S. siderea*, pues estas especies salieron del sistema en el 2005 y 2006, respectivamente, ni de *A. cervicornis*, ya que esta especie no se encontró en la comunidad coralina en el 2004. *M. mirabilis*, solo se halló en el 2005 y *S. cubensis*,

entró a la comunidad coralina en el 2006, por lo cual tampoco se les pudo calcular el porcentaje de cambio (Tabla 2).

En mortalidad parcial solo se logro hallar el porcentaje de cambio de 5 especies (*M. annularis*, *P. astreoides*, *M. decactis*, *C. natans* y *E. fastigiata*) pues fueron las únicas que aumentaron la mortalidad parcial en el tiempo. Para *A. agaricites*, *M. cavernosa* y *M. ferox* no fue posible calcular este porcentaje, ya que su mortalidad parcial disminuyó en el 2006 y la regeneración no fue una variable tomada en el presente estudio. A las 11 especies de coral restantes en la comunidad coralina no se les encontró el porcentaje de cambio en mortalidad parcial debido a que no la presentaron o si la presentaron fue en un solo año (Tabla 2).

En abundancia, ni la comunidad coralina (Kruskal-Wallis; $n = 64$; $p = 0.9$) ni ninguna especie de coral (Tabla 3) presentaron diferencias significativas entre el 2004 y 2006; aunque la abundancia total de la comunidad coralina presentó una tendencia al aumento en 13% (Tabla 2). Esta tendencia al incremento se observa en el porcentaje de ganancia del número de colonias por parte de especies como *F. fragum* y *L. cucullata* (Tabla 2).

Tabla 2. Cambio temporal en abundancia, cobertura (cm²) y mortalidad parcial (cm²; en el 2006 D = disminuyo mortalidad parcial) de “La Piedra” en los años 2004, 2005 y 2006. Porcentaje de cambio de las tres variables mencionada entre en 2004 y 2006 para cada especie coralina encontrada en la comunidad (+ = ganancia; - = perdida; NP = no se pudo hallar el porcentaje de cambio).

ESPECIES	ABUNDANCIA				COBERTURA				MORTALIDAD PARCIAL			
	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio
<i>Montastraea annularis</i>	130	135	150	15	27996	31486	33155	18	3162	135	3429	8
<i>Agaricia agaricites</i>	115	119	132	15	20563	26715	16647	-19	848	4	D	NP
<i>Porites asteroides</i>	18	22	18	0	3372	5387	2949	-13	170	27	223	31
<i>Madracis decactis</i>	17	16	15	-12	924	950	1017	10	86	0	135	57
<i>Colpophyllia natans</i>	11	10	12	9	13829	16830	16975	23	213	3399	4022	1788
<i>Montastraea cavernosa</i>	10	11	7	-30	5225	8216	3261	-38	230	84	D	NP
<i>Montastraea franksi</i>	7	16	17	143	885	5251	1718	94	0	4	0	NP
<i>Leptoseris cucullata</i>	7	7	16	129	816	834	1443	77	0	0	4	NP
<i>Porites porites</i>	7	6	8	14	576	750	621	8	0	87	63	NP
<i>Mycetophyllia lamarkiana</i>	6	7	4	-33	520	534	272	-48	0	0	0	NP
<i>Eusmilia fastigiata</i>	5	6	8	60	620	694	551	-11	6	0	24	300
<i>Mycetophyllia feroz</i>	5	7	4	-20	3092	5030	1574	-49	44	0	D	NP
<i>Diploria clivosa</i>	4	0	0	-100	1769	0	0	NP	2456	0	0	NP
<i>Diploria strigosa</i>	4	3	1	-75	2083	2664	48	-98	0	0	0	NP
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	3	4	2	-33	893	978	430	-52	0	0	0	NP
<i>Isophyllastrea rigida</i>	3	4	1	-67	500	303	28	-94	0	0	0	NP

Continuación Tabla 2.

ESPECIES	ABUNDANCIA				COBERTURA				MORTALIDAD PARCIAL			
	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio	2004	2005	2006	% de cambio
<i>Montastraea faveolata</i>	3	2	5	67	3808	1199	1784	-53	0	0	140	NP
<i>Stephanocoenia michellini</i>	2	1	1	-50	178	70	42	-76	0	0	0	NP
<i>Mussa angulosa</i>	2	2	3	50	170	322	163	-4	0	0	0	NP
<i>Siderastrea Siderca</i>	1	1	0	-100	300	428	0	-100	0	0	0	NP
<i>Favia fragum</i>	1	7	3	200	30	232	82	173	0	0	0	NP
<i>Acropora cervicornis</i>	0	1	1	NP	0	176	135	NP	0	0	0	NP
<i>Madracis mirabilis</i>	0	1	0	NP	0	19	0	NP	0	0	0	NP
<i>Scolymia cubensis</i>	0	0	1	NP	0	0	14	NP	0	0	0	NP
TOTAL	361	388	409	13	88149	109068	82909	-6	7215	3740	8040	11

Tabla 3. Comparación temporal (2004, 2005 y 2006) por especie para la abundancia, cobertura (cm²) y mortalidad parcial (cm²) encontrada en “La Piedra”. P.E = Prueba estadística empleada; K-W = Kruskal-Wallis; p = probabilidad; - = especies que no presentan mortalidad parcial; * = especies que no se les pudo aplicar prueba estadística debido a su bajo n. En negrilla se encuentran las especies que presentaron cambios significativos en el tiempo.

ESPECIES	ABUNDANCIA			COBERTURA			MORTALIDAD PARCIAL		
	P.E	n	p	P.E	n	p	P.E	n	p
		(años)			(colonias)			(colonias)	
<i>Montastraea annularis</i>	K-W	3	0,4	K-W	415	0,4	K-W	60	0,03
<i>Agaricia agaricites</i>	K-W	3	0,4	K-W	366	0,0005	K-W	21	0,1
<i>Porites astreoides</i>	K-W	3	0,5	K-W	58	0,4	ANOVA	10	0,06
<i>Madracis decactis</i>	K-W	3	0,3	K-W	48	0,9	ANOVA	5	0,01
<i>Montastraea franksi</i>	K-W	3	0,4	K-W	40	0,2	K-W	3	0,4
<i>Colpophyllia natans</i>	K-W	3	0,4	K-W	33	0,2	ANOVA	8	0,3
<i>Leptoseris cucullata</i>	K-W	3	0,5	ANOVA	30	0,8	K-W	3	0,4
<i>Montastraea cavernosa</i>	K-W	3	0,4	K-W	28	0,2	ANOVA	8	0,005
<i>Porites porites</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	21	0,2	ANOVA	7	0,5
<i>Eusmilina fastigiata</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	19	0,6	K-W	4	0,3
<i>Mycetophyllia lamarkiana</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	17	0,8	-	-	-
<i>Mycetophyllia ferox</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	16	0,7	K-W	3	0,4
<i>Favia fragum</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	11	0,4	-	-	-
<i>Montastraea faveolata</i>	K-W	3	0,4	K-W	10	0,6	-	-	-
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	K-W	3	0,3	ANOVA	9	0,9	-	-	-
<i>Diploria strigosa</i>	K-W	3	0,4	K-W	8	0,3	-	-	-
<i>Isophyllastrea rigida</i>	K-W	3	0,4	ANOVA	8	0,3	-	-	-
<i>Mussa angulosa</i>	K-W	3	0,5	K-W	7	0,3	-	-	-
<i>Stephanocoenia michellini</i>	K-W	3	0,5	K-W	4	0,8	-	-	-
<i>Siderastrea siderea</i>	K-W	3	0,4	K-W	3	0,4	-	-	-
<i>Acropora cervicornis</i>	K-W	3	0,5	K-W	3	0,4	-	-	-
<i>Diploria clivosa*</i>							-	-	-
<i>Madracis mirabilis*</i>							-	-	-
<i>Scolymia cubensis*</i>							-	-	-

En cuanto a cobertura total la comunidad coralina no mostró diferencias significativas entre los años (Kruskal-Wallis; n = 64; p = 0.65), pero si decreció en un 6% (Tabla 2), disminución reflejada en la pérdida de área de tejido vivo de especies tales como *D. strigosa*, *I. rigida* y *Stephanocoenia michellini* (Tabla 2). La única especie que si presentó diferencias significativas fue *A. agaricites* (Tabla 3), disminuyendo ésta en el tiempo en un 19% (Tabla 2).

La comunidad como un conjunto no presentó diferencias significativas (ANOVA; n = 24; p = 0.4) entre los años con respecto a la mortalidad parcial, sin embargo se observó una tendencia al aumento de un 11% (Tabla 2) la cual se puede relacionar con el incremento en el tiempo de la mortalidad parcial en *C. natans*, *E. fastigiata*, *M. decactis*, *P. astreoides* y *M. annularis* (Tabla 2). *M. annularis*, *M. decactis* y *M. cavernosa* presentaron diferencias significativas en el tiempo con respecto a la mortalidad parcial de sus colonias (Tabla 3), aumentando ésta en las dos primeras especies y disminuyendo en la tercera (Tabla 2).

Según el IVI modificado, las especies coralinas de mayor importancia en la comunidad en el tiempo fueron *M. annularis*, *A. agaricites*, *C. natans* y *P. astreoides*. En los tres años en que fueron monitoreadas, *M. annularis* y *C. natans* ganaron importancia, *P. astreoides*, mantuvo una importancia aproximadamente igual y *A. agaricites* perdió importancia. De las 24 especies coralinas observadas en la comunidad, 4 ganaron importancia en el tiempo, entre ellas *M. franksi* y *L. cucullata*; 5 perdieron importancia, encontrándose *M. cavernosa* y *D. strigosa*; 13 permanecieron aproximadamente igual, por ejemplo *M. decactis* y *M. ferox*; y 2 mantuvieron igual su importancia en la comunidad, *P. porites* y *M. mirabilis* (Tabla 4).

Tabla 4. Índice de valor de importancia (IVI) modificado de las especies coralinas encontradas en “La Piedra”. + = ganancia, - = pérdida, \approx = aproximadamente igual, = = igual.

Especies	IVI modificado			Cambio temporal
	2004	2005	2006	
<i>Montastraea annularis</i>	27,2	27,8	29,2	+
<i>Agaricia agaricites</i>	22,7	24,1	21,6	-
<i>Colpophyllia natans</i>	6,1	6,8	7,1	+
<i>Porites astreoides</i>	3,6	4,6	3,2	\approx

Continuación Tabla 4.

Especies	IVI modificado			Cambio temporal
	2004	2005	2006	
<i>Montastraea cavernosa</i>	3,1	4,1	1,9	-
<i>Madracis decactis</i>	2,7	2,4	2,2	≈
<i>Mycetophyllia feroz</i>	1,7	2,6	1,0	≈
<i>Montastraea faveolata</i>	1,7	0,7	1,2	≈
<i>Montastraea franksi</i>	1,3	3,8	2,6	+
<i>Diploria strigosa</i>	1,2	1,3	0,1	-
<i>Leptoseris cucullata</i>	1,2	1,2	2,4	+
<i>Porites porites</i>	1,2	1,0	1,2	=
<i>Diploria clivosa</i>	1,1	0,0	0,0	-
<i>Mycetophyllia lamarkiana</i>	1,0	1,1	0,6	≈
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,9	1,0	1,2	≈
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,7	0,8	0,4	≈
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0,6	0,6	0,1	≈
<i>Stephanocoenia michellini</i>	0,3	0,2	0,1	≈
<i>Mussa angulosa</i>	0,3	0,4	0,4	≈
<i>Siderastrea Siderca</i>	0,2	0,3	0,0	-
<i>Favia fragum</i>	0,1	1,0	0,4	≈
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,2	0,2	≈
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,1	0,0	=
<i>Scolymia cubensis</i>	0,0	0,0	0,1	≈

La distribución de tallas (área de tejido vivo) de *M. annularis*, *A. agaricites* y *P. astreoides* presentó un sesgo hacia la derecha (Figura 3; Figura 4; Figura 5) en los tres años, lo que significa que la mayoría de sus colonias se encontraron en tamaños pequeños. Los histogramas comparando la distribución de tallas de *C. natans*, no se pudieron construir por la baja abundancia de colonias. La media de la distribución de *M. annularis* y *A. agaricites* fue mayor en el 2006 con respecto al 2004 y 2005, mientras que esta medida fue mayor en el 2006 para *P. astreoides*. Por otro lado la asimetría de la distribución por tallas presentada por *A. agaricites* y *P. astreoides* fue mayor en el 2006 con respecto al 2004 y 2005, contrario a la obtenida para *M. annularis*, la cual fue mayor en el 2005 con respecto a los otros dos años (Tabla 5).

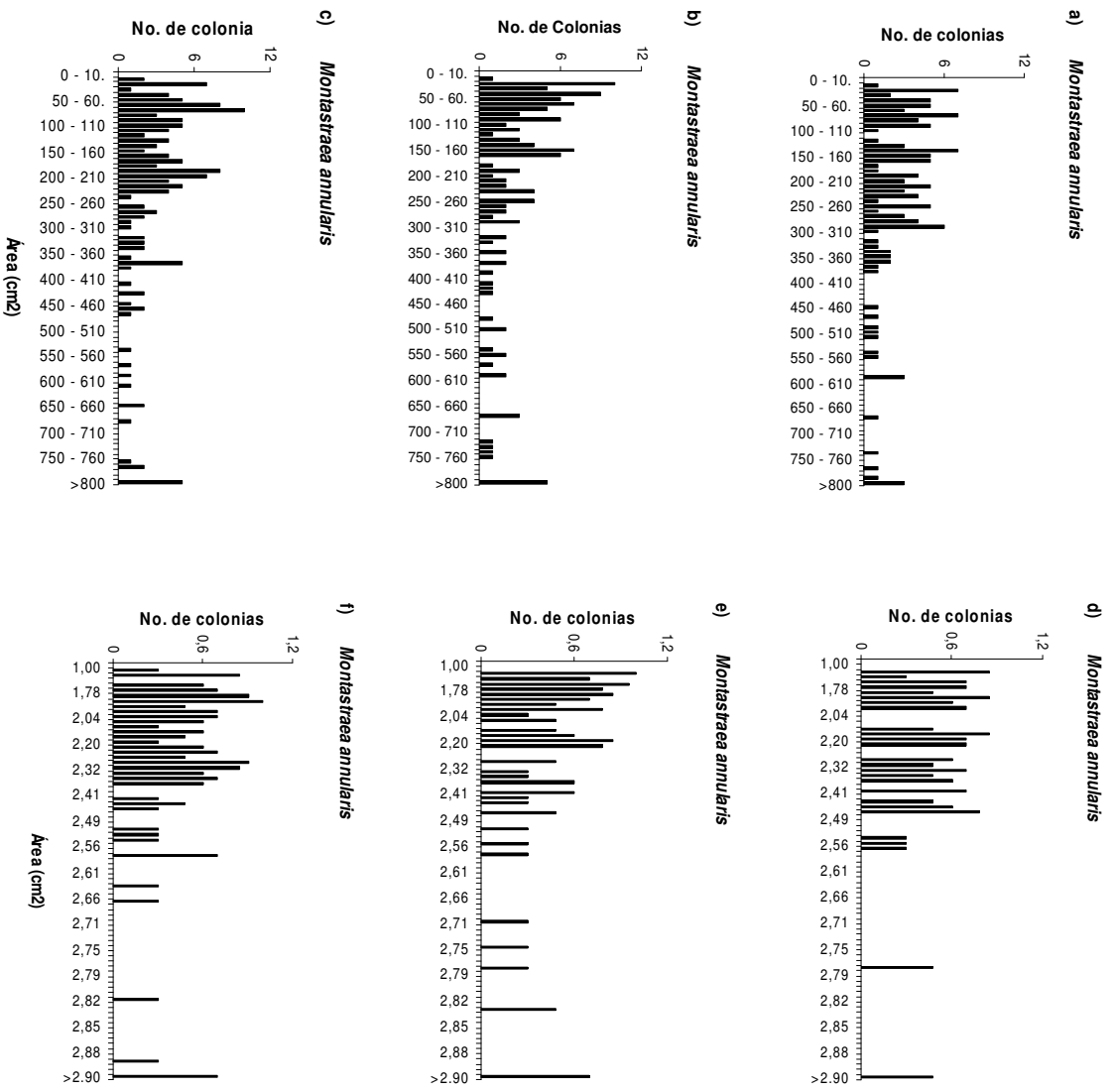


Figura 3. *Montastraea annularis*. Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n =130), 2005 (b y e; n = 135) y 2006 (c y f; n = 150).

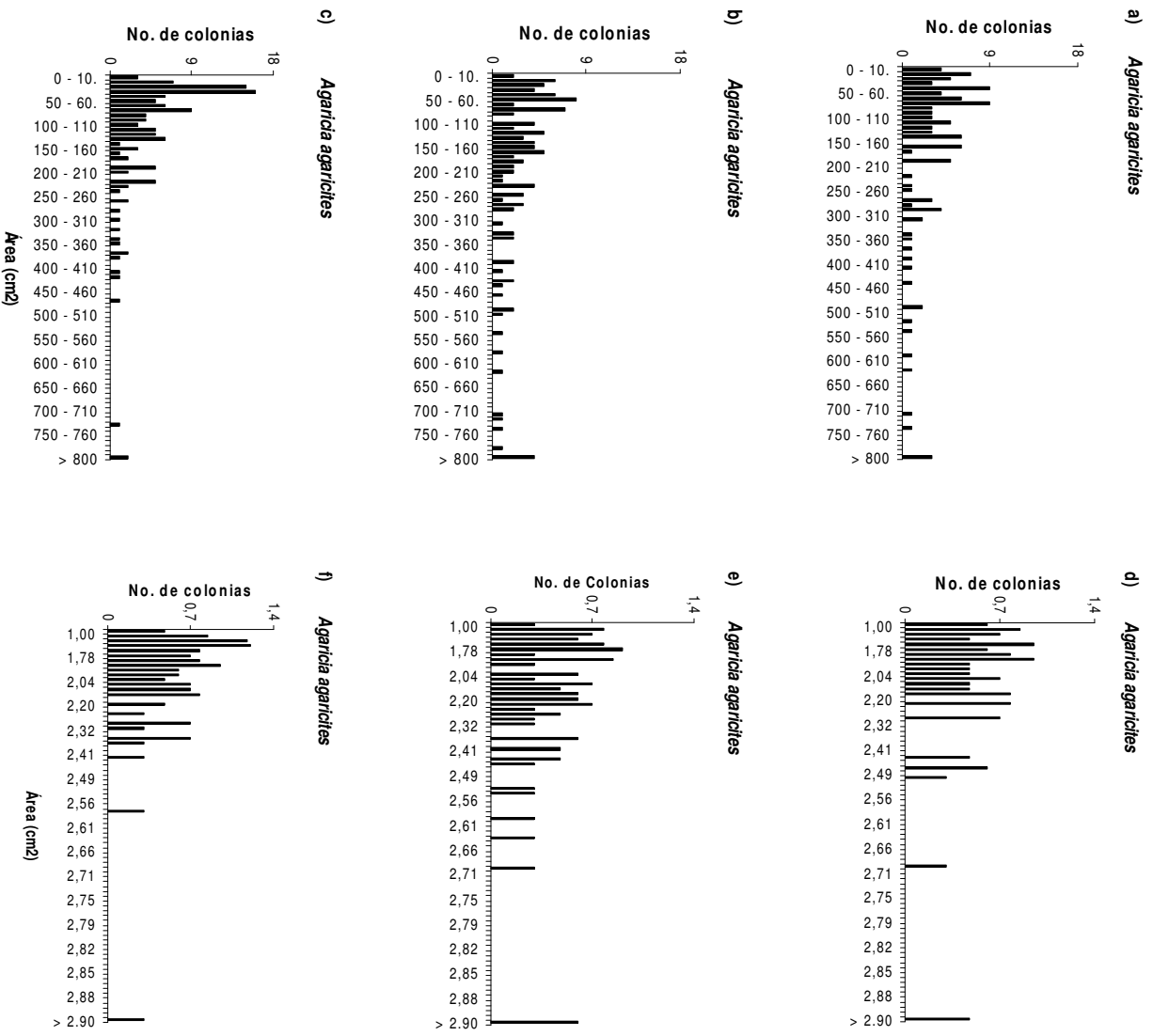


Figura 4. *Agaricia agaricites*. Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n = 115), 2005 (b y e; n = 119) y 2006 (c y f; n = 132).

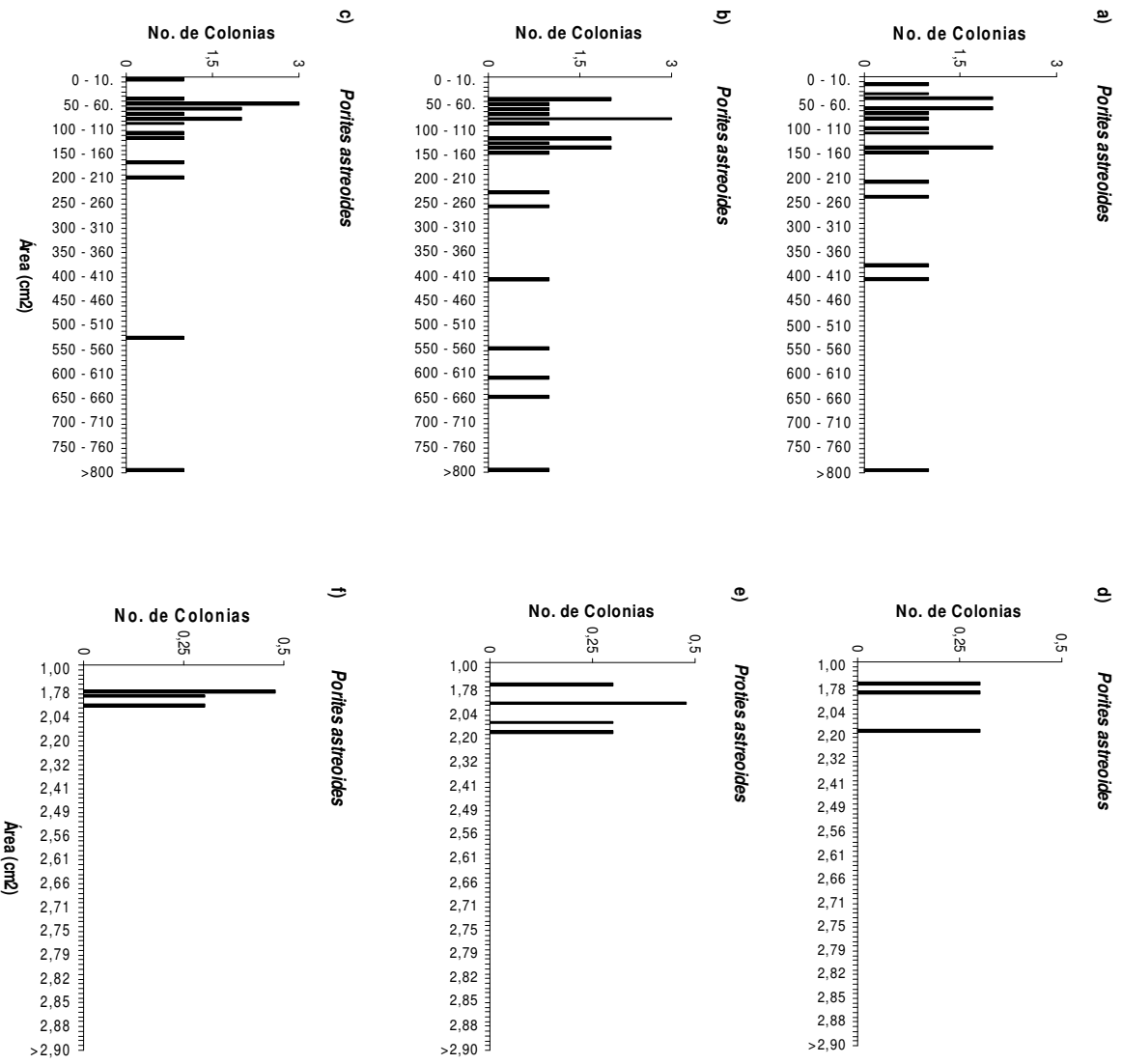


Figura 5. *Porites astreoides*. Distribución de tallas (área de tejido vivo) en escala lineal (a - c) y escala Log normal (d - f) para 2004 (a y d; n =18), 2005 (b y e; n = 22) y 2006 (c y f; n = 18).

Tabla 5. Estadígrafos descriptivos de la distribución por tallas (área de tejido vivo) de *Montastraea annularis*, *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* en los tres años en que fueron monitoreadas.

	<i>Montastraea annularis</i>			<i>Agaricia agaricites</i>			<i>Porites astreoides</i>		
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006
Media	1,6	1,66	1,85	1,42	1,46	1,63	0,22	0,27	0,21
SD	1,98	2,23	2,28	2,17	1,89	3,01	0,5	0,59	0,54
Mediana	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Moda	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Varianza	3,94	5	5,22	4,69	3,55	9,06	0,25	0,35	0,29
Asimetría	1,25	1,74	1,45	1,8	1,46	2,9	2,23	2,44	3,03

Por último se encontró que la cobertura de algas, esponjas, hidrocorales y octocorales hallados en la comunidad aumentaron en el lapso de tiempo, en cambio, la de sustrato libre disminuyó (Figura 6).

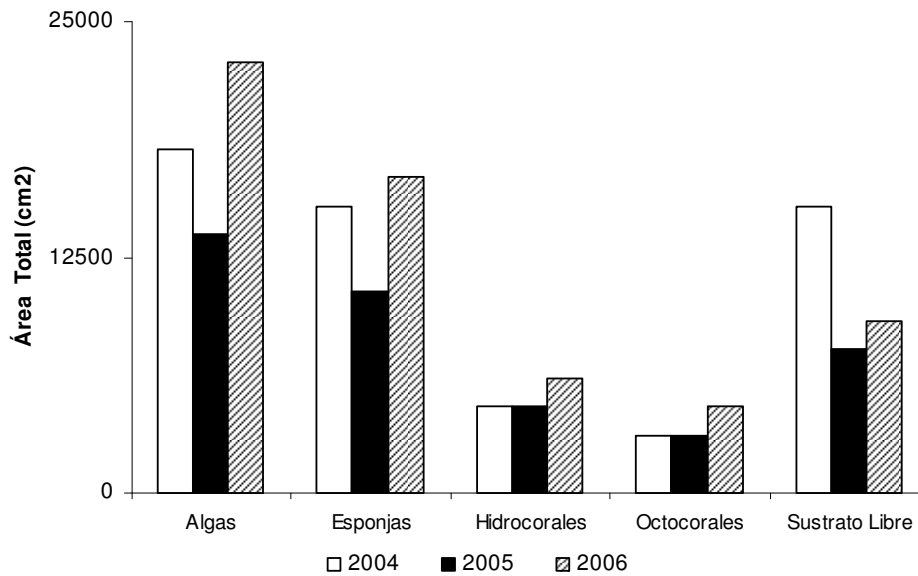


Figura 6. Comparación temporal de la cobertura (cm²) de algas, esponjas, hidrocorales, octocorales y sustrato libre presente en “La Piedra”.

8. DISCUSIÓN

La variación de la estructura de la comunidad coralina puede explicarse por la mortalidad parcial y total sufrida por las especies de coral, pues ésta podría estar incidiendo en: 1) la pérdida de especies de la comunidad coralina, 2) la disminución en cobertura total coralina, y 3) la distribución de tallas de las especies dominantes de la comunidad.

La pérdida de *S. siderea* y *D. clivosa* en el sistema se podría atribuir a la mortalidad causada por factores como sedimentación, resuspensión (fragmentos finos de CaCO₃), y huracanes de gran influencia en el área de estudio. Según Meesters *et al.*, (1997) y Nugues *et al.*, (2003), *S. siderea* es una especie altamente vulnerable a sufrir mortalidad en zonas donde hay sedimentación, ya que presenta poca habilidad para remover las partículas de sedimento (Bak y Elgershuizen, 1976) y para regenerar tejido vivo (Meesters *et al.*, 1997). Otra fuente de mortalidad coralina fue el paso del Huracán Beta, que según Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia (en prensa) causó gran resuspensión de sedimento en el archipiélago, lo que podría haber contribuido a la salida repentina de *S. siderea* del sistema, por estar ésta especie cerca del fondo arenoso en contacto con material resuspendido. La resuspensión de sedimento podría explicar también la desaparición de *D. clivosa* de la comunidad, pues según lo expuesto por Semon *et al.*, (2006) esta especie es altamente susceptible a tenses crónicos, que conducen a la mortalidad parcial de sus colonias, y como se observó en este estudio, el área de mortalidad parcial fue mayor que la cobertura viva de esta especie, lo que no permitió la regeneración de tejido, aunque se conoce que esta especie presenta alta habilidad de regeneración de tejido (Ginsburg *et al.*, 2001).

La tasa de pérdida anual de cobertura coralina fue mayor en el presente estudio (2%) con respecto a la reportada por el SIMAC (0.68%; Rodríguez-Ramírez *et al.* 2005) para San Andrés, ya que la comunidad coralina estudiada al no ser un sistema cercano al clímax y no presentar un alto número de interacciones, no posee alta capacidad de

resistencia y/o resiliencia a perturbaciones (Brewer, 1988; Kormondy, 1996), como es el caso de los arrecifes franjeantes donde se realizó el estudio de Rodríguez-Ramírez *et al.* (2005).

Por otra parte, en relación con el tiempo de monitoreo de este estudio (3 años), la tasa de pérdida anual de cobertura coralina aquí obtenida es relativamente baja en comparación con la tasas de pérdida de cobertura coralina obtenidas por otros monitoreos en el Caribe con un lapso de tiempo mayor, como es el caso de Jamaica donde se perdió anualmente a nivel somero 3.4% de cobertura coralina en un lapso de 5 años (Hughes, 1989).

El aumento en un 11% de mortalidad parcial de la comunidad coralina en este estudio fue mayor al encontrado por el SIMAC (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005) para San Andrés, el cual fue de solo el 2%. Este aumento en mortalidad parcial en la comunidad coralina estudiada podría ser consecuencia de condiciones ambientales desfavorables producidas por la resuspensión de las partículas finas de sedimento encontradas alrededor de la comunidad (Nugues *et al.*, 2003; Wielgus *et al.*, 2004; Dikou *et al.*, 2006); lo cual según Vermeij y Bak (2003) inciden aumentando el proceso de reproducción asexual vía fragmentación de las poblaciones coralinas. El efecto de mortalidad parcial en el incremento de fragmentación se reflejó en la distribución de talla de *M. annularis* y *P. astreoides*.

Al igual que lo encontrado en esta investigación, los estudios de Kenyon *et al.*, (2006) en Jamaica y Bythell *et al.*, (2003) en las Islas Vírgenes Estadounidenses, encontraron una distribución de tallas con sesgo positivo, es decir, mayor número de colonias de tamaño pequeño. Este sesgo podría ser explicado por la alta susceptibilidad que presentan especies como *M. annularis* y *P. astreoides* a mortalidad parcial, lo cual conlleva a la fisión de sus colonias (Meesters *et al.*, 1997). Este mecanismo reproductivo se conoce también como fragmentación, termino más apropiado ya que la ruptura de las colonias generalmente se da por factores físicos (Ej. tormentas,

corrientes, mareas, entre otros) o biológicos que (Ej. enfermedades) que producen la mortalidad parcial de las colonias sin necesidad de gasto energético por parte del coral para la reproducción (Acosta *et al.*, 2001; Weilgus *et al.*, 2004).

El aumento de la mortalidad parcial en un 8 y 31% para *M. annularis* y *P. asteroides*, respectivamente contribuyó a la fragmentación de las colonias. Este tipo de reproducción asexual ocurre cuando lesiones rodean y aíslan porciones de tejido vivo (Meesters *et al.*, 1997). Según Hughes y Jackson (1980, 1985) y Hughes y Tanner (2000) estas especies coralinas emplean la reproducción asexual como defensa para evitar la pérdida completa del tejido vivo, lo cual conllevaría a la pérdida de la colonia. En el caso de *M. annularis* a mayor tamaño de la colonia aumenta la probabilidad de sufrir mortalidad parcial y por ende a fragmentarse (Hughes, 1984; Hughes y Jackson, 1980, 1985; Meesters *et al.*, 1997). En las Islas Vírgenes Estadounidenses Bythell *et al.*, (2003) encontraron que *P. astreoides* se fragmenta, reduciendo la cobertura de la población, similar a lo observado para esta especie en este estudio. Los resultados de estructura poblacional de estas dos especies sugieren que sus poblaciones están sufriendo de mortalidad parcial pues presentan menor número de colonias en las tallas grandes (Vermeij y Bak, 2003).

La alta tasa de juveniles y adultos pequeños observada en la distribución de tallas de *A. agaricites* en este estudio, podría ser explicada por el tipo de reproducción sexual de esta especie, ya que presenta una alta tasa de reclutamiento (Bak y Engel, 1979; Hughes y Jackson, 1985). Sin embargo, la aparente alta tasa de reclutamiento de *A. agaricites* en el presente estudio, podría relacionarse con la mortalidad parcial sufrida por sus colonias, ya que Meesters *et al.*, (1997) y Bythell *et al.*, (2003) indican que el reclutamiento de esta especie podría darse para sobreponerse a la mortalidad sufrida, y Rogers *et al.*, (1984), dicen que el alto reclutamiento podría estar relacionado con la disponibilidad de sustrato libre para colonizar, indicando a su vez, baja abundancia de colonias adultas en la población.

Aunque no se observó mayor cambio en la riqueza y diversidad de la comunidad en el tiempo, si se presentó una variación de 16.6% en cuanto a su composición, lo que podría indicar que estos índices ecológicos, usados ampliamente en el estudio de cambios en comunidad (ver Hughes, 1989, 1996; Jokiel *et al.*, 2004; Langmead y Sheppard, 2004) no evidencian el cambio temporal de una comunidad (McClanahan *et al.*, 2002). La estabilidad en la riqueza y diversidad en el tiempo puede atribuirse a que el número de especies que entraron al sistema fue equivalente al número de especies que salieron de él, y a que la abundancia de las especies dominantes no presentó mayor variación en los tres años de estudio.

Teniendo en cuenta que Martínez y Acosta (2005), encontraron que en un lapso de 13 años la composición de los arrecifes franjeantes de Punta Betín, Morro Grande y Granate cambió a nivel del especies coralinas en un 46, 41 y 31%, respectivamente, y el arrecife franjeante de Gayraca en un 34% en 10 años, la variación en composición de la comunidad coralina monitoreada fue relativamente alta para el corto periodo de tiempo en que se llevó a cabo este estudio, lo cual indica una alta dinámica del sistema para el periodo de tiempo estudiado.

La variación en composición no solo se debe a la salida de *S. siderea* y *D. clivosa* sino también a la entrada al sistema de *A. cervicornis* y de *S. cubensis*, lo que sugiere que aún quedan hábitats por ser colonizados en esta comunidad coralina. Según Bak y Engel (1979) el ingreso de *A. cervicornis* en un sistema depende más de la reproducción asexual por vía de fragmentación que por reproducción sexual, ya que esta especie presenta una baja tasa de reclutamiento larval (Quinn y Kojis, 2006). Sin embargo, el ingreso de esta especie al sistema estudiado se debe posiblemente al asentamiento larval, ya que es poco probable que un fragmento de otra colonia de *A. cervicornis* ubicada cerca al sitio de estudio hubiera llegado a la comunidad coralina estudiada.

El ingreso al sistema de *S. cubensis* puede ser explicado por el reclutamiento de larvas ya que Vidal (2005) reporto para la terraza occidental de San Andrés una densidad de 4 individuos/m² en un gradiente de profundidad de 8 a 30m, rango de profundidad en el cual se encuentra la comunidad coralina monitoreada. Esto contradice lo expuesto por Ordóñez (2004), quien encontró que para San Andrés, las colonias de esta especie se observan usualmente en las zonas profundas del arrecifes debido a su alta resistencia a la sedimentación y a baja intensidad lumínica (Bak, 1975). No obstante, en este estudio *S. cubensis* se encontró en condiciones similares a las que según Bak (1975) esta especie presenta resistencia, grieta donde la penetración de luz es baja y la tasa de resuspensión de sedimentos es alta.

9. CONCLUSIONES

El proceso de mortalidad parcial sufrida por la comunidad y las poblaciones de corales dominantes podría estar incidiendo en: 1) la salida de especies de la comunidad, 2) la disminución en cobertura viva de la comunidad y 3) los procesos de fragmentación sufridos por *M. annularis* y *P. astreoides*.

La variación en composición coralina se evidenció por la entrada de dos especies al sistema (*Acropora cervicornis* y *Scolymia cubensis*) y la salida de otras dos (*Diploria clivosa* y *Siderastrea siderea*). El ingreso y la salida de las especies se pueden explicar por medio de la reproducción sexual y asexual (fragmentación), y la mortalidad parcial, esta última relacionada con potenciales tensores que afectan a la comunidad.

La comunidad no presentó diferencias significativas en el tiempo en abundancia, cobertura y mortalidad parcial, sin embargo si se observó una tendencia a aumentar en abundancia y mortalidad parcial, y a disminuir en cobertura. Este comportamiento podría estar mostrando cambios menores en la estructura de la comunidad.

En abundancia ninguna especie coralina de la comunidad presentó diferencias significativas, mientras que *Agaricia agaricites* si las presentó en cobertura, disminuyendo en el tiempo, y *Montastraea annularis*, *Madracis decactis* y *Montastraea cavernosa*, las presentaron en mortalidad parcial; las dos primeras aumentado en el tiempo y la segunda disminuyendo.

La distribución por tallas de las especies dominantes de la comunidad, *A. agaricites*, *M. annularis* y *Porites astreoides*, se encontró sesgada hacia la derecha, indicando que sus poblaciones presentaron mayor proporción de colonias pequeñas que de colonias grandes. Para *M. annularis* y *P. astreoides* esta distribución sugiere que las colonias se están fragmentando como causa de la mortalidad parcial que están

sufriendo. En el caso de *A. agaricites*, esta distribución podría reflejar la alta tasa de reclutamiento de esta especie.

Como conclusión general, en la escala temporal del monitoreo los cambios fueron más evidentes a nivel de población que a nivel de comunidad, lo que podría ser un primer indicio de alteración de la comunidad coralina muestreada.

10. RECOMENDACIONES

1. Se sugiere un monitoreo permanente de esta comunidad coralina, pues podría dar mayores indicios acerca de los factores que estructuran los ecosistemas coralinos.
2. Se requieren estudios demográficos de las poblaciones coralinas del Caribe colombiano, con el fin de comparar la distribución de tallas entre poblaciones de una misma especie coralina expuesta a diferentes tensores en el tiempo.
3. Se recomienda llevar a cabo estudios en la tasa de natalidad y mortalidad de las especies coralinas del Caribe colombiano, con el fin de conocer su dinámica y su respuesta ante determinados tensores que las afectan.
4. Se deben incorporar estudios de las poblaciones coralinas al programa de monitoreo de SIMAC, ya que estas poblaciones pueden estar reflejando cambios que nivel de comunidad no son observables a una corta escala de tiempo.
5. Al momento de realizar estudios de variación temporal de las formaciones arrecifales en Colombia se debe medir el efecto de los diferentes tensores a los que están expuestos los corales, pues estos factores podrían estar afectando la dinámica de las poblaciones de coral así como la composición coralina de una comunidad, causando alteraciones en su estructura.
6. Se recomienda hacer un estudio sobre cambio temporal de los otros organismos presentes en esta comunidad coralina como algas, esponjas, octocorales e hidrocorales.

11. LITERATURA CITADA

Acosta, A. y A. Acevedo. 2006. Population structure and colony condition of *Dendrogyra cylindrus* (Anthozoa: Scleractinia) in Providencia Island, Colombian Caribbean. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 4:1605-1610.

Acosta, A., P.W. Sammarco y L.F. Duarte. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: The role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*, 68:363-381.

Alvarado, E., M. Abello, E. McRae, J. Barquero y D. McAllister. 2004. Beneficios de los arrecifes coralinos: Protegerlos es protegernos nosotros mismos: 47-62. En *Manual de cuidado para los arrecifes de coral del Gran Caribe*. Museo de Mar. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 196p.

Arango, G.D. 2002. Estructura de la comunidad coralina en la Isla de Providencia, Caribe Colombiano: ¿Evidencia de cambio después de 7 años? Trabajo de grado, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 66p.

Bak, R.P.M. 1975. Ecological aspects of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 45:181-190.

Bak, R.P.M. y E.H Meesters. 1998. Coral population structure: The hidden information of colony-size frequency distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 162:301-306.

Bak, R.P.M. y E.H Meesters. 1999. Population structure as a response of coral community to global change. *American Zoologist*, 39:56-65.

Bak, R.P.M. y J.H.B.W. Elgershuizen. 1976. Patterns of oil-sediment rejection in corals. *Marine Biology*, 37:105-113.

Bak, R.P.M. y M.S. Engel. 1979. Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the important of life history strategies in the parent coral community. *Marine Biology*, 54:341-352.

Berkelmans, R., G. De'ath, S. Kininmonth y W.J. Skirving 2004. A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: spatial correlation, patterns and predictions. *Coral Reefs*, 23:74-83.

Brewer, R. 1988. Community and Ecosystem Ecology: Community change, 489-531. In *The Science of Ecology*. Saunders Company. USA. 922p.

Bythell, J.C., E.H. Gladfelter y M. Bythell. 1993. Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 12:143-152.

Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP). 2004. Caribbean Coastal Marine Productivity Program: 1993-2003. D. Linton y T. Fisher (Eds):52-61pp.

Castro, P. y M.E. Huber. Coral reefs: 276-299. In *Marine Biology*, third edition. McGraw Hill. USA. 444P.

Connell, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forest and Coral Reefs. *Science*, 199:1302-1310.

Connell, J.H., T.P. Hughes y C.C Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs*, 67:461-488.

Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras, Bogotá, 7:1-150.

Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Geister, J.A. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Tomo I. Complejos arrecifales oceánicos. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones Especiales No. 2., 83p.

Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J.H. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” INVEMAR, Santa Marta, Serie de Publicaciones Especiales No. 5. 175p.

Dikou, A. y R. von Woesik. 2006. Partial colony mortality reflects coral community dynamics: A fringing reef study near a small river in Okinawa, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 52:269-280.

Gardner, T.A., I.M. Cote, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301:958-960.

Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes Coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción?. *Colombia: Ciencia y Tecnología*, 15:11–19.

Garzón-Ferreira, J., A. Rodríguez-Ramírez, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho y C. Reyes-Nivia. 2002. Estado de arrecifes coralinas en Colombia: 84-113. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2002.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis”
INVEMAR, Santa Marta, Serie Publicaciones Periódicas 5., 275p.

Geister, J. y J.M. Diaz. 1997. A field guide to the oceanic barrier reefs and atolls of the southwestern Caribbean (Archipelago of San Andres and Providencia, Colombia). Proceedings of 8th International Coral Reef Symposium, 1:235–262.

Ginsburg, R.N., E. Gischler y W.E. Kiene. 2001. Partial mortality of massive reef-building corals: An index of patch reef condition, Florida Reef Tract. Bulletin of Marine Science, 69:1149-1173.

Guisande, C, A. Barreiro, I. Maneiro, I. Riveiro, A.R. Vergara y A. Vaamonde. 2006. Tratamientos de Datos. Díaz de Santos (eds). Madrid, España. 362p.

Hall, V.R. y T.P. Hughes. 1996. Reproductive strategies of modular organisms: Comparative studies of reef-building corals. Ecology, 77:950-963.

Hughes, T.P. 1984. Population dynamics based on individual size rather than age: A general model with reef coral example. The American Naturalist, 123:778-795.

Hughes, T.P. 1989. Community structure and diversity of coral reefs: The role of history. Ecology, 70:275–279.

Hughes, T.P. 1996. Demographic approaches to community dynamics: A coral reef example. Ecology, 77:2256-2260.

Hughes, T.P y J.B.C. Jackson. 1980. Do corals lie about their age? Some demographic consequences of partial mortality, fission, and fusion. Science, 209:713-715.

Hughes, T.P y J.B.C. Jackson. 1985. Population dynamics and life histories of foliaceous corals. *Ecological Monographs*, 55:141-166.

Hughes T. P Y J.H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnology & Oceanography*, 44:932-940.

Hughes, T.P. y J.E. Tanner. 2000. Recruitment Failure, Life Histories and Long-Term Decline of Caribbean Coral. *Ecology*, 81:2250–2263.

Huston, M.A. 1985. Patterns of species diversity on corals reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16:149-177.

Jokiel, P.L., E.K. Brown, A. Friedlander, K. Rodgers y W.R. Smith. 2004. Hawai'i coral reef Assessment and Monitoring Program: Spatial patterns and temporal dynamics in reef coral communities. *Pacific Science*, 58:159-174.

Kenyon, J.C, P.S. Vroom, K.N. Page, M.J. Dunlap, C.B. Wilkinson y G.S Aeby. 2006. Community structure of hermatypic corals at French Frigate Shoals, Norhtwestern Hawaiian Island: Capacity for resistance and resilience to selective stressors. *Pacific Science*, 60:153-175.

Kinzie, R.A. 1999. Sex, Symbiosis and Coral Reef Communities. *American Zoologist* 39:80–91.

Kormondy, E.J. 1996. Stability and change in communities: 299-335. In *Concepts of Ecology*, fourth edition. Prentice Hall. USA. 559p.

Langmead, O. y C. Sheppard. 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. *Ecological Modelling*, 175:271-290.

Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta – Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe Colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 34:141-167.

McClanahan, T., N. Polunin y T. Done. 2002. Ecological status and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology*, 6:18. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art18>

Meesters, E.H., I. Wesseling y R.P.M. Bak. 1997. Coral colony tissue damage in six species of reef-building corals: partial mortality in relation with depth and surface area. *Journal of Sea Research*, 37:131-144.

Meesters, E.H., M. Hilterman, E. Kardinaal, M. Keetman, M. de Vries y R.P.M. Bak. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Marine Ecological Progress Series*, 209:43-54.

Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29:215-233.

Nugues, M.M. y C.M. Roberts. 2003. Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 46:314-323.

Ordóñez, M.S. 2004. Variación en la estructura de la comunidad de corales hermatípicos juveniles entre arrecifes continentales (Isla Fuerte e Isla Grande) y oceánicos (San Andrés y providencia), Caribe colombiano. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias, Carrera de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 148p.

Pandolfi, J.M. 2002. Coral community dynamics at multiple scales. *Coral Reefs*, 21:13-23.

Pinzón, J.H., A.M Perdomo, O.D. Solano y G.R. Navas. 1998. Blanqueamiento coralino de 1995 en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caribbean Journal of Science*, 34:330–333.

Pizarro Novoa, V. 2002. Dinámica poblacional de corales (Scleractinia: Favidae) en la isla de San Andrés, Caribe suroccidental: una aproximación. Trabajo de grado de Maestría, Facultad de Biología, Línea de Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, 61p.

Quinn, N.J. y B.L. Kojis. 2006. Invertebrate recruitment patterns inside and outside Discovery Bay, Jamaica. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 1:83-90.

Reyes, J. 2000. Lista de los Corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1:164–176.

Rodríguez-Ramírez, A., J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano-Chavarro, R. Navas-Camacho, M.C. Reyes-Nivia, G. Duque, C. Orozco, F. Zapata y O. Herrera. 2005. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia: 77-114. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” INVEMAR, Santa Marta, Serie Publicaciones Periódicas 8., 213p.

Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y F. Zapata. 2006. Status of the corals reefs of Colombia in 2003. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 4:976-981.

Rodríguez-Ramírez, A. y M.C. Reyes-Nivia. En prensa. Evaluación rápida del impacto del Huracán Beta sobre los ecosistemas marinos y costeros en la Isla de Providencia. En Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia:

Año 2005. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” INVEMAR, Santa Marta.

Rogers, C.S., H.C. Fitz III, M. Gilnack, J. Beets y J. Hardin. 1984. Scleractinian coral recruitment patterns at Salt River submarine Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Coral Reefs*, 3:69-76.

Salazar-Vallejo, S.I. 2002. Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Biología tropical*, 50:415-428.

Semon, K.L., K. Sullivan Sealey y V.L. Nero. 2006. The influence of habitat selection and diversity on the population dynamics of stony corals species of the Bahamian Archipelago. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 2:335-340.

Soong, K. 1993. Colony size as a species character in massive reef corals. *Coral Reefs*, 12:77-83.

Szmant, A.M. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 5:43-54.

Torres, C. 2003. Aspectos demográficos de la especie coralina porites astreoides en la terraza arrecifal de sotavento de la isla de San Andrés (Caribe colombiano). Trabajo de grado, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 66p.

Valdivia Acosta, A. y E. de la Guardia. 2004. Estructura de la comunidad de corales en el arrecife costero de Boca de Canasi, La Habana, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 25:15-22.

Vermeij, M.J.A y R.P.M. Bak. 2003. Inferring demographic processes from population size structure in corals. *Proceedings of 9th International Coral Reef Symposium*, 1:589-593.

Veron, J. 2000. Corals and Coral reefs: 21-29. In *Corals of the world*, volume 1. New Litho. Australia. 463p.

Vidal, A.M. 2005. Distribución espacial, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en de San Andrés Isla, Caribe colombiano. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias, Carrera de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 116p.

Vidal, A.M., C.M. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 34:211-225.

von Prahl, H. 1989. Patrones de diversidad en los corales del Caribe colombiano. *Bulletin de l'Intitut de Geologie du Bassin d'Aquitaine*, 45:63-71.

Wielgus, J., N.E. Chadwick-Furman y Z. Dubinsky. 2004. Coral cover and partial mortality on anthropogenically impacted coral reefs at Eilat, northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48:248-253.