

CONDICIÓN ACTUAL DE LAS FORMACIONES CORALINAS DE *ACROPORA PALMATA* Y *A. CERVICORNIS* EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (COLOMBIA)

Jaime Garzón-Ferreira, Miguel Moreno-Bonilla y Jorge M. Valderrama Vásquez

RESUMEN

Para determinar el estado de las formaciones coralinas dominadas por *Acropora palmata* (FAP) y *A. cervicornis* (FAC) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), Caribe colombiano, se evaluaron las bahías de Chengue, Gayraca, Nenguange y Cinto entre mayo-diciembre de 2001. Se estableció la ubicación y extensión de dichas formaciones mediante barridos visuales a lo largo de la línea de costera, utilizando un flujómetro, mapas esquemáticos y un GPS, y su cobertura viva se valoró mediante cinturones de cuadrantes (1 x 10 m). Se evaluaron en total 29 FAP (119320 m²) y 12 FAC (21760 m²). Casi todas las FAP presentaron colonias vivas de *A. palmata*, pero la cobertura promedio de esta especie alcanzó apenas un 10%, para una extensión aproximada de 14000 m² de tejido vivo y una relación de tejido vivo: muerto de 1:8. Sólo cuatro FAC exhibieron colonias vivas de *A. cervicornis* y la cobertura promedio de esta especie fue del 5%, para un área de tejido vivo de sólo 1200 m² y una relación vivo: muerto de 1:15. Las algas constituyeron el elemento dominante del sustrato en los dos tipos de formaciones, con una cobertura del 80%, seguidas por los corales pétreos (17% en FAP y 12% en FAC) y en menor proporción arena, zoantídeos, octocorales y esponjas. La comunidad coralina estuvo compuesta por un total de 21 especies en los dos tipos de formaciones y, a pesar de la mortalidad extensiva de los acropóridos, continúa dominada por *A. palmata* (60%) en el caso de las FAP y por *A. cervicornis* (41%) en el caso de las FAC. La única otra especie que alcanzó valores importantes de cobertura fue *Millepora complanata* (19% en FAP y 24% en FAC), un coral oportunista que puede haber ganado espacio ante la decadencia de los acropóridos. Los resultados indican que las poblaciones de acropóridos del PNNT no han podido recuperarse después de 15 años de su mortandad masiva y, por el contrario, sugieren que su situación es ahora más dramática, coincidiendo con el escenario general que se ha diagnosticado recientemente para todo el Gran Caribe. A pesar de ello, la condición de los acropóridos en el PNNT parece mejor que en otras áreas del Caribe colombiano, por lo cual sus poblaciones sobrevivientes pueden representar reservas importantes para la conservación de las dos especies, así como para posibles programas futuros de restauración.

PALABRAS CLAVE: *Acropora*, Arrecifes coralinos, Conservación, Parque Natural Tayrona, Caribe.

ABSTRACT

Current condition of *Acropora palmata* and *A. cervicornis* coral formations in the Tayrona National Natural Park (Colombia). To assess the status of coral formations dominated by *Acropora palmata* (APF) and *A. cervicornis* (ACF) in the Tayrona National Natural Park (TNNP), Colombian

Caribbean, a study was conducted at the bays of Chengue, Gayraca, Nenguange and Cinto between May-December 2001. The distribution and extension of the formations in the study area were evaluated by swimming along the coast and using draft maps, a GPS and a calibrated flow-meter, and their living cover were estimated in quadrat-belt transects (1x10 m). A total of 29 APF (119320 m²) and 12 ACF (21760 m²) were assessed. Almost all the APF exhibited living colonies of *A. palmata*, but the mean cover by this species reached only about 10%, representing about 14000 m² of living area and a live: dead tissue proportion of 1: 8. Only four ACF had living colonies of *A. cervicornis*, and the mean live cover by this species was near 5%, corresponding to only 1200 m² and a live: dead tissue proportion of 1: 15. Algae was the dominant category at both types of formation, covering about 80% of the substrate, followed by stony corals (17% in APF and 12% in ACF) and in less proportion by sand, zoanthids, octocorals and sponges. The hard coral assemblage was composed by 21 species in both formations, but, despite the extensive mortality of acroporids, it continued dominated by *A. palmata* (60%) in the APF and by *A. cervicornis* (40%) in the ACF. *Millepora complanata* was the only other stony coral species that reached important cover values (19% in APF and 24% in ACF); this is an opportunist coral that may have been gaining dominance following the decline of acroporid species. The results of our study indicate that acroporid populations of the PNNT have not recovered after 15 years of their mass mortality, and on the contrary, suggest that their status is now more dramatic. This is coincident with the general scenario that was diagnosed recently for the status of these corals in the Wider Caribbean. However, the current condition of acroporids in the PNNT seems better than in other reef areas of the Colombian Caribbean, so that, its remnant surviving populations can represent important reserves for conservation of both species and for future restoration programs.

KEY WORDS: *Acropora*, Coral reefs, Conservation, Parque Natural Tayrona, Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Los corales pétreos *Acropora palmata* (Lamarck) y *A. cervicornis* (Lamarck), con sus características formas ramificadas y altas tasas de crecimiento y regeneración, se consideran elementos fundamentales en la construcción y expansión del andamiaje arrecifal en el Caribe (Bak, 1983; García *et al.*, 1996, Lighty *et al.*, 1982; Meesters y Bak, 1993). Hacia finales de la década de los años setentas, los arrecifes coralinos del Caribe eran construcciones dominadas por corales vivos y mostraban un patrón de zonación característico, en el que *A. palmata* dominaba la cresta y las áreas someras adyacentes, mientras que *A. cervicornis* lo hacía en zonas de profundidades intermedias (Adey, 1978; Geister, 1977; Rützler y Macintyre, 1982). Este patrón de zonación fue afectado por cambios radicales en la estructura arrecifal que ocurrieron luego de un dramático declive de la cobertura coralina viva causado principalmente por la mortandad masiva de las poblaciones de *Acropora* spp. en toda la región (Aronson y Precht, 2000; Hughes, 1994; Knowlton, 1992; Miller *et al.*, 2002; Porter *et al.*, 1982).

La dominancia de acropóridos en las zonas someras de los arrecifes del Caribe se ha dado desde el Pleistoceno y su mortandad masiva durante los años ochenta ha sido calificada como un hecho sin precedentes por lo menos en el Holoceno tardío (últimos 3000-4000 años; Aronson y Precht, 2001; Wapnick *et al.*, 2004) e incluso desde el Pleistoceno para el caso específico de *A. cervicornis* en las Bahamas (Greenstein *et al.*, 1998). Aunque diversos factores naturales y antropogénicos han sido reconocidos como fuentes de mortalidad de acropóridos en localidades particulares, la

mortandad generalizada de los años ochenta que abarcó todo el Gran Caribe ha sido atribuida principalmente a la enfermedad de la banda blanca (WBD), un síndrome poco conocido que parece ser de origen bacteriano (Aronson y Precht, 1997 y 2001; Bruckner, 2002; Bythell y Sheppard, 1993; Gladfelter, 1982; Santavy y Peters, 1997).

El drástico declive de las poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* ha sido documentado en varias localidades del Caribe colombiano (Cendales *et al.*, 2002; Díaz *et al.*, 1995 y 2000; Garzón-Ferreira, 1997; Garzón-Ferreira y Kielman, 1994; López-Victoria y Díaz, 2000). Particularmente, en algunas bahías del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) se registraron mortalidades hasta del 60% para *A. palmata* y de 80% para *A. cervicornis* hacia finales de los años ochentas (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). En la actualidad se conoce muy poco acerca de la condición de estas especies en el Caribe colombiano. Este estudio se hizo con el propósito de determinar el estado actual de las formaciones de estas dos especies en el PNNT luego de unos 15 años de su mortandad masiva. Se presentan datos concernientes a su ubicación y extensión, así como a la composición y cobertura de la comunidad coralina y de otros organismos sésiles asociados, y se proponen estrategias para futuros planes de manejo y conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) (Figura 1), ubicado sobre la costa oriental del departamento del Magdalena (Colombia), forma parte de un complejo litoral formado por la entrada al mar de la fracción noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta. Sobre sus costas, principalmente rocosas, se presentan numerosos acantilados, bahías, ensenadas, puntas e islotes que provocan un alto grado de heterogeneidad ambiental (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Entre las características oceanográficas más importantes de la región está un evento de surgencia durante los meses de diciembre-abril (época seca), provocado por la interacción de los vientos alisios con la geomorfología costera. Este evento genera principalmente descensos en la temperatura y una alta salinidad en las aguas costeras. En el segundo periodo del año, de mayo a noviembre (época lluviosa), la influencia de la contracorriente del Caribe aporta aguas cálidas de menor salinidad y con alto contenido de material en suspensión (Garzón-Ferreira, 1998; Ramírez, 1983). Los efectos de la baja temperatura de las aguas de surgencia y las corrientes de turbidez durante la temporada lluviosa, junto con la escasez de sustratos duros por debajo de los 30 m de profundidad, han sido relacionados con el desarrollo limitado de arrecifes coralinos en la región (Warding y Sánchez, 1989). Dos tipos principales de formaciones coralinas se pueden encontrar a lo largo del litoral, según las características del sustrato base y el espesor del andamiaje coralino: (1) corales hermatípicos que han colonizado parcialmente bloques de roca caídos desde los acantilados, los cuales se encuentran desde los 5-8 m de profundidad; y (2) formaciones más desarrolladas y compactas, edificadas sobre sustrato rocoso más estable y en zonas menos expuestas al oleaje. En las zonas más protegidas de la bahías,

donde el relieve poco escarpado lo permite, se desarrollan además arrecifes de parche a cierta distancia del litoral que han logrado incluso formar una cresta arrecifal con setos de *A. palmata* y *A. cervicornis* (Díaz *et al.*, 2000).

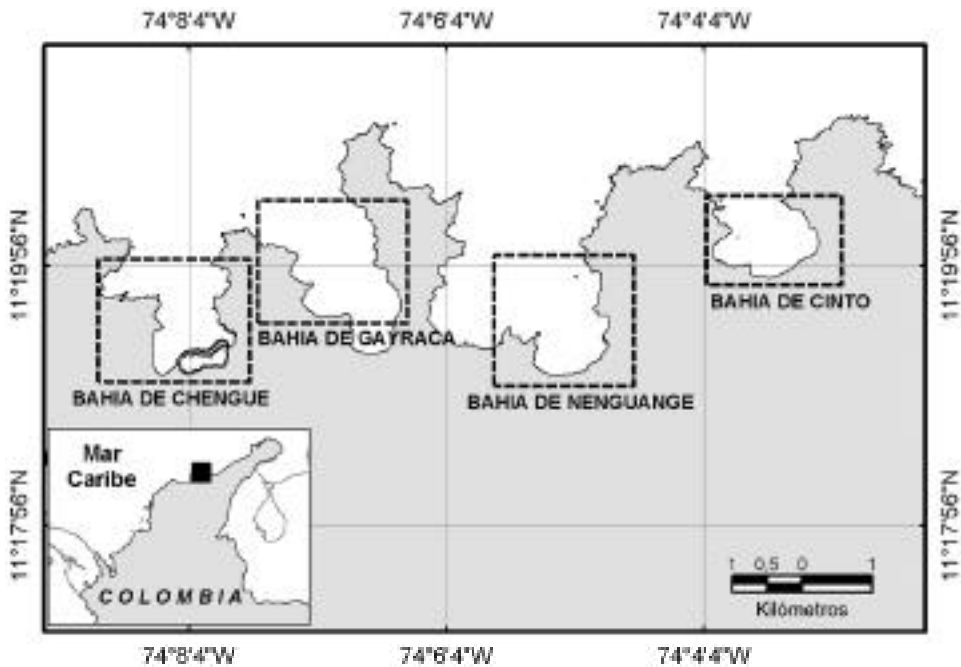


Figura 1. Localización de las bahías estudiadas en el Parque Nacional Natural Tayrona. Los recuadros punteados muestran los sectores donde se concentran las formaciones de acropóridos, para los cuales se presentan mapas en detalle en las figuras 2-5. El cuadrado negro del mapa insertado en la esquina inferior izquierda señala la ubicación del área en la costa Caribe de Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo de campo se realizó entre mayo y diciembre de 2001. A lo largo de la línea costera de las bahías de Chengue, Gayraca, Nenguange y Cinto, en las cuales se concentran las poblaciones más importantes de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* del PNNT (Garzón-Ferreira y Cano, 1991), se hizo una búsqueda rápida de las formaciones coralinas construidas por estas dos especies, mediante buceo a pulmón y utilizando una embarcación como remolque. Se tuvieron en cuenta no sólo las formaciones con alta proporción de acropóridos vivos, sino también aquellas que estuvieron dominadas recientemente por estos corales pero que, a causa de su mortandad masiva, se encuentran hoy en día cubiertas totalmente o en gran parte por otros organismos y sin embargo pueden ser identificadas por la presencia de sus esqueletos característicos. Cada formación se delimitó mediante boyas fijas al fondo en puntos periféricos y se registraron sus coordenadas geográficas en el punto central con un GPS Garmin SRVY II (precisión 5 m).

La extensión de cada formación coralina se midió entre boyas o extremos de la formación (largo, ancho y/o diagonales), utilizando para ello un flujómetro calibrado (Hydro-bios Kiel) y registrando el número de revoluciones que se obtuvieron después de nadar con él en línea recta entre los puntos. Los registros de revoluciones fueron transformados a metros lineales mediante una curva de calibración que se preparó previamente para dicho instrumento. Debido a que las corrientes marinas en los sitios de estudio fueron muy débiles o imperceptibles, se considera que su posible efecto sobre las mediciones fue despreciable. Los mapas finales y las estimaciones de las áreas cubiertas por las formaciones de acropóridos se llevaron a cabo por computador mediante los programas Autocad y Arcinfo en el laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de INVEMAR.

Para evaluar la composición y estructura de la comunidad bentónica sésil en las formaciones identificadas se colocaron al azar cinturones de cuadrantes de 1 x 10 m. En cada cuadrante sucesivo (1 x 1 m) del cinturón se estimó el porcentaje de cobertura de las especies coralinas y de los demás elementos sésiles del sustrato, mediante buceo con equipo SCUBA. Para *A. palmata* y *A. cervicornis* se registró el porcentaje de cobertura muerta, la cual se definió por aquellas porciones sin tejido vivo de la colonia viviente (en las que no era viable identificar los cálices ya desgastados) y por los escombros calcáreos que eran claramente identificables como pertenecientes a estas especies. El tamaño de muestra apropiado del cinturón se determinó mediante curvas de riqueza acumulada de especies coralinas, con las cuales se observó estabilidad a partir del octavo cuadrante (Moreno-Bonilla y Valderrama, 2002). Otro de los elementos estructurales considerados fue la densidad de colonias juveniles de *A. palmata* y *A. cervicornis*, variable que se evaluó en los mismos cinturones de cuadrantes. Las colonias en estado juvenil de *A. palmata* muestran el patrón de ramificación (palmeado) y coloración (café rojizo) típico de los adultos, y presentan un tamaño entre 3 y 15 cm de diámetro de disco basal, el cual se caracteriza por ser redondeado y presentar un borde muy grueso y de color blanco brillante. Para el caso del estado juvenil de *A. cervicornis*, el disco basal presenta las mismas características de forma y coloración que en *A. palmata*, pero el tamaño del disco varía entre 2 y 5 cm, la ramificación es digitiforme y el color de la colonia es café amarillento. El grado de correlación entre la densidad de juveniles y la cobertura de los elementos del sustrato se analizó mediante una prueba de correlación no paramétrica de rangos de Spearman (ver Sokal y Rohlf, 1969), para lo cual se dispuso del paquete estadístico Systat 9.

RESULTADOS

Distribución y extensión de las formaciones

Se identificaron en total 29 formaciones de *A. palmata* (FAP) cubriendo un área de 119320 m² y 12 formaciones de *A. cervicornis* (FAC) que cubrían 21760 m². Los dos tipos de formaciones estuvieron presentes en las cuatro bahías estudiadas (Chengue, Gayraca, Nenguange y Cinto). Los mayores números de FAP se encontraron en Nenguange (11) y Chengue (8), cubriendo 18060 m² y 33860 m², respectivamente.

Cinto presentó apenas 5 FAP, pero con la mayor extensión (51030 m²), al igual que Gayraca donde, por el contrario, se registró la menor área (16350 m²). Nenguange tuvo el mayor número (5) de FAC con la mayor extensión (11700 m²), seguida de Gayraca (4 = 4760 m²), Chengue (2 = 4850 m²) y Cinto (1 = 434 m²). Las FAP individuales más grandes se registraron en Cinto (35856 m²) y Chengue (20423 m²), en tanto que las mayores FAC se observaron en Nenguange (8930 m²) y Chengue (2732 m²). Los dos tipos de formaciones se encontraron tanto en los costados expuestos (occidentales) como protegidos (orientales) de las bahías, pero en ningún caso en aquellas secciones de la costa que reciben el impacto directo del oleaje predominante del nororiente. Las FAP se distribuyeron desde los 0.2 m hasta los 8 m de profundidad, mientras que las FAC se encontraron de 0.8 a 8 m (Tablas 1 y 2, Figuras 2-5).

Cobertura de los principales organismos

Se evaluaron 73 cinturones de cuadrantes en las 29 FAP y 25 cinturones en las 12 FAC. Tanto en las FAP como en las FAC, el fondo estuvo dominado por las algas que ocuparon en promedio el 80% del sustrato, seguidas por corales pétreos (16.7% en FAP y 12.4% en FAC) y en menor proporción arena, zoantídeos, octocorales y esponjas (Figura 6, Tablas 3 y 4). La cobertura de algas alcanzó valores superiores al 90% en varias FAP (máximo 94.7%, en Chengue) y FAC (máximo 98.4%, en Nenguange), mientras que la cobertura de corales vivos superó el 20% en cuatro FAP (máximo 60.3%, en Gayraca) y en dos FAC (máximo 40.0%, en Nenguange). Aunque los zoantídeos tuvieron promedios bajos, estuvieron presentes en casi todas las FAP y en algunas llegaron a ocupar una proporción importante del sustrato (4.4, 5.0 y 12.4%).

En cuanto a los constructores primordiales de estas formaciones, la cobertura viva de *A. palmata* en las FAP del PNNT tuvo un promedio cercano al 10% y presentó valores desde cero (dos formaciones en Gayraca y Nenguange) hasta 40.5% (en Chengue) y 58.3% (en Gayraca). En las FAC la cobertura promedio de *A. cervicornis* vivo fue del 5%, encontrándose valores de cero en la mayoría de las formaciones y el máximo de 35.3% en una formación de Nenguange (Tablas 3 y 4). La cobertura conjunta de otras especies de corales fue superior a la de *A. palmata* en la mayoría de las FAP, pero su promedio (6.8%) resultó inferior al de esta especie; en las FAC fue mayor a la de *A. cervicornis* en casi todos los casos y en consecuencia su promedio general (7.5%) también.

Tejido vivo y muerto en las especies de *Acropora*

Al contrastar la cobertura promedio de tejido vivo de *A. palmata* y *A. cervicornis* con la cantidad estimada de sustrato compuesto por esqueletos recientes de dichos corales (Tabla 5), se aprecia que la proporción de coral muerto es muy superior al tejido vivo en las dos especies y por lo tanto hay un desbalance marcado en la relación entre las dos fracciones. En *A. palmata*, la proporción de cobertura con tejido muerto representó un 88% y la relación vivo: muerto fue de 1: 8. En el caso de *A. cervicornis* la situación resultó mucho más extrema, con una proporción de coral muerto cercana al 94% y una relación vivo: muerto de 1: 15.

Tabla 1. Ubicación, extensión, profundidad y densidad de juveniles de *Acropora palmata* de las formaciones de esta especie en las bahías del Parque Nacional Natural Tayrona en el año 2001.

Código	Bahía	Latitud (norte)	Longitud (occidente)	Largo máximo (m)	Ancho máximo (m)	Área (m ²)	Profundidad (m)	Densidad Juveniles (Colonias/100 m ²)
1P	Chengue	11°19'55"	74°07'51"	50	25	763	0.2-6	0.35 ± 12
2P	Chengue	11°19'43"	74°07'52"	61	20	708	1-5	0.59 ± 5
3P	Chengue	11°19'39"	74°07'54"	170	37	4352	1-6	0.53 ± 4
4P	Chengue	11°19'33"	74°08'18"	246	146	20423	1.5-8	0.71 ± 4
5P	Chengue	11°19'50"	74°08'41"	32	14	340	0.5-3	0.89 ± 4
6P	Chengue	11°19'18"	74°08'17"	99	50	2838	0-2	0.53 ± 4
7P	Chengue	11°19'15"	74°08'16"	117	43	3938	0-2	0.53 ± 4
18P	Chengue	11°19'53"	74°07'48"	43	17	507	0.5-2	2.32 ± 17
8P	Gayraca	11°19'51"	74°07'13"	27	22	614	0.3-2.5	1.66 ± 12
9P	Gayraca	11°19'49"	74°07'07"	222	59	5187	1-4	3.92 ± 20
10P	Gayraca	11°19'58"	74°07'13"	164	35	3304	0.5-6.5	0
11P	Gayraca	11°20'25"	74°06'49"	81	17	1493	1.5-6	0.23 ± 1
12P	Gayraca	11°19'34"	74°06'57"	309	38	5762	1-5	0.35 ± 2
13P	Nenguange	11°19'22"	74°05'40"	53	29	1031	0.8-4	0
14P	Nenguange	11°19'25"	74°05'23"	100	58	4509	0.8-5	0
15P	Nenguange	11°19'13"	74°04'56"	46	32	1035	0-3	0
16P	Nenguange	11°19'29"	74°04'51"	35	18	531	0-3	0
17P	Nenguange	11°19'27"	74°04'53"	49	21	722	0.5-3	1.25 ± 9
19P	Nenguange	11°19'26"	74°04'55"	61	55	1614	0.2-4	0.47 ± 4
20P	Nenguange	11°19'22"	74°04'56"	60	55	3049	0.2-4	1.07 ± 8
21P	Nenguange	11°19'35"	74°04'54"	49	18	803	0.2-5	0.35 +/- 2
22P	Nenguange	11°19'37"	74°04'56"	24	21	300	1-5	0
23P	Nenguange	11°19'44"	74°04'54"	105	47	2670	0-3	1.07 ± 5
24P	Nenguange	11°19'53"	74°04'56"	51	42	1795	0.5-4	0.84 ± 5
25P	Cinto	11°20'04"	74°03'47"	440	167	35856	0-8	1.66 ± 13
26P	Cinto	11°20'21"	74°03'58"	101	70	3368	1-6	0.71 ± 4
27P	Cinto	11°20'00"	74°03'43"	195	50	6263	0.2-6.5	0.35 ± 3
28P	Cinto	11°20'23"	74°03'24"	182	34	2461	0.5-5	0
29P	Cinto	11°20'17"	74°03'20"	147	25	3084	0.5-3	0

Tabla 2. Ubicación, extensión, profundidad y densidad de juveniles de *Arropora cervicornis* de las formaciones de esta especie en las bahías del Parque Nacional Natural Tayrona en el año 2001.

Código formación	Bahía Parque Tayrona	Latitud (norte)	Longitud (occidente)	Largo máximo (m)	Ancho máximo (m)	Área (m ²)	Profundidad (m)	Densidad juveniles (Colonias/100 m ²)
1C	Chengue	11°19'53"	74°07'51"	65	50	2732	2-7	0.34 ± 2
2C	Gayraca	11°19'48"	74°07'05"	41	34	1555	2-6	0
3C	Gayraca	11°19'56"	74°07'14"	55	38	1057	3-6	0
4C	Gayraca	11°20'23"	74°06'47"	58	32	1234	1.5-6	0
5C	Gayraca	11°20'13"	74°06'40"	51	26	920	1-8	0
6C	Nenguange	11°19'20"	74°05'55"	163	62	8930	0.8-2.5	0
7C	Nenguange	11°19'18"	74°04'57"	39	36	924	1-8	0
8C	Chengue	11°19'51"	74°07'47"	65	52	2125	3-6.5	0
9C	Nenguange	11°19'26"	74°04'55"	74	17	933	1.8-8	0.34 ± 2
10C	Nenguange	11°19'58"	74°07'13"	39	12	374	1-2.5	0
11C	Nenguange	11°19'42"	74°04'53"	31	18	542	0.8-2	0
12C	Cinto	11°19'59"	74°03'48"	32	22	434	1-1.5	0

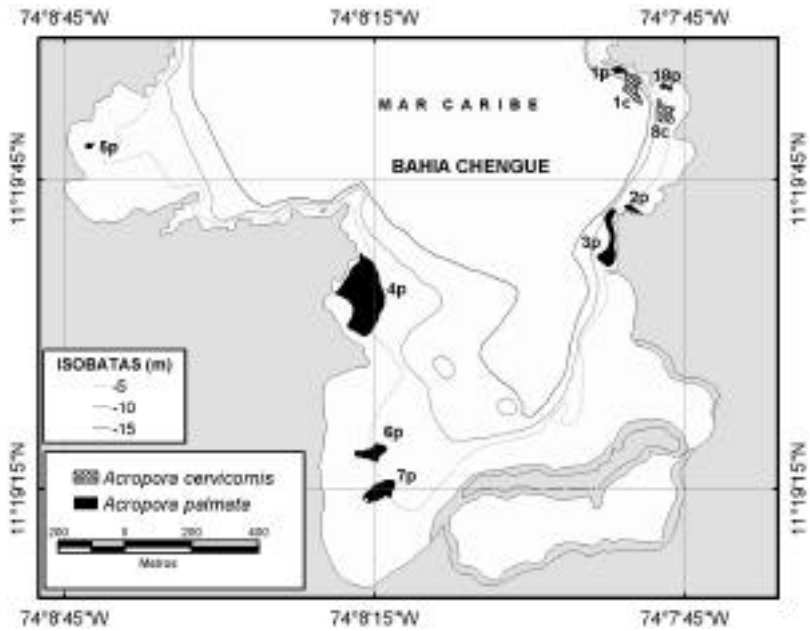


Figura 2. Ubicación, forma, extensión y códigos de las formaciones dominadas por los corales *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la Bahía de Chengue durante 2001.

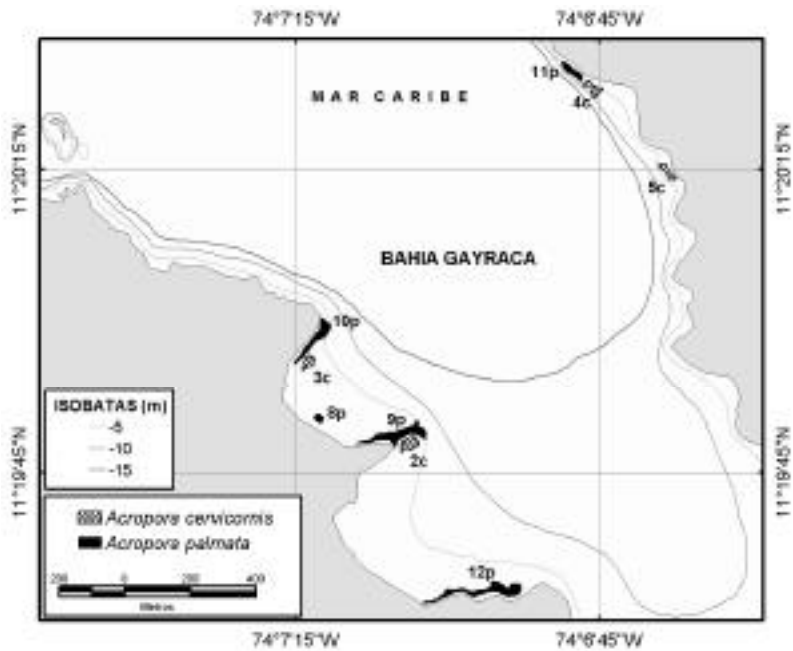


Figura 3. Ubicación, forma, extensión y códigos de las formaciones dominadas por los corales *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la Bahía de Gayraca durante 2001.

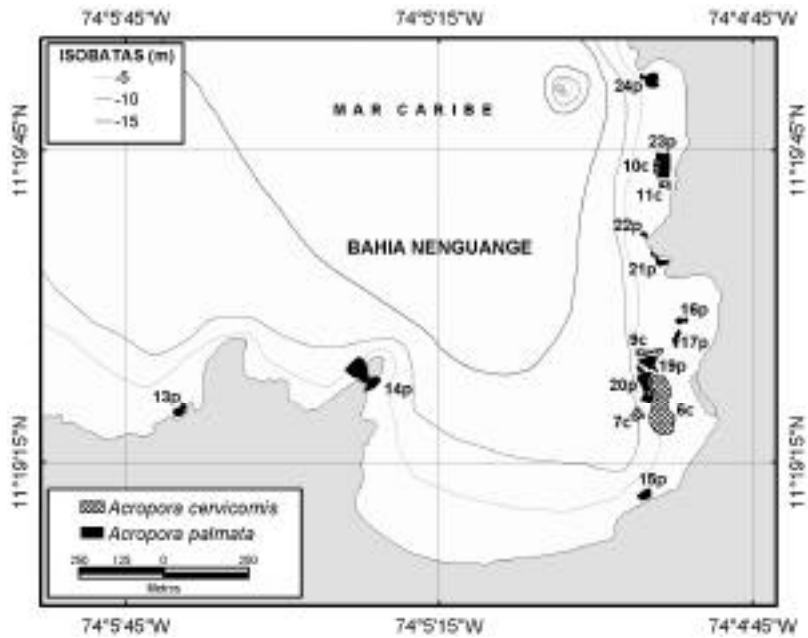


Figura 4. Ubicación, forma, extensión y códigos de las formaciones dominadas por los corales *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la Bahía de Nenguange durante 2001.

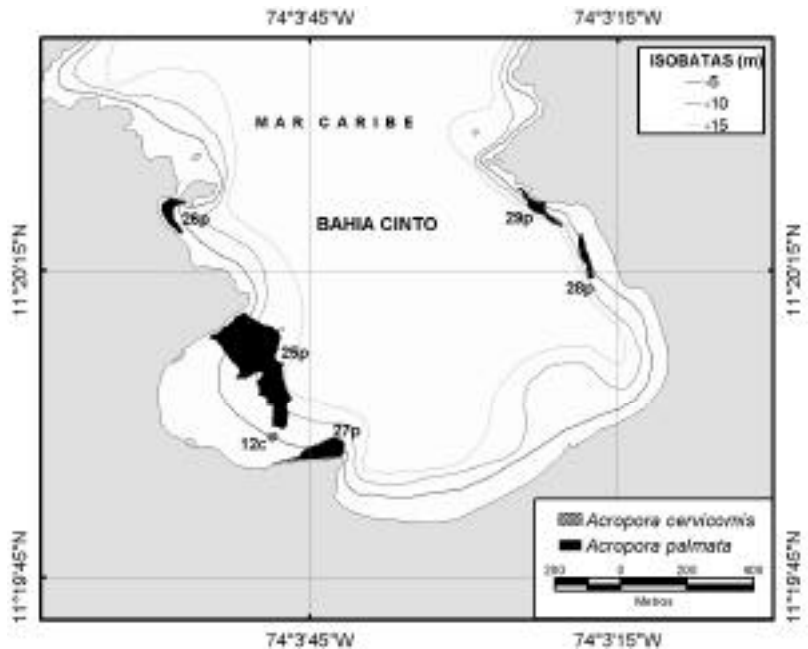


Figura 5. Ubicación, forma, extensión y códigos de las formaciones dominadas por los corales *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la Bahía de Cinto durante 2001.

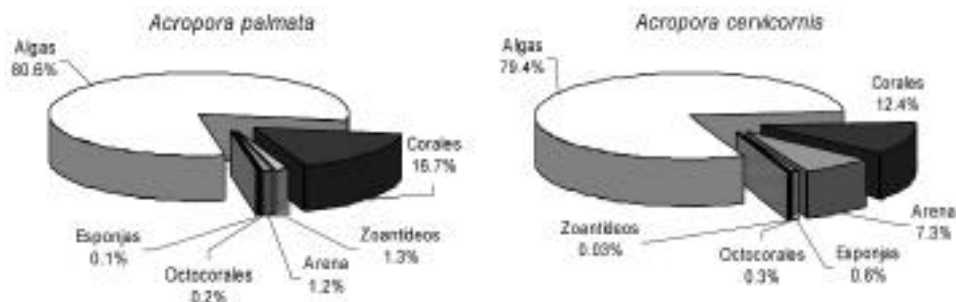


Figura 6. Promedio de cobertura de las categorías mayores sobre el sustrato en 2001 en las formaciones de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* del Parque Nacional Natural Tayrona.

Tabla 3. Porcentaje de cobertura media y desviación estándar (entre paréntesis) de los elementos del sustrato en cada una de las formaciones de *Acropora palmata* del Parque Nacional Natural Tayrona en el año 2001.

Formación	Algas	<i>A. palmata</i>	Otros corales	Octocorales	Zoantídeos	Esponjas	Arena
1P	86.3 (2.2)	4.7 (3.3)	7.8 (0.8)	0	0	0	1.2 (1.6)
2P	90.5 (3.5)	2.8 (0.6)	5.3 (0.5)	0	0.2 (0.3)	0	1.3 (1.8)
3P	94.7 (2.8)	4.0 (1.8)	1.2 (0.1)	0	0.03 (0.1)	0	0
4P	71.3 (12.1)	25.2 (12.0)	3.1 (0.6)	0	0.1 (0.1)	0.1 (0.2)	0.1 (0.3)
5P	52.2 (11.0)	40.5 (13.8)	3.0 (0.6)	0	4.4 (0.5)	0	0
6P	82.1 (13.6)	5.0 (7.1)	12.2 (2.2)	0	0.6 (0.8)	0	0.2 (0.2)
7P	87.2 (13.9)	1.3 (1.8)	1.5 (0.4)	0	0	0	10.0 (14.1)
8P	36.1 (25.4)	58.3 (23.1)	2.0 (0.4)	0	2.0 (2.8)	0	1.6 (2.3)
9P	73.1 (13.6)	18.9 (17.5)	5.0 (0.7)	0.03 (0.1)	0.2 (0.3)	0	2.6 (4.6)
10P	64.5 (26.5)	25.6 (26.0)	4.5 (1.2)	0	0.6 (0.8)	0	4.8 (6.8)
11P	74.9 (14.6)	0	14.1 (1.5)	0.4 (0.4)	0.1 (0.1)	0	10.6 (10.7)
12P	83.7 (9.7)	7.2 (8.9)	8.7 (1.0)	0.2 (0.3)	0	0	0.1 (0.2)
13P	80.1 (4.4)	10.3 (9.0)	8.4 (1.5)	0	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)	0.9 (1.7)
14P	79.3 (15.5)	11.9 (20.7)	6.4 (0.9)	1.7 (1.9)	0.5 (0.8)	0	0
15P	89.7 (8.7)	0	7.7 (1.1)	0.9 (1.3)	0.1 (0.1)	1.7 (1.8)	0
16P	70.5 (8.1)	8.0 (11.2)	16.4 (3.0)	0	5.0 (0.8)	0	0.2 (0.2)
17P	80.9 (9.6)	9.8 (13.9)	8.2 (1.6)	0	0.9 (0.2)	0.1 (0.1)	0.3 (0.4)
18P	80.7 (12.2)	2.8 (0.6)	9.8 (1.8)	0.2 (0.3)	0.5 (0.6)	0	5.9 (5.9)
19P	86.1 (6.4)	5.7 (8.1)	7.8 (1.5)	0	0.3 (0.4)	0.2 (0.2)	0
20P	83.6 (3.1)	6.2 (5.4)	9.2 (1.7)	0	0.8 (0.8)	0	0.1 (0.2)
21P	88.7 (9.3)	7.3 (10.0)	2.7 (0.5)	0	1.3 (0.7)	0	0
22P	90.0 (1.5)	1.2 (1.7)	8.3 (1.4)	0	0.4 (0.6)	0.2 (0.2)	0
23P	86.9 (6.0)	3.6 (7.3)	7.6 (1.2)	0.02 (0.1)	1.3 (1.3)	0	0.4 (0.8)
24P	92.2 (9.7)	2.1 (2.3)	5.7 (1.5)	0	0	0	0
25P	86.9 (8.1)	10.2 (9.4)	1.3 (0.2)	0	1.4 (1.9)	0	0
26P	84.8 (6.1)	2.6 (1.6)	9.9 (2.0)	0.1 (0.1)	2.3 (1.2)	0	0.3 (0.6)
27P	78.8 (15.5)	7.9 (10.1)	0.8 (0.1)	0	12.4 (18.8)	0	0.1 (0.1)
28P	87.7 (8.5)	5.6 (9.8)	5.2 (0.9)	0.5 (0.7)	0.8 (1.1)	0	0
29P	82.4 (16.0)	1.2 (2.0)	16.0 (4.2)	0.03 (0.1)	0.3 (0.3)	0	0.1 (0.1)

Tabla 4. Porcentaje de cobertura media y desviación estándar (entre paréntesis) de los elementos del sustrato en cada una de las formaciones de *Acropora cervicornis* del Parque Nacional Natural Tayrona en el año 2001.

Formación	Algas	<i>A. cervicornis</i>	Otros corales	Octocorales	Zoantídeos	Esponjas	Arena
1C	76.9 (4.0)	0.6 (0.8)	6.7 (1.0)	0.4 (0.4)	0	3.0 (1.8)	12.5 (6.4)
2C	88.9 (5.9)	0	7.4 (1.4)	0.4 (0.6)	0	0.1 (0.1)	3.3 (4.6)
3C	87.6 (14.3)	0	4.5 (0.5)	0.3 (0.1)	0.1 (0)	0	7.5 (10.6)
4C	93.4 (3.8)	0	6.3 (1.0)	0	0	0.3 (0.4)	0
5C	68.1 (7.9)	0	14.2 (1.6)	0	0	0.8 (1.0)	16.9 (11.3)
6C	79.1 (15.8)	8.1 (10.9)	2.0 (0.5)	0	0.2 (0.2)	0	10.5 (14.2)
7C	74.8 (8.9)	15.8 (13.7)	8.2 (1.4)	0.1 (0.1)	0	1.1 (1.6)	0
8C	61.6 (0.6)	0	1.4 (0.2)	0	0	1.9 (0.1)	35.1 (1.3)
9C	58.3 (42.1)	35.3 (49.5)	5.7 (1.1)	0.6 (0.8)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)	0
10C	78.2 (2.8)	0	19.4 (2.2)	2.2 (2.5)	0	0	0.3 (0.4)
11C	98.4 (0)	0	1.6 (0.2)	0	0	0	0.1 (0.1)
12C	86.9 (5.0)	0	13.0 (2.6)	0	0.1 (0.1)	0	0

Por otra parte, del área total estimada para las formaciones de *A. palmata* y con base en las evaluaciones de cobertura viva en los cinturones de cuadrantes, se calculó el área cubierta por tejido vivo para el PNNT en 13900 m², lo cual representa un 12% del área total de sus formaciones (Tabla 5). Respecto a *A. cervicornis*, su cobertura viva se estimó en 1200 m² que equivalen al 6% de la superficie ocupada por sus formaciones en el Tayrona.

Tabla 5. Valores promedio de la cantidad de tejido vivo y muerto de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* estimados en el año 2001 en el Parque Nacional Natural Tayrona.

	<i>A. palmata</i>	<i>A. cervicornis</i>
Cobertura de las formaciones por tejido vivo	9.9%	5.0%
Cobertura de las formaciones por esqueletos	73.8%	73.4%
Proporción de cobertura viva	11.8%	6.4%
Proporción de cobertura muerta	88.2%	93.6%
Relación tejido vivo: tejido muerto	1 : 8	1 : 15
Área total de las formaciones	119319 m ²	21761 m ²
Área de las formaciones con tejido vivo	13900 m ²	1200 m ²
Proporción del área con tejido vivo	11.7%	5.5%

Estructura de la comunidad coralina

Tanto en las FAP como en las FAC se registró la presencia de 21 especies de corales pétreos, pero menos de la mitad de ellas alcanzaron proporciones promedio mayores al 1% y constituyeron en conjunto más del 95% de la comunidad coralina (Figura 7). *Diploria clivosa* resultó exclusiva en las FAC, mientras que *Agaricia tenuifolia* y *Colpophyllia natans* se encontraron únicamente en las FAP. En las FAP *A. palmata* presentó un porcentaje promedio cercano al 60%, en tanto que en las FAC la proporción de *A. cervicornis* fue superior al 40%. Otra especie que presentó valores importantes de cobertura relativa en los dos tipos de formaciones fue *Millepora*

complanata (18.9% en FAP y 24.4% en FAC). En un tercer nivel de dominancia se encontraron *Siderastrea siderea* (8.6%) para el caso de las FAP y *A. tenuifolia* (8.4%) y *Diploria strigosa* (6.2%) para las FAC.

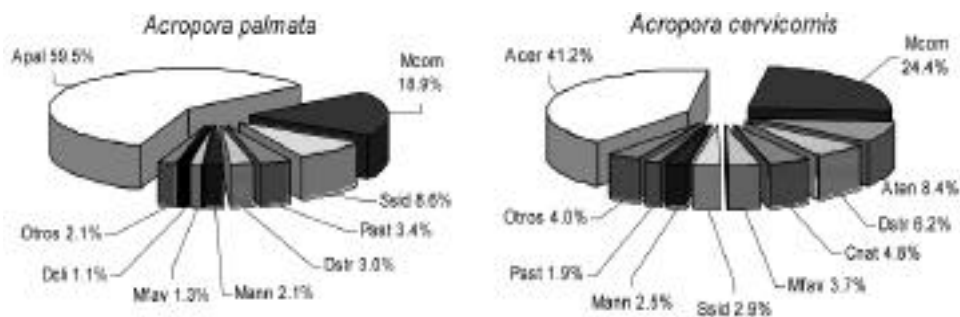


Figura 7. Valores promedio de cobertura relativa de los corales pétreos en las formaciones de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* del Parque Nacional Natural Tayrona en 2001. Se discriminan solo las especies con valores mayores al 1 %: Acer: *A. cervicornis*, Apal: *A. palmata*, Aten: *Agaricia tenuifolia*, Cnat: *Colpophyllia natans*, Dcli: *Diploria clivosa*, Dstr: *D. strigosa*, Mann: *Montastraea annularis*, Mcom: *Millepora complanata*, Mfav: *Montastraea faveolata*, Past: *Porites asteroides*, Ssid: *Siderastrea siderea*.

Abundancia de juveniles

La densidad de juveniles de *A. palmata* en las FAP del PNNT tuvo un promedio de 0.70 colonias x 100 m², con valores desde cero (28% de las formaciones) hasta 3.92 colonias x 100 m² (Bahía de Gayraca). Por su parte, la presencia de juveniles de *A. cervicornis* fue muy rara, pues solo se registró en dos formaciones de Chengue y Nenguange, con densidades de 0.34 colonias x 100 m² y un promedio general de apenas 0.06 colonias x 100 m² (Tablas 1 y 2). La densidad de juveniles de *A. palmata* no estuvo correlacionada con la cobertura de los elementos mayores del sustrato, aunque se encontró una tendencia positiva pero no significativa ($r_s = 0.51$) con la cobertura de *A. palmata* y negativa ($r_s = -0.31$) con la cobertura de algas (Tabla 6). Debido a su rareza en el área, no se pudo realizar esta misma prueba para los juveniles de *A. cervicornis*.

Tabla 6. Valores de correlación de rangos de Spearman entre la densidad de juveniles de *Acropora palmata* y la cobertura de los elementos del sustrato en las formaciones de esta especie en el Parque Nacional Natural Tayrona. Máxima correlación: 1, correlación nula: 0.

Elementos del sustrato	Coefficiente de correlación (r _s)
<i>A. palmata</i>	0.51
Corales	0.29
Algas	-0.31
Zoantideos	-0.01
Espojas	-0.05
Octocorales	-0.09
Arena	0.09

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Garzón-Ferreira y Cano (1991) elaboraron los primeros mapas de arrecifes coralinos para todo el PNNT y, aunque no discriminaron cartográficamente las formaciones de acropóridos, presentaron datos sobre su localización y estado de conservación a fines de los años ochenta. Con base en dicha información y en observaciones complementarias, Díaz *et al.*, (2000) publicaron mapas que registran solamente ocho parches de “*Acropora palmata-Diploria strigosa*” y dos de “*Acropora cervicornis*” en el PNNT, lo cual contrasta con las 29 formaciones de *A. palmata* y 12 de *A. cervicornis* descritas en el presente trabajo. Estas diferencias son posiblemente el resultado del distinto nivel de detalle utilizado en las dos evaluaciones y también porque las formaciones de acropóridos en estado avanzado de deterioro fueron agrupadas en otra categoría (“algas sobre escombros”) por Díaz *et al.*, (2000). En relación con otras áreas del Caribe continental colombiano, Díaz *et al.*, (2000) documentaron formaciones dominadas por *A. palmata* únicamente para la Bahía de Zapsurro en el Urabá chocoano (25000 m²) e Isla Arena frente a Galerazamba (5100 m²), en tanto que no registraron formaciones vivientes de *A. cervicornis* para ningún otro lugar. El archipiélago oceánico de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, que alberga la mayor parte de los arrecifes coralinos colombianos, contiene a su vez las formaciones de acropóridos más extensas (Díaz *et al.*, 2000), con aproximadamente 14 km² de la unidad “*Acropora palmata-Diploria strigosa*” y 0.7 km² de la unidad “*Acropora cervicornis*”, pero su distribución, extensión y estado de conservación no han sido evaluados recientemente de forma detallada.

Las primeras evidencias de mortandad extensiva de acropóridos en Colombia, al igual que en muchas localidades del Gran Caribe (Bruckner, 2002), se observaron desde comienzos de los años ochentas en las Islas del Rosario, donde ya para 1983 se registraba una supervivencia de apenas el 10% en varias poblaciones de las dos especies (Garzón-Ferreira y Kielman, 1994). Para el PNNT, sin embargo, la mortandad masiva de acropóridos solo fue evidente hasta finales de los años ochentas (1988-1990), cuando se registró una pérdida general del 80% en las poblaciones de *A. cervicornis* y del 60% en las de *A. palmata*, así como la presencia de parches totalmente muertos de estas dos especies (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). En 1985 se realizó un estudio cuantitativo de las comunidades de corales pétreos de la Bahía de Chengue (Solano, 1987), incluyendo estaciones sobre formaciones importantes de acropóridos, el cual no mencionó todavía la existencia de mortandad reciente en estos corales. Es probable entonces que los eventos que dieron origen a la pérdida masiva de las poblaciones de acropóridos en el PNNT sucedieran durante la segunda mitad de los años ochenta, muy posiblemente entre 1985 y 1988.

El presente estudio, llevado a cabo unos 15 años después del evento de mortandad, muestra que las poblaciones de acropóridos del PNNT no han podido recuperarse durante este lapso de tiempo y que, por el contrario, su condición es ahora más dramática. Las proporciones promedio de coral muerto registradas en este trabajo

para *A. palmata* (88%) y *A. cervicornis* (94%) en el año 2001 son mucho mayores que las estimadas por Garzón-Ferreira y Cano (1991) a finales de los ochentas para estas mismas especies (60 y 80% respectivamente), acercándose peligrosamente al 100%, es decir a una posible eliminación local. La situación es mucho más grave para *A. cervicornis*, ya que la cantidad de formaciones y de área cubierta por las mismas resultó mucho menor y, además, presentó colonias vivas solamente en cuatro de las doce formaciones encontradas para un área viviente estimada de apenas 1200 m².

Las causas de que la mortalidad de los acropóridos haya seguido su progreso hasta hoy son difíciles de esclarecer sin estudios específicos, pero podrían estar relacionadas, entre otras, con la permanencia de WBD y del factor que la desencadenó, con la aparición de otras enfermedades y nuevos agentes de deterioro o con una baja capacidad de recolonización debido a que las poblaciones quedaron reducidas en extremo. En general, la WBD ha seguido siendo observada en muchos arrecifes colombianos aunque en frecuencias relativamente bajas (Díaz *et al.*, 1995; Garzón-Ferreira *et al.*, 2001). Para el caso particular del PNNT, Moreno-Bonilla y Valderrama (2002) registraron recientemente una incidencia de 5% de WBD en *A. palmata* y 20% en *A. cervicornis*, así como altas frecuencias de invasión por algas, daños por *Stegastes planifrons* y depredación por *Coralliophyla* en ambas especies, y la enfermedad “white pox” en *A. palmata*. Las bajas densidades de juveniles que se registraron en el presente estudio para las dos especies en el Tayrona (< 1 colonia x 100 m²) podrían interpretarse como otro signo de incapacidad actual para la recolonización a partir de la reproducción sexual, que tendría su origen en la escasez de las poblaciones adultas.

Sin embargo, la condición de estos corales en el Tayrona parece mejor que en otras áreas del Caribe colombiano, como en las islas del Rosario y de San Bernardo donde la mortalidad de las dos especies ha alcanzado niveles cercanos al 100% (Cendales *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira y Díaz, 2002; López-Victoria y Díaz, 2000), o en la Isla de San Andrés, donde Díaz *et al.*, (1995) estimaron una supervivencia inferior al 1% en las poblaciones de *A. cervicornis* en 1992. Para el caso de las formaciones de *A. palmata* en San Andrés, un estudio reciente estimó para esta especie un promedio de 15% de cobertura viva y una relación tejido vivo: muerto de 1:2, sugiriendo una posible recuperación (Rueda, 2002). Sin embargo, Geister (1999) registró mortandad total de las colonias de *A. palmata* a partir de 1994 en una localidad de esta isla donde venía documentando su deterioro progresivo desde finales de los años setenta. La situación de las dos especies en el Tayrona, y en Colombia en general, concuerda con el alarmante diagnóstico formulado recientemente para los acropóridos en todo el Gran Caribe (Bruckner, 2002), en el cual se registran pérdidas poblacionales del 80-98%, pocos signos de recuperación en *A. palmata* y ninguno en *A. cervicornis* y la posibilidad de extinción en una escala de tiempo ecológico (10-100 años). Un caso excepcional en Colombia son las formaciones de acropóridos de Isla Arena, que se han desarrollado en condiciones de alta turbidez y turbulencia, y que en 1996 mostraban coberturas vivas promedio de 76% para *A. palmata* y de 14% para *A. cervicornis* (Pinzón *et al.*, 1998).

Además de la ausencia de recuperación evidente en las poblaciones de acropóridos del Tayrona, tampoco se ha presentado recolonización del espacio liberado tras la mortandad, por parte de otras especies de corales o de otros animales sésiles. Después de por lo menos 15 años, la cobertura coralina continúa siendo baja (17% en las FAP y 12% en la FAC), las algas bentónicas cubren la mayor parte del sustrato (cerca del 80 % tanto en las FAP como en las FAC) y la comunidad coralina sigue dominada ampliamente por lo que queda de las poblaciones de acropóridos (*A. palmata* 60 % en las FAP y *A. cervicornis* 41 % en las FAC). La única otra especie que aparece ahora con una cobertura relativa considerable entre los corales de los dos tipos de formaciones es *M. complanata* (19 % en FAP y 24 % en FAC), la cual puede haber estado ganando espacio frente a la incapacidad de recuperación de los acropóridos. Al respecto, se ha indicado que las especies de *Millepora* proliferan en arrecifes perturbados y que su aparente tolerancia a la depredación, a las enfermedades y a los daños físicos pueden volverlas más importantes si otros corales continúan en decadencia (Lewis, 1989). En particular, *M. complanata* ha sido considerada la más oportunista entre las especies del género en el Caribe, debido a su mayor tamaño, rápido crecimiento y corta vida larval (Weerdt, 1984 y 1990).

Por su parte, Aronson y Precht (2001) predicen que si las poblaciones de *Acropora* spp. no se recuperan, las algas continuarán dominando y se producirá un aumento de corales incubadores, en particular de los géneros *Agaricia* y *Porites*, los cuales pueden tener ventajas frente a los acropóridos que se reproducen mayormente por fragmentación asexual y por liberación de gametos al medio. En el caso de las FAC del Tayrona, *A. tenuifolia* se encontró en tercer lugar de abundancia (8.4 %), por lo cual es probable que también allí haya ido aumentando su dominancia frente a *A. cervicornis*, pero su limitada colonización podría tener relación con el hecho de que esta especie también sufrió mortandades masivas en el área durante los ochentas (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). En las Islas del Rosario, donde la mortandad de acropóridos alcanzó casi el 100%, se ha registrado la colonización de sus escombros por parte de las algas y en segundo lugar por otros corales como *A. tenuifolia*, *A. agaricites*, *Porites astreoides* y *Millepora* spp. (Cendales *et al.*, 2002; Navas y Moreno, 1993). La dominancia de las algas frente a los corales es una situación común en los arrecifes caribeños de hoy en día y se ha atribuido a su alta capacidad oportunista para ocupar rápidamente el espacio liberado cuando se presentan eventos de mortandad coralina, sumada a la reducción drástica del herbivorismo, principalmente por la casi desaparición de *Diadema antillarum* a comienzos de los años ochentas y por la sobrepesca de peces herbívoros (Aronson y Precht, 2001; Hughes, 1994).

RECOMENDACIONES

Dado el gran valor ecológico y económico reconocido para los arrecifes de acropóridos del Caribe (claves en la colonización, en la expansión del andamiaje arrecifal, en la generación de refugio para peces y otros organismos, y en la protección

costera), se recomienda diseñar e implementar planes especiales de conservación, incluyendo programas más rigurosos de vigilancia y protección para las formaciones del Tayrona que presentan los mayores valores de extensión y/o cobertura viva. Dichos parches pueden representar reservas importantes para la recolonización natural, así como para futuros programas de restauración. Estos serían los parches 4P en Chengue (20423 m², 25 % vivo), 10P en Gayraca (3304 m², 26 % vivo), 8P en Gayraca (614 m², 58 % vivo) y 26P en Cinto (35855 m², 10 % vivo) para *A. palmata*. Respecto a *A. cervicornis*, teniendo en cuenta que apenas cuatro parches presentaron colonias vivas de esta especie, habría que enfocar esfuerzos especiales de conservación en todos ellos: 1C en Chengue (2732 m², 1 % vivo), 6C (8930 m², 8 % vivo), 7C(924 m², 16 % vivo) y 9C (933 m², 35 % vivo) en Nenguange.

Al mismo tiempo, es importante seguir avanzando en el conocimiento de estas especies en Tayrona, incluyendo estudios sobre su biología reproductiva, reclutamiento, efectos de los principales agentes de deterioro, fragmentación, regeneración y restauración, e implementar programas de monitoreo permanente para vigilar su estado de conservación y los procesos de cambio (deterioro o recuperación) a través del tiempo. Se recomienda igualmente llevar a cabo evaluaciones similares a las del presente trabajo en otras áreas del Caribe colombiano donde existen poblaciones de acropóridos, con el objeto de completar la información que se requiere para conocer detalladamente su estado actual y para proponer estrategias adecuadas para el manejo sostenible y la conservación de estas especies gravemente amenazadas.

AGRADECIMIENTOS

Nuestros más sinceros agradecimientos al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, en especial al programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM) y al Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC), por su constante apoyo logístico. A Juan M. Díaz y Lina M. Barrios por su aporte intelectual. Al laboratorio SIG de INVEMAR, en particular a Daniel Rozo, por su ayuda en la elaboración de los mapas. Finalmente, agradecemos el apoyo brindado por COLCIENCIAS (Contrato 295-2000) y por el Grupo de Taxonomía, Sistemática y Biología Marina (GTSEM) del INVEMAR.

BIBLIOGRAFÍA

- Adey, W. H. 1978. Coral reef morphogenesis: a multidimensional model. *Science*, 202: 831-837.
- Aronson, R. B. y W. F. Precht. 1997. Stasis, biological disturbance, and community structure of a Holocene coral reef. *Paleobiology*, 23(3): 326-346.
- _____. 2000. Herbivore and algal dynamics on the coral reefs at Discovey Bay, Jamaica. *Limnol. Oceanogr.*, 45: 251-255.
- _____. 2001. White-band disease and the and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiología*, 460: 25-38.

- Bak, R. 1983. Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. Mar. Biol., 77: 221-227.
- Bruckner, A.W. 2002. Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of the U.S. Endangered Species Act as a conservation strategy. NOAA Tech. Mem. NMFS-OPR-24, Silver Spring, U.S.A., 184 p.
- Bythell, J. y C. Sheppard. 1993. Mass mortality of Caribbean shallow corals. Mar. Poll. Bull., 26: 296-297.
- Cendales, M.H.; S. Zea y J.M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). Rev. Acad. Colomb. Cienc., 26(101): 497-510.
- 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. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fis. Nat., Colec. Jorge Alvarez Lleras, 7: 150 p.
- Díaz, J. M.; L. M. Barrios; M. Cendales; J. Garzón-Ferreira; J. Geister; M. López-Victoria; G. Ospina; F. Parra-Velandia; J. Pinzón; B. Vargas-Angel; F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Santa Marta, Serie Publicaciones Especiales 5: 176 p.
- García, R.; E.M. Alvarado y A. Acosta. 1996. Crecimiento del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 25: 7-18.
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: un tesoro camino a la extinción? Colombia: Ciencia y Tecnología, 15(1): 11-19.
- _____. 1998. Bahía de Chengue, Parque Natural Tayrona, Colombia: 115-125. En Kjerfve, B. (ed.): CARICOMP-Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. UNESCO, París, Coastal Region and Small Islands Papers, 3: 345 p.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Séptimo Concurso Nacional de Ecología, Fondo para la Protección del Medio Ambiente - FEN Colombia, Bogotá, 82 p.
- Garzón-Ferreira, J. y J.M. Díaz. 2002. Status of acroporid populations in Colombia: 135-136. En Bruckner, A.W.: Proceedings of the Caribbean *Acropora* Workshop. NOAA Tech. Mem. NMFS-OPR-24, Silver Spring, USA, 184 p.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Kielman. 1994. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades: 247-253. En Ginsburg, R. (Ed): Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs. Health, Hazards and History. RSMAS, Univ. Miami, Miami.
- Garzón-Ferreira, J.; D.L. Gil-Agudelo; L.M. Barrios y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. Hydrobiologia, 460: 65-69.
- Geister, J. 1977. The influence of wave exposure on the ecology zonation of Caribbean coral reefs. Proc. 3rd. Int. Coral Reef Sym., 1: 23-29.
- _____. 1999. Thirty years in the life of a Caribbean coral reef. Profil 16: 1-11.
- Gladfelter, W.B. 1982. White band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. Bull. Mar. Sci., 32: 639-643.
- Greenstein, B.J.; H.A. Curran y J.M. Pandolfi. 1998. Shifting ecological baselines and the demise of *Acropora cervicornis* in the western north Atlantic and Caribbean province: a Pleistocene perspective. Coral Reefs, 17: 249-261.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265: 1547-1551.

- Knowlton, N. 1992. Thresholds and multiple stable state in coral reef community dynamics. *Am. Zool.*, 32: 674-682.
- Lewis, J.B. 1989. The ecology of *Millepora*, a review. *Coral Reefs*, 8: 99-107.
- Lighty, R.; I. Macintyre y R. Stuckenrath. 1982. *Acropora palmata* reef framework: a reliable indicator of sea level in the western Atlantic for the past 10000 years. *Coral Reefs*, 1: 125-130.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 24(91): 219-230.
- Meesters, E. H. y R. Bak. 1993. Effects of coral bleaching on tissue regeneration and colony survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 96: 189-198.
- Miller, M.W.; S.A. Bourque y J.A. Bohnsack. 2002. An analysis of the loss of acroporid corals at Looe Key, Florida, USA: 1983-2000. *Coral Reefs*, 21(2):179-182.
- Moreno-Bonilla, M. y J.M. Valderrama. 2002. Estado actual y crecimiento de las especies coralinas *Acropora palmata* (Lamarck) Veron, 2000 y *A. cervicornis* (Lamarck) Veron 2000 en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 110 p.
- Navas, G.R. y S.C. Moreno. 1993. Caracterización estructural de las comunidades bentónicas asociadas a *Acropora palmata* (Lamarck 1816) muerto, Isla Grande, Islas del Rosario, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 145 p.
- Pinzón, J.H.; A.M. Perdomo y J.M. Díaz. 1998. Isla Arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del Río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 27: 21-37.
- Porter, J. W.; Battey J. y G. Smith. 1982. Perturbation and change in coral reef communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 79: 1678-1681.
- Ramírez, G. 1983. Características fisicoquímicas de la bahía de Santa Marta (agosto 1980- julio 1981). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 13: 111-121.
- Rueda, P. 2002. Aspectos demográficos y estado de salud de la especie *Acropora palmata* en el complejo arrecifal de la Isla de San Andrés, Caribe colombiano. Tesis Fac. Estud. Ambient. Rur., Univ. Javeriana, Bogotá, 110 p.
- Rützler, K. y I. Macintyre. 1982. The habitat distribution and community structure of the barrier reef complex at Carrie Bow Cay, Belize. I. Structure and community. *Smith. Contrib. Mar. Sci.*, 12: 9-45.
- Santavy, D.L. y E.C. Peters. 1997. Microbial pests: coral disease in the western Atlantic. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.*, 1: 607-612.
- Sokal, R. y J. Rohlf. 1979. *Biometría: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. Blume, Madrid, 831 p.
- Solano, O.D. 1987. Estructura y diversidad de la comunidad de corales hermatípicos en la Bahía de Chengue (Parque Nacional Tayrona). Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional, Bogotá, 111 p.
- Wapnick, C.M.; W.F. Pretch y R.B. Aronson. 2004. Millennial-scale dynamics of staghorn coral in Discovery Bay, Jamaica. *Ecol. Let.*, 7: 354-361.
- Weerdt, W.H. de. 1984. Taxonomic characters in Caribbean *Millepora* species (Hydrozoa, Coelenterata). *Bijdragen tot der Dierkunde*, 54(2): 243-262.
- _____. 1990. Discontinuous distribution of the tropical West Atlantic hydrocoral *Millepora squarrosa*. *Beaufortia*, 41(27): 195-203.

Werding, B y H. Sánchez. 1989. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. *Medio Ambiente*, 10(2): 61-68.

FECHA DE RECEPCIÓN: 11/11/03

FECHA DE ACEPTACIÓN: 11/06/04

DIRECCION DE LOS AUTORES

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), AA 1016, Zona Portuaria, Santa Marta, Colombia, E-mail: jgarzon@invemar.org.co (J.G.F.). Ingemar-Doppler Consultores, Vial 826, Puerto Montt - X Región, Chile, E-mail: ernestobio@yahoo.com (M.M.B.). Calle 119a #50-91, apto 104, Lagos de Córdoba-Niza, Bogotá, Colombia jorgemvalderrama@hotmail.com (J.M.V.V.).