

ARTÍCULO ORIGINAL

COMUNIDADES DE CORALES EN SITIOS DE BUCEO DEL PARQUE NACIONAL MARINO PUNTA FRANCÉS, ISLA DE LA JUVENTUD

Coral's communities on dive's sites from Punta Frances National Marine Park, Isla de la Juventud

Silvia Patricia González-Díaz¹, Clairá Coello Rondón¹, Orlando Perera Pérez¹, Víctor Manuel Ferrer Rodríguez¹, Roamsy Volta¹.

¹ Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de la Habana. Calle 16 N°. 114, Playa, CP11300, La Habana, Cuba.

* Autor para correspondencia:
patricia@cim.uh.cu

Recibido: 6.9.2016

Aceptado: 3.8.2017

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue evaluar las comunidades de corales en sitios de buceo del Parque Nacional Marino Punta Francés. En noviembre de 2014 se establecieron cinco estaciones en el biotopo ve-ril. Los indicadores ecológicos evaluados a nivel de comunidad fueron: diversidad de corales, composición por especies de corales, densidad de corales, esponjas y gorgonias, y cobertura del sustrato por corales, algas y esponjas. A las especies más abundantes de corales se les evaluó la salud. Para evaluar la diversidad y densidad, se empleó el método de conteo de colonias con marco de 1m². La cobertura del sustrato se evaluó mediante el método de transecto lineal. Los índices de diversidad fueron superiores a otros estudios en este mismo arrecife. La densidad de corales (15,5 col/m²) y gorgonias (7,9 col/m²) fue elevada. La cobertura de coral vivo fue inferior al 15% mientras las algas cubrieron el 83% del sustrato. En relación a la salud, la especie más afectada por blanqueamiento, mortalidad antigua y bioerosión fue *Siderastrea siderea*. El 15 % de las colonias evaluadas presento mortalidad antigua. El análisis integral de los indicadores ecológicos evaluados, evidencia que el arrecife se encuentra en un estado de salud favorable y que conserva mecanismos de resiliencia aun cuando están teniendo lugar procesos negativos como los relacionados con la cobertura del sustrato. En dicho arrecife, no se encontraron evidencias de impactos relacionados con la actividad del buceo.

PALABRAS CLAVES: Áreas Marinas Protegidas, algas, blanqueamiento, corales, PNMPF

ABSTRACT

The research goal was to evaluate coral communities in the Punta Frances National Marine Park's dive sites. We surveyed five stations located at the terrace edge of this reef in November, 2014. Corals diversity, species composition, density of corals, sponges and gorgonians and substrate cover by corals, algae and sponges were the ecological indicators evaluated. Health condition was also evaluated but only in the dominant species. We assessed diversity and density by counting

the number of colonies per square meter. Substrate cover was evaluated using linear transect method. Diversity indexes were higher regarding others surveys in the same reef. Coral (15,5 col/m²) and gorgonians (7,9 col/m²) densities were as well higher when comparing with other studies. Coral cover was less than 15% and algae covered the 83% of the substrate. Siderastrea siderea was the species more affected by bleaching, ancient mortality and bioerosion. Fifteen percent of the evaluated colonies had ancient mortality. The comprehensive analyzes of the ecological indicators evaluated show evidences of a favorable health state and preservation of resilience mechanisms even when some negative processes are taking place, such as those related with substrate cover. We didn't find evidences of negative impact related with diving activities in this reef.

KEYWORDS: *Marine protected areas, algae, bleaching, corals, PNMPF*

INTRODUCCIÓN

Los corales hermatípicos constituyen el sustrato fundamental sobre el cual se erigen la mayoría de los grupos biológicos que forman parte de los arrecifes de coral. Esta característica les confiere una importancia adicional dentro del ecosistema y los sitúa como un grupo clave al cual se le debe prestar atención especial (Fabricius, 2005). Se considera, además, que la respuesta de los arrecifes ante los disturbios que comprometen su dinámica y salud, estará limitada, entre otros aspectos, por la capacidad de los corales para enfrentar condiciones adversas (González- Ferrer, 2004).

Las afectaciones en los corales hermatípicos resultan muy variables. El efecto sinérgico de impactos naturales (tormentas, enfermedades, calentamiento global) y antrópicos (degradación de las aguas, sobrepesca, vertimientos de petróleo) en las últimas décadas, ha traído como consecuencia el deterioro acelerado de los arrecifes de

coral (Wilkinson y Souter, 2008; Schutte *et al.*, 2010). Ello se ha manifestado, principalmente, en el aumento de la frecuencia de aparición de enfermedades en los corales, así como su virulencia debido al estrés ambiental (Dalton y Smith, 2006). Los arrecifes de Cuba no están exentos de esto y, en mayor o menor medida, están sufriendo deterioro por causas antrópicas y naturales (De la Guardia y González-Díaz., 2002).

Los arrecifes de coral incluidos en el Parque Nacional Punta Francés, en la Isla de la Juventud, han sido utilizados desde los años 70 con fines turísticos por el Centro Internacional de Buceo del Colony. Este centro de buceo fue uno de los primeros en comenzar a operar en Cuba. En el Parque Nacional Punta Francés (PNPF) se han identificado diferentes formas de uso por parte del hombre que pueden atentar contra la salud del ecosistema (Angulo-Valdés, 2005). De estos, los más conspicuos son el turismo, especialmente el buceo autónomo, la pesca comercial y de subsistencia. Esta última está prohibida, sin embargo, se efectúa ilegalmente dentro de los límites del parque. Del primero de estos usos no se ha encontrado efecto sobre los ecosistemas del área protegida, pero el segundo sí pudiera afectar negativamente a su comunidad marina (Angulo-Valdés *et al.*, 2007; Navarro, 2015).

Las Áreas Marinas Protegidas constituyen uno de los instrumentos de preferencia como práctica de estrategias pasivas de manejo, conservación y recuperación de los recursos marinos (Bohnsack *et al.*, 2001; Green y Donnelly, 2003; Sale, 2008). Los beneficios que de ellas se obtienen pueden ser percibidos a través de la repercusión que tienen en la actividad pesquera y en actividades no extractivas como el ecoturismo. La práctica de actividades turísticas como

el buceo contemplativo constituye una alternativa viable tanto para la conservación de los ecosistemas y recursos naturales, como para la captación de ingresos en las economías locales y nacionales (Figueredo-Martín *et al.*, 2010).

Debido al daño que están sufriendo en nuestra región los arrecifes de coral como consecuencia de impactos tanto antrópicos como naturales, y a la variabilidad temporal y espacial de los mismos, se ha planteado la necesidad de evaluar indicadores ecológicos múltiples que reflejen el estado en el que se encuentran las comunidades de corales y otros grupos bentónicos relevantes. En el caso de los sitios de buceo del PNPF, las últimas evaluaciones del bentos datan de los años 2007 y 2012 (Angulo-Valdés *et al.*, 2007 y Perera, 2012), debido a lo cual se ha considerado necesario, actualizar y ampliar la información que se posee. Para complementar lo anterior, esta investigación se propuso evaluar el estado de las comunidades bentónicas en sitios de buceo del Parque Nacional Marino Punta Francés, Isla de la Juventud.

MATERIALES Y METODOS

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se llevó a cabo durante noviembre de 2014 en el Parque Nacional Marino Punta Francés (21° 63'N; 83° 19'W), ubicado al sur de la región occidental de

Cuba en la Isla de la Juventud. El arrecife de Punta Francés presenta un veril caracterizado por un fondo rocoso con numerosas grietas y oquedades que ocasionalmente forman solapas. La profundidad y la pendiente varían aproximadamente entre 6 y 12 m y 45° y 90°, respectivamente. Se establecieron cinco estaciones de muestreo en el biotopo de veril (B38, B39, BX, B28, B56) coincidiendo con sitios utilizados por la empresa turística MARLIN para el buceo contemplativo (Fig. 1). Los mismos se encuentran a una distancia de entre 200 m y 1,3 km de la línea de costa. Los muestreos se llevaron a cabo mediante buceo autónomo.

El clima del sur de la Isla de la Juventud presenta períodos de abundantes lluvias entre Junio y Septiembre y los vientos son predominantemente del este, razón por la

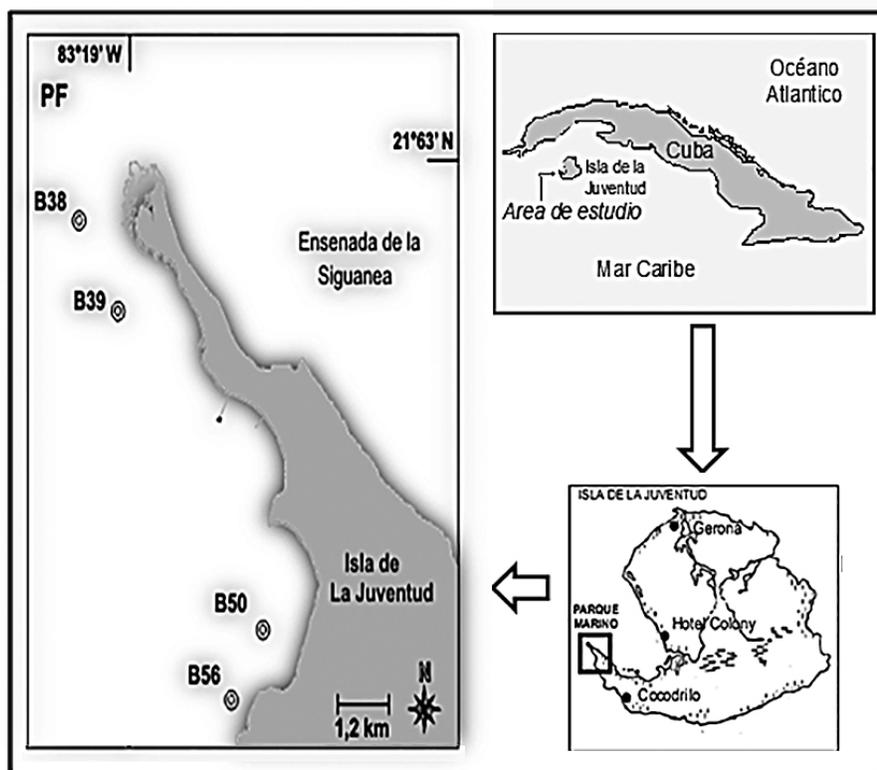


Fig. 1. Ubicación geográfica del arrecife de Punta Francés (Isla de la Juventud) y de las estaciones de muestreo.

cual el arrecife de Punta Francés se encuentra protegido la mayor parte del año. Además, posee escasa influencia de los frentes fríos (Guardia *et al.*, 2004a, b). El arrecife de Punta Francés ostenta la categoría de Parque Nacional (CNAP, 2002) y es considerado desde 1996, por el antiguo Ministerio de la Industria Pesquera, como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección.

MÉTODOS DE MUESTREO

NIVEL DE COMUNIDAD

La identificación de los organismos se realizó *in situ* siguiendo los criterios de Zlatarski y Martínez-Estalella (1980) y González-Ferrer (2004). En el término corales se incluyeron a los ejemplares agrupados en los géneros *Palythoa* y *Millepora*, tal y como ha sido sugerido por Jordan (1988) y Dodge *et al.* (1982). Se empleó el método de conteo de colonias con marco de 1m² que constituyó la unidad de muestreo (Weinberg, 1981; Dodge, 1982). Se colocaron 30 marcos cuadrados por estación. En cada marco se determinó el número de colonias por cada especie de corales, así como el número de esponjas y de gorgonias.

Los indicadores ecológicos seleccionados a nivel de comunidad fueron: el índice de riqueza de especies (S), el índice de equitatividad de Pielou (J), el índice de diversidad de Shannon (H'), densidad por especies, densidad de corales, esponjas y gorgonias y cobertura del sustrato por corales, algas y esponjas.

El porcentaje de cobertura del sustrato se evaluó mediante el empleo del método de transecto lineal (Loya, 1972). Este consiste en definir cuantos centímetros de cada categoría quedan bajo el transecto. La unidad de muestreo fue el transecto de 10 m y se establecieron 15 unidades de muestreo por estación.

NIVEL DE POBLACIÓN (CORALES)

Para llevar a cabo la estimación de los indicadores ecológicos a nivel de población, fueron seleccionadas las especies de mayor abundancia en el arrecife (*Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786), *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), *Porites astreoides* (Lamarck, 1816), *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758) y *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816)). En el análisis espacial entre estaciones se estimaron tres indicadores ecológicos: talla (diámetro mayor medio, altura media y diámetro/altura), composición por clases de tallas y salud de las colonias. Para evaluar los indicadores referidos a las tallas, se midió el diámetro mayor y altura máxima de las colonias presentes en cada uno de los transectos. Las mediciones se llevaron a cabo con una cinta métrica graduada de 150cm sin tomar en cuenta las partes muertas de la colonia.

Para evaluar el estado de salud se tuvieron en cuenta las siguientes afectaciones: mortalidad antigua, mortalidad reciente, blanqueamiento, presencia de organismos bioerosionadores (poliquetos y esponjas) así como de enfermedades activas.

PROCESAMIENTO DE LOS DATOS

ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Se estimaron los índices de diversidad para cada estación y para el arrecife. Como parte de la estimación de los índices de diversidad se utilizó la riqueza de especies (número total de especies observadas, S). Se calculó el grado de uniformidad en la repartición de colonias entre las especies, para lo cual se utilizó el índice de equitatividad (J') de Pielou (1975): $J' = H' / \ln S$. Como índice de diversidad total se utilizó el índice de Shannon (H') (Ludwing y Reynolds, 1988) definido como: $H' = -\sum (N_i/N) \ln$

(N_i/N), donde: N_i =número de colonias en la especie i ; N =número total de colonias.

El cálculo de los índices de diversidad (S , J , H') se realizó con el valor acumulado de organismos por cada estación. Los índices fueron calculados utilizando el programa PRIMER 6.

DENSIDAD Y COBERTURA

La densidad (corales, esponjas y gorgonias) y la cobertura (corales, algas y esponjas) se calcularon para cada grupo de organismos por estaciones. Para el análisis espacial de la densidad de colonias por especies y total, se elaboraron tablas de valores medios (media \pm error estándar) y el porcentaje que representa cada especie del total de colonias para cada estación. Para ello se utilizó el programa Microsoft Office Excel 2007. Además, se construyeron gráficos de densidad media y cobertura para cada grupo de organismos evaluados por estaciones de muestreo utilizando el programa STATISTICA versión 8.0 para WINDOWS.

Para conocer si existían diferencias significativas entre los pares de medias de la densidad y de la cobertura por estaciones, se realizó un análisis de varianza unifactorial. La detección de diferencias entre pares de medias, se realizó mediante la prueba de Student Neuman-Keuls (SNK), con nivel de significación 0,05. Los cálculos de análisis de varianza se ejecutaron con el programa STATISTICA versión 8.0 para WINDOWS.

COMPOSICIÓN POR TALLAS

A los valores de diámetro, altura y diámetro sobre altura se le aplicó la transformación de Log (x) para disminuir el efecto de la distribución asimétrica de los valores, según recomienda Zar (1996), Undewood (1997) y Vermeij y Bak (2000). Los cálculos se

ejecutaron con el programa STATISTICA versión 8.0 para WINDOWS.

Para determinar si existían diferencias significativas entre las medias de las tallas (diámetro medio y altura media), entre las estaciones, se utilizó un ANOVA unifactorial como prueba estadística. La determinación de diferencias entre las medias, para el ANOVA unifactorial se realizó mediante una prueba de Student Neuman-Keuls (SNK), con nivel de significación de 0,05.

Para el análisis de la composición por tallas se confeccionaron histogramas de frecuencia por clases de tallas, tanto para la altura como para el diámetro de cada estación y para el arrecife. Dichos gráficos muestran el diámetro medio y altura media, además del porcentaje que las especies representan del total de colonias en cada estación de muestreo y para el arrecife. Teniendo en cuenta la tasa de crecimiento media de las especies y los criterios de Ruiz-Zárate y Arias-González (2004), Smith *et al.* (2005) y Vermeij (2005), se incluyeron en la categoría de reclutas las colonias que no sobrepasen los 2 cm de diámetro y altura, 3-5 cm juveniles, 6-10cm subadultos y >10 cm adultos.

SALUD

Para el análisis de la salud se elaboraron gráficos de porcentaje de colonias sanas y afectadas. También se realizaron gráficos para las especies más abundantes (*S. sideraea*, *A. agaricites*, *P. astreoides*, *M. al-cicornis* y *S. intersepta*) que muestran el porcentaje de colonias afectadas por cada estación y para el arrecife. Los gráficos se construyeron mediante el programa Microsoft Office Excel 2007.

RESULTADOS

En el área de muestreo se encontraron 35 especies de corales pertenecientes a 2 órdenes,

Tabla 1. Índices de diversidad por estaciones y para el arrecife. N: número de colonias; S: riqueza de especies; J': Equitatividad de Pielou; H': Índice de Shannon.

Estación	N	S	J'	H'(log _e)
B38	439	21	0,76	2,32
B39	511	27	0,66	2,19
BX	378	24	0,72	2,28
B28	717	25	0,66	2,12
B56	287	20	0,75	2,24
Arrecife	2332	35	0,68	2,43

10 familias y 20 géneros. Las especies más abundantes fueron: *S. siderea*, *A. agaricites*, *P. astreoides*, *M. alcicornis* y *S. intersepta*

ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Al analizar la diversidad (Tabla 1) se encontró que el índice de diversidad de Shannon (H) fue mayor en B38 (2,32) y menor en B28 (2,12), mientras que para el arrecife fue de 2,43; el índice de equitatividad de Pielou (J) fue superior en B56 (0,75) e inferior en B28 (0,66) y para el arrecife fue de 0,68; mientras que la riqueza de especies (S) fue mayor en B39 (27 especies) y menor en B56 (20 especies).

COMPOSICIÓN POR ESPECIES

S. siderea fue la especie de abundancia relativa superior en las cinco estaciones. En la estación B39 alcanzó el porcentaje superior (35,8%) y en B56 el inferior (7,32%), mientras que para el arrecife fue de 25,6%. *A. agaricites* presentó una abundancia relativa superior en BX (27,5%) e inferior en B38 (12,1%), y para el arrecife fue de 20,3%. La abundancia de *P. astreoides* osciló entre B28 (17,2%) y B56 (5,57%) y para el arrecife (11,7%). La especie *M. alcicornis* presentó valores menores del 10% en todas las estaciones menos en B56 (31,0%).

S. intersepta mostró abundancias relativas por debajo de 7% en todos los sitios exceptuando B39 (8,81%).

DENSIDAD DE CORALES, ESPONJAS Y GORGONIAS

La densidad de corales arrojó diferencias significativas entre las estaciones ($F_{(4;145)}=39,6$; $p<0,00$) (Fig. 2A). La prueba de SNK mostró a B28 (23,9 colonias/m²) y a B39 (17,0 colonias/m²) como las estaciones con los valores superiores. Las estaciones B38 y BX no presentaron diferencias significativas entre ellas (14,6 y 12,6 colonias/m², respectivamente). El valor de densidad más bajo lo alcanzó B56 con 9,56 colonias/m². La densidad media de corales para el arrecife fue de 15,6 colonias/m².

La densidad de esponjas mostró diferencias significativas entre estaciones ($F_{(4;145)}=15,8$; $p<0,00$) (Fig. 2B). El SNK distinguió dos grupos: B56 con densidad superior (8,13 colonias/m²) y B28, B39, BX y B38 (5,97; 4,83; 4,33 y 3,83 colonias/m², respectivamente) sin diferencias significativas entre ellos, siendo en B38 donde se encontró la densidad más baja. En el arrecife se encontró una densidad media de esponjas de 5,42 colonias/m².

La densidad de gorgonias presentó diferencias significativas ($F_{(4;145)}=4,41$; $p<0,00$) entre estaciones (Fig. 2C). Las estaciones B38, B39, BX y B28 no presentaron diferencias significativas entre sí, pero sí con B56. La densidad superior se encontró en B28 (9,07 colonias/m²), mientras que la inferior se halló en B56 con 5,97 colonias/m². Para el arrecife se obtuvo una densidad media de gorgonias de 7,91 colonias/m².

COBERTURA DEL SUSTRATO (CORALES, ALGAS Y ESPONJAS)

La cobertura del sustrato por corales mostró diferencias significativas entre las

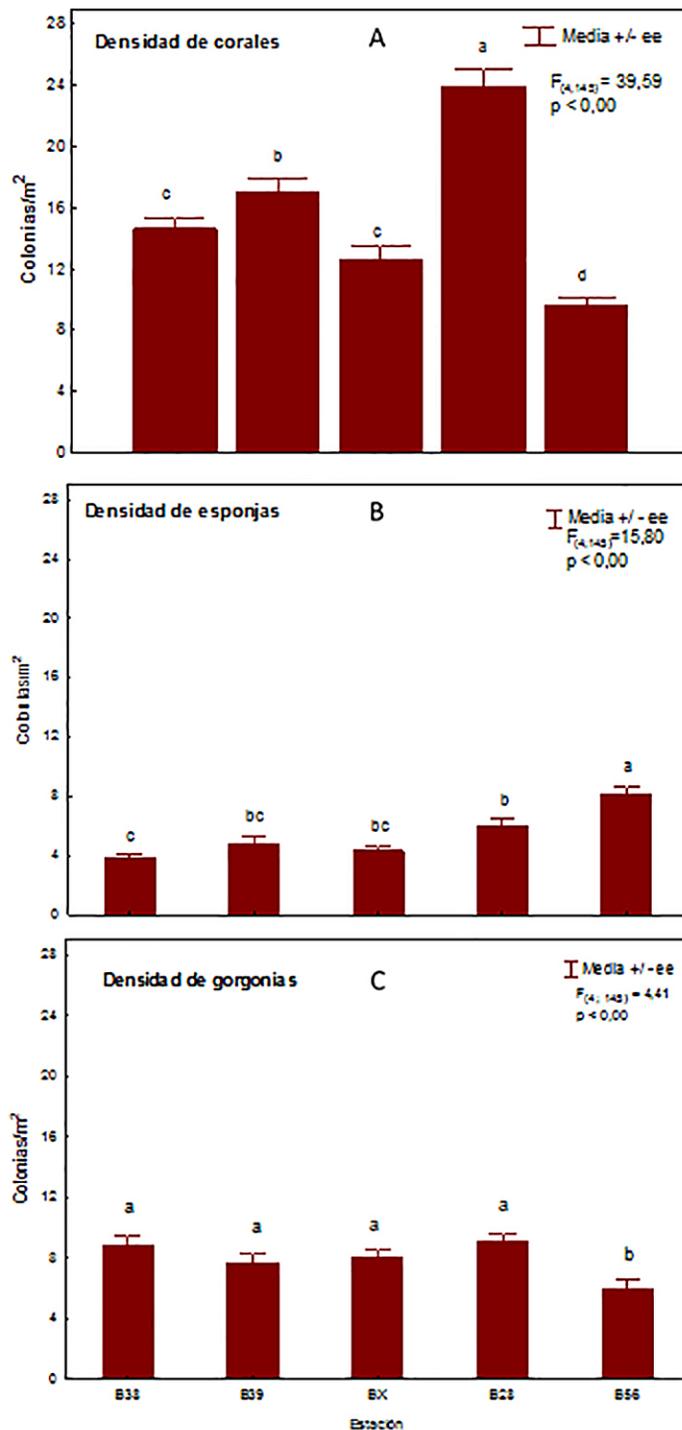


Fig. 2. Variaciones de la densidad (\pm error estándar) de corales (A), esponjas (B) y gorgonias (C) por estaciones. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad. Letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba SNK.

estaciones ($F_{(3;586)}=10,4$; $p<0,00$) (Fig. 3A). A partir del resultado del SNK se distinguen dos grupos de estaciones: B39 con la cobertura superior de corales (14,6%), y B28, B38 y BX con los valores inferiores (10,8%; 8,93% y 7,13%, respectivamente). Para el arrecife la cobertura del sustrato por corales fue de 10,4%.

Para la cobertura de algas, se encontraron diferencias significativas entre las estaciones B38 con B39 y BX con B28 ($F_{(3;586)}=12,4$; $p<0,00$) (Fig. 3B). Los valores superiores se encuentran en las estaciones de BX (88,3%), B38 (85,4%) y B28 (81,7%). El valor inferior lo alcanzó B39 (78,3%). Para el arrecife se encontró una cobertura media de algas de 83,5%.

La cobertura por esponjas presentó diferencias significativas según los valores de F y p ($F_{(3;586)}=3,97$; $p<0,00$) (Fig. 3C). El valor superior lo presentó B39 (4,27%) y el valor inferior B38 (1,53%). La cobertura por esponjas para el arrecife fue de 2,75%.

Indicadores de tallas en los corales

Para los corales evaluados en el arrecife, el diámetro mayor medio fue de 15,6 cm, la altura media 7,1 cm y diámetro/altura 3,0 cm. El diámetro medio ($F_{(3;516)}=4,29$; $p<0,00$) presentó diferencias significativas entre las estaciones (Fig. 4). Los valores superiores de diámetro medio se encontraron en las estaciones B39 (18,3 cm) y B28 (16,2 cm), mientras que los inferiores en B38 (14,2 cm) y BX (13,7 cm).

La altura media ($F_{(3;516)}=3,00$; $p<0,03$) de los corales presentó

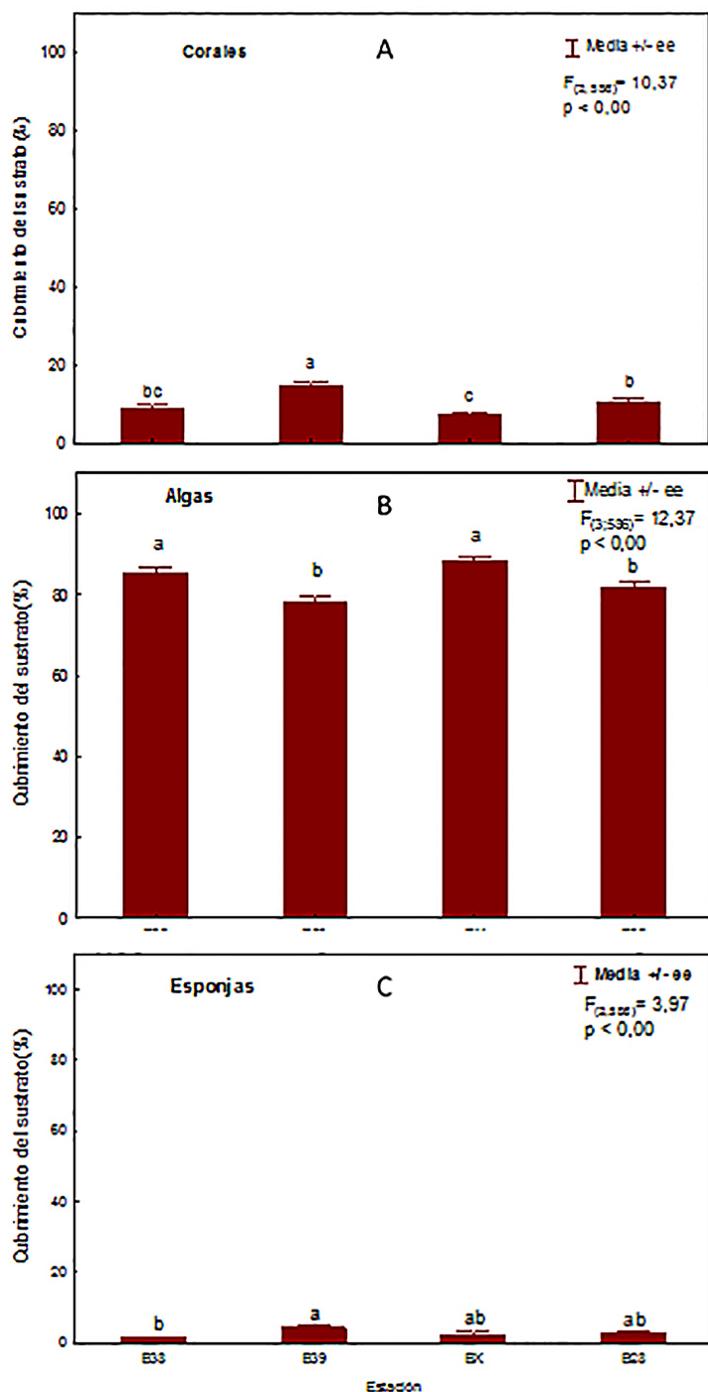


Fig. 3. Variaciones en el cubrimiento del sustrato (\pm error estándar) por corales (A), algas (B) y esponjas (C). F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad. Letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba SNK.

diferencias significativas entre las estaciones evaluadas (Fig. 5). Las estaciones B39 y B28 presentaron valores superiores a los 7 cm, mientras que en BX y B38 los valores estuvieron entre 6 y 7 cm. Teniendo en cuenta los resultados del SNK, la altura se distingue en tres grupos: B39 (8,00 cm); B28 (7,28 cm); B38 y BX (6,48 y 6,57 cm respectivamente).

Para el indicador diámetro/altura ($F_{(3;516)}=1,91$; $p<0,12$), no se encontraron diferencias significativas entre estaciones (Fig. 6). Para el diámetro/altura se obtuvo que en todas las estaciones las colonias fueron más anchas que altas. Las estaciones B38, B39 y B28 alcanzaron los mayores valores (alrededor de los 3 cm), mientras BX fue la de menor valor (2,68 cm).

COMPOSICIÓN POR TALLAS

Para el arrecife se encontró la siguiente distribución por clases de tallas de corales (con respecto al diámetro): reclutas: 6%; juveniles: 17%; subadultos: 24% y adultos: 53% (Fig. 7). Con respecto a la altura se encontró la siguiente distribución por clases de tallas de corales: reclutas y juveniles: 31%; subadultos: 18% y adultos: 20% (Fig. 8).

El diámetro (Tabla 2) para la clase recluta (0-2) obtuvo el valor mayor en B38 (10% del total de colonias) y el menor en B39 (3% del total de colonias). Para los juveniles (3-5) y subadultos (6-10) los valores superiores se encontraron en B38 y BX (25% y 27%, respectivamente) presentando B39 y B38 un 9 y 20%

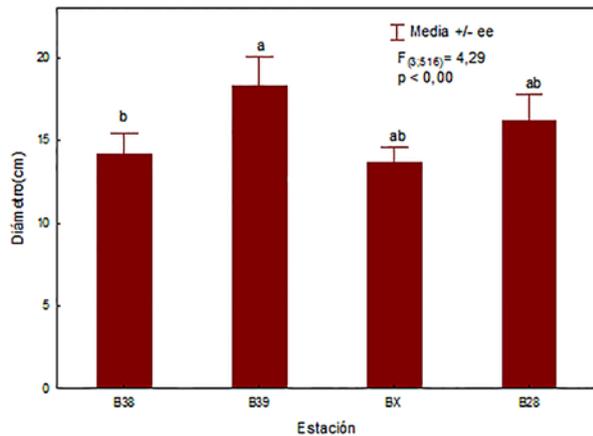


Fig. 4. Diámetro medio de las colonias de corales para las estaciones. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad.

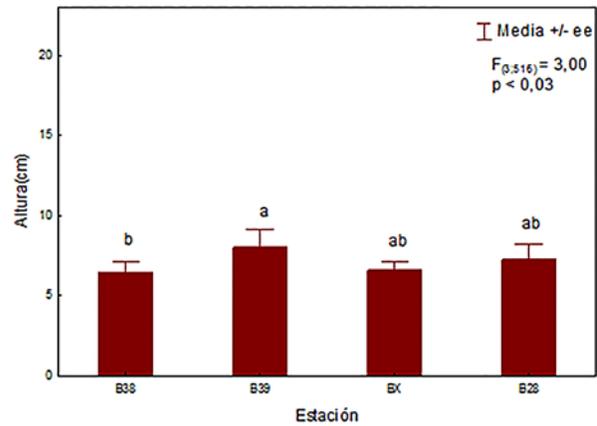


Fig. 5. Altura media de las colonias de corales para las estaciones. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad.

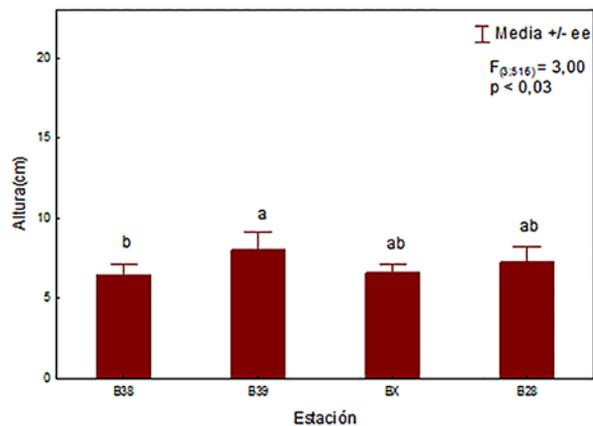


Fig. 6. Diámetro/altura de las colonias de corales para las estaciones. F y p: valores del ANOVA de efectos aleatorios, el valor entre paréntesis indica los grados de libertad.

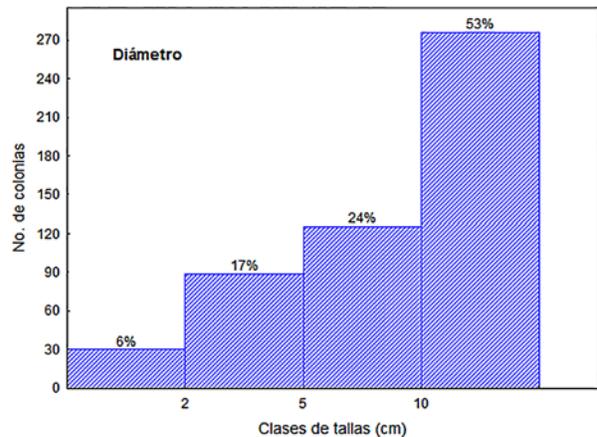


Fig. 7. Número de colonias y porcentaje de corales por clase de talla (diámetro) (0-2, 3-5, 6-10 y 10) para el arrecife.

del total de colonias como los valores inferiores, respectivamente. En el caso de los

adultos (> 10), el mayor B39 (62% del total de colonias) y el menor valor fue el de B38 (45% del total de colonias).

Tabla 2. Número de colonias (N) por clase de diámetro y porcentaje que representa del total de colonias evaluadas para cada estación y para el arrecife.

Sitios	B38		B39		BX		B28		Arrecife	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Clases de tallas (cm)										
0-2	13	10	5	3	12	6	5	4	30	6
3-5	32	25	10	9	25	16	20	18	90	17
6-10	28	20	34	26	35	27	30	23	130	24
>10	58	45	80	62	70	51	72	55	275	53

La altura (Tabla 3) para la clase recluta (0-2) presentó los valores mayores en B38 y B28 (42 y 32% del total de colonias respectivamente). Para los juveniles (3-5) el mayor valor que se encontró fue en B39 (39% del total de colonias) y el menor en B38 (25%

Tabla 3. Número de colonias (N) por clase de altura y porcentaje que representa del total de colonias medidas para cada estación y para el arrecife.

Sitios	B38		B39		BX		B28		Arrecife	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Clases de tallas (cm)										
0-2	55	42	28	22	35	28	41	32	170	31
3-5	33	25	51	39	40	31	38	29	170	31
6-10	16	12	30	23	25	18	24	18	100	18
>10	28	21	22	16	30	22	26	21	110	20

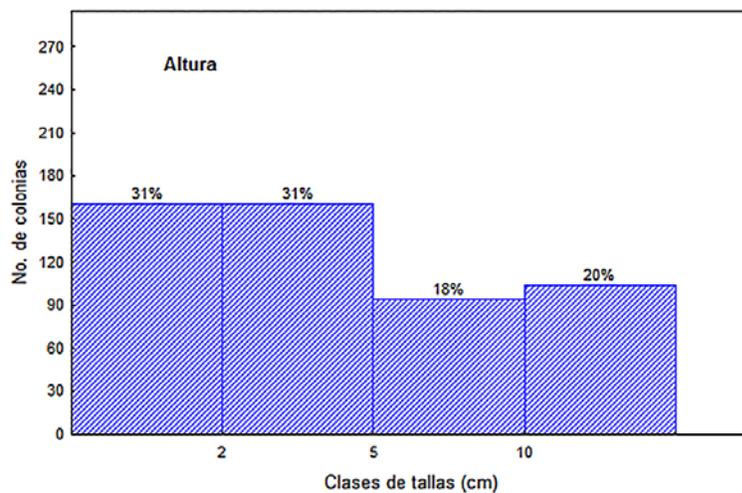


Fig. 8. Número de colonias y porcentaje de corales por clase de talla (altura) (0-2, 3-5, 6-10 y 10) para el arrecife.

del total de colonias). En los subadultos (6-10) el mayor valor que se encontró fue en B39 (23% del total de colonias) y el menor en B38 (12% del total de colonias). Para los adultos (> 10) se encontró en BX el valor mayor (22% del total de colonias) y B39 el valor menor (16% del total de colonias).

SALUD

En el área se encontraron en total cinco afectaciones y una enfermedad activa. De las colonias evaluadas, el 47% presentó alguna afectación (Fig. 9). Las afectaciones

encontradas fueron: blanqueamiento, mortalidad antigua, mortalidad reciente y bioerosión (debido a la presencia de poliquetos y esponjas). La enfermedad activa encontrada fue la mancha negra. De todas las afectaciones detectadas, el blanqueamiento (28%), la mortalidad antigua (17%) y la bioerosión por esponjas (3%) fueron las más representativas y estuvieron presentes en todas las estaciones (Fig. 9). La enfermedad activa mancha negra solo fue identificada en dos estaciones (B39 y B28) con el 1%. El resto de las afectaciones (mortalidad reciente y bioerosión por poliquetos) presentaron porcentajes inferiores al 2%.

El sitio con mayor porcentaje de afectación de las colonias fue BX (51%) mientras que el de menor afectación fue B38 (41%) (Fig. 9). La estación más afectada por blanqueamiento fue B38 (30 % de las colonias), seguido de BX con afectaciones del 28% de las colonias. La estación B39 y B28 fueron las menos afectadas por blanqueamiento 27%. La mortalidad antigua tuvo su mayor representación en la estación BX (20% de las colonias) (Fig. 9). El resto de las estaciones mostró valores similares para esta afectación siendo B38 (9%) el menos impactado por la misma. La bioerosión por esponjas alcanzó su mayor valor en la estación B39 (5%) (Fig. 9), mientras que la estación menos afectada por esta fue B38 (1%). La bioerosión por poliquetos mostró valores similares entre todas las estaciones y por debajo del 2%.

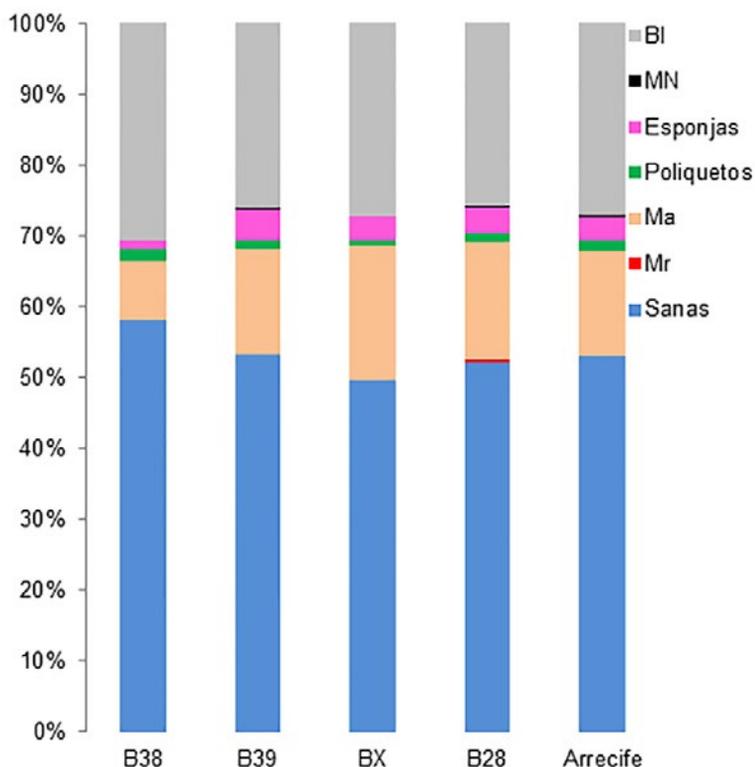


Fig. 9. Porcentaje de colonias de corales sanas y afectadas por mortalidad reciente (Mr), mortalidad antigua (Ma), blanqueamiento (BI) y la enfermedad mancha negra (MN) en las estaciones seleccionadas y para el arrecife.

El análisis de salud para las especies más abundantes (*S. siderea*, *A. agaricites*, *P. astreoides*, *M. alcornis* y *S. intersepta*), mostró que el blanqueamiento y la mortalidad antigua fueron predominantes en todas las estaciones (Fig. 10). Estas afectaciones tuvieron una representatividad de más del 50% (entre ambas); estando presente el blanqueamiento en el 35% del arrecife mientras la mortalidad antigua representó un 20% de este.

La enfermedad mancha negra solo se encontró en las estaciones B39 y B28 donde afectó al 1% del total de colonias de estas estaciones, fundamentalmente en las especies *S. siderea* y *S. intersepta* (Fig. 10). La mortalidad antigua estuvo presente en todas las especies y sitios excepto *S.*

intersepta en B39 y *M. alcornis* en todos los sitios. Esta última especie fue la única que no presentó afectaciones por bioerosión. La especie más afectada por blanqueamiento, mortalidad antigua y bioerosión fue *S. siderea* en todos los sitios y para el arrecife. La especie *P. astreoides* fue la única afectada por mortalidad reciente *A. agaricites* fue una de las especies menos afectadas por bioerosión.

DISCUSIÓN

ÍNDICE DE DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN POR ESPECIES

El arrecife de Punta Francés presenta elevada diversidad de especies y hábitats (Guardia *et al.*, 2004a, b). Guardia *et al.* (2004b) para el biotopo de veril encontraron resultados superiores

para el índice de Shannon, similares para la equitatividad de Pielou e inferiores para la riqueza de especies y el número de colonias. En arrecifes frontales de Jardines de la Reina, Pina-Amargós *et al.* (2008) encontraron valores superiores para la equitatividad de Pielou e inferiores al índice de Shannon y riqueza de especies. Estos autores coinciden además con Guardia *et al.* (2004b) con respecto a la elevada diversidad de ambos arrecifes. Sin embargo, los resultados obtenidos en la presente investigación fueron inferiores a los encontrados por Guardia y González-Díaz (2002) en Punta del Este. Esto pudiera deberse a que Punta del Este es un arrecife más alejado de cualquier efecto antrópico y recibe más directamente la

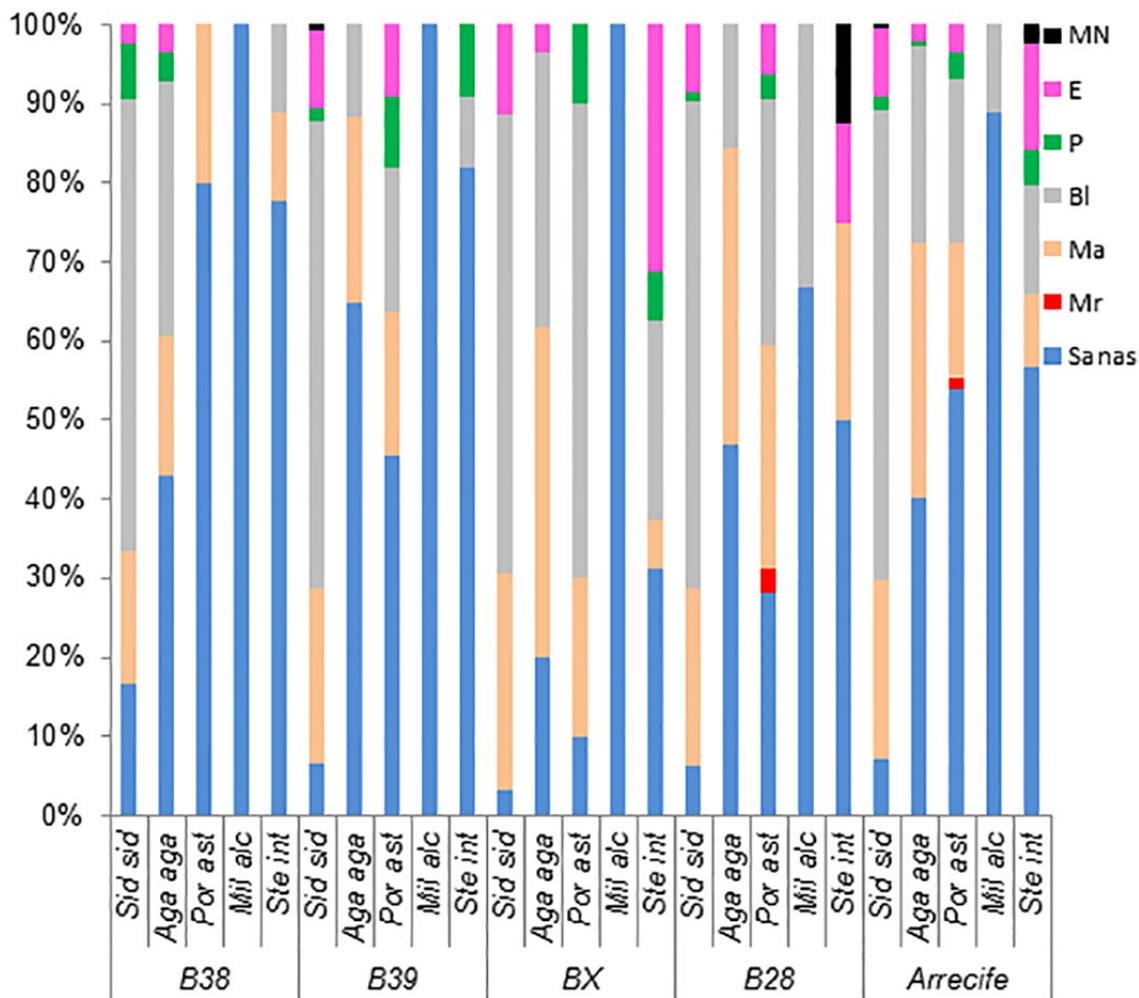


Fig. 10. Porcentaje de colonias con afectaciones y enfermedades activas más representativas sobre las especies más abundantes en cada una de las estaciones seleccionadas y arrecife. Mr: mortalidad reciente, Ma: mortalidad antigua, Bl: blanqueamiento, E: esponjas, P: poliquetos, MN: mancha negra, Por ast: Porites astreoides, Sid sid: Siderastrea siderea, Aga aga: Agaricia agaricites, Mil alc: Millepora alcicornis, Ste int: Stephanocoenia intersepta.

influencia del intercambio entre la plataforma y el mar abierto.

Guardia *et al.* (2006) encontraron en arrecifes de Cayo Levisa índices de diversidad superiores pero riqueza de especies (22) y número de colonias (1457) inferiores a los encontrados en la presente investigación. González-Ferrer *et al.* (2007) encontraron resultados superiores a los de la investigación realizada para el índice de Shannon, similares para la equitatividad

de Pielou y riqueza de especies e inferior para el número de colonias. Estos autores sugieren que existe abundancia elevada de corales en arrecifes de María la Gorda. González-Díaz (2010) para la región noroccidental de Cuba encontró valores similares a los de este trabajo para la diversidad. Ello pudiera sugerir que en el arrecife de Punta Francés las condiciones para el desarrollo de los corales continúan siendo favorables.

La composición por especies es similar a la encontrada por Guardia *et al.* (2004b) para el biotopo veril. Los géneros dominantes (*Siderastrea*, *Agaricia* y *Porites*) coinciden en los dos trabajos conformando casi el 50% del total de colonias para el arrecife. Williams *et al.* (2015) para arrecifes saludables del Caribe encontró *A. agaricites* como una de las especies más abundantes. Guardia y González-Díaz (2002) en arrecifes de Cayo Largo encontraron a los géneros *Siderastrea*, *Porites*, *Agaricia* y *Millepora* como los más abundantes. Especies abundantes en esta investigación coinciden con algunas identificadas por Pina-Amargós *et al.* (2008) para Jardines de la Reina (*S. siderea*, *Agaricia* spp, *Siderastrea radians* (Pallas, 1766), *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) y *Orbicella faveolata* (Ellis y Solander, 1786). Lirman y Fong (2007) en los Cayos de la Florida, encontraron a las especies *S. siderea* y *P. astreoides*, en el 95% de los sitios, coincidiendo con los resultados de esta investigación. Las especies *S. siderea*, *Agaricia agaricites* y *P. astreoides* fueron reportadas por Guardia *et al.* (2006) en arrecifes de Cayo Levisa y por González-Ferrer *et al.* (2007) para arrecifes de María la Gorda como las más abundantes. El hecho de que en arrecifes considerados como en buen estado, se haya encontrado una composición por especies de corales similar a la de esta investigación, indica que en el arrecife de Punta Francés continúan existiendo condiciones propicias para el establecimiento y crecimiento de estas especies.

DENSIDAD E INDICADORES DE TALLAS

Guardia *et al.* (2004a) encontraron para el mismo biotopo y arrecife valores de densidad de corales (6,4 colonias/m²) superiores a los de la presente investigación, sin

embargo, los indicadores de tallas (menor de 20 cm de diámetro) coinciden. En la investigación realizada se encontró que las tallas medias no son grandes debido a los porcentajes elevados de juveniles y reclutas. Además, predominan las especies masivas lo cual es señal de que existe suficiente luz y que en el arrecife predominan condiciones de estabilidad (González-Díaz, 2010). Guardia y González-Díaz (2002) en arrecifes de Cayo Largo obtuvieron valores de densidad de corales inferiores (3,8 colonias/m²) a los de esta investigación. Sin embargo, Pina-Amargós *et al.* (2008) reportaron valores superiores de densidad (18,5 colonias/m²) e indicadores de tallas (18,9cm de diámetro medio) en Jardines de la Reina si se compara con los valores encontrados para el arrecife de Punta Francés en la presente investigación.

Guardia *et al.* (2006) para arrecifes de Cayo Levisa encontraron valores similares de densidad pero superiores de diámetro (28,5 cm), comparado con los de la presente investigación. Caballero *et al.* (2016) reportaron que el diámetro medio de las colonias de coral para arrecifes del Golfo de Calzones es 12,1 cm, lo cual es inferior a lo encontrado en la presente investigación.

La densidad de esponjas para el arrecife investigado es superior (5,4 colonias/m²) a la encontrada por Guardia *et al.* (2004a) para este mismo biotopo y arrecife (4,1 colonias/m²). Guardia y González-Díaz (2002) en arrecifes de Cayo Largo (1,7 colonias/m²) y Guardia *et al.* (2006) para arrecifes de Cayo Levisa (4,13 colonias/m²) reportaron valores inferiores a los encontrados en esta investigación. La tendencia mostrada por las esponjas de incrementar su densidad pudiera ser por algún proceso de eutrofización natural que contribuya a

que tengan más alimento (González-Díaz, 2010).

La densidad de gorgonias presentó valores superiores (7,9 colonias/m²) a los reportados por Guardia y González-Díaz (2002) en arrecifes de Cayo Largo (3,5 colonias/m²). Guardia *et al.* (2004a) para este mismo biotopo y arrecife encontraron resultados similares. La densidad de gorgonias (9,45 colonias/m²) reportada por Guardia *et al.* (2006) para arrecifes de Cayo Levisa es superior a lo encontrado en la presente investigación. En general, existe una densidad superior de gorgonias en el arrecife. Esto muestra quizás, que no han sido tan afectados recientemente por eventos meteorológicos intensos, como los ciclones y nortes. Según datos del Instituto de Meteorología (2011), durante la última década, el PNMPF fue afectado solo por cuatro huracanes y hasta la fecha no ha sido azotado por ningún otro.

COBERTURA Y COMPOSICIÓN POR TALLAS

Jackson *et al.* (2014) encontraron que la cobertura de coral para el trópico del Atlántico Occidental es de 14,5% considerándolo bajo debido a las variaciones que existen entre las regiones. Sin embargo, este resultado es superior a lo encontrado en la presente investigación (10,4%). Guardia y González-Díaz (2002) para arrecifes de Cayo Largo del Sur (18,1%) y Punta del Este (37,1%) obtuvieron valores de cobertura de coral superiores a los de la investigación realizada. Pina-Amargós *et al.* (2008) para arrecifes frontales de Jardines de la Reina y Guardia *et al.* (2004a) para el mismo biotopo y arrecife encontraron valores de cobertura de coral por debajo del 20%, pero superior a los de la investigación realizada. En la presente investigación la cobertura de coral es

menor a lo encontrado por Perera (2012) para este mismo arrecife (22,4%) y superior para arrecifes de Los Colorados (7%) y de La Habana (3,3%). Caballero *et al.* (2016) encontraron altos valores (23%) para la cobertura coralina en los arrecifes del Golfo de Calzones. Para Cuba, una cobertura de corales entre 15-20% se considera promedio de arrecifes en buen estado de conservación (Guardia *et al.*, 2004). Los sitios del sur del PNMPF tienen mayor cobertura de coral que los del norte debido a que en el sur la influencia oceánica es mayor (Angulo-Valdés *et al.*, 2007). Teniendo en cuenta que en la presente investigación no se cumplió el planteamiento anterior, y la importancia que se le concede a este indicador en las evaluaciones de arrecifes de coral, se considera necesario llevar a cabo un seguimiento semestral de este indicador.

Bozec *et al.* (2014) reportan que se ha perdido alrededor del 50% de la cobertura de coral en profundidades entre 5-15m en los arrecifes suroeste de Cozumel. Perera-Valderrama *et al.* (2016) encontraron para arrecifes en Cancún valores de cobertura superior al 30%. Otros estudios realizados por McField *et al.* (2005) y Eakin *et al.* (2010) sugieren que las tormentas (huracanes con categoría mínima 3) son las principales responsables de las variaciones de la cobertura de coral por décadas.

Ramos-Scharrón *et al.* (2015) encontraron que los arrecifes de Río Fajardo en Puerto Rico presentan un dramático declive en la cobertura de coral. En 1978 era de un 31%, mientras en el 2010, era de 4%. La disminución en la cobertura coralina en este arrecife puertorriqueño se ha atribuido a la expansión de la agricultura, la deforestación y el incremento de la población y urbanización. En el caso del arrecife del

PNMPPF no existen estos agentes estresantes actuando sobre el arrecife.

La cobertura por algas para arrecifes del Caribe en profundidades similares a la de esta investigación es de 19,2% (Jackson *et al.*, 2014). Guardia *et al.* (2004a) para el mismo biotopo y arrecife encontraron valores de cobertura de algas cerca del 30%. Los resultados obtenidos en la presente investigación son superiores a lo encontrado por Guardia y González-Díaz (2002) para arrecifes de Cayo Largo del Sur (79,3%) y Punta del Este (32,6%). En arrecifes de Cayo Levisa Guardia *et al.* (2006) encontraron que la cobertura de algas varió entre un 30-40% muy por debajo a lo encontrado en la presente investigación. Angulo-Valdés *et al.* (2007) para el mismo arrecife coincide con lo encontrado por Guardia *et al.* (2004a).

En la investigación realizada la cobertura de algas es mayor (84%) a lo encontrado por Perera (2012) para este mismo arrecife (47%); sin embargo, inferior a lo encontrado por el mismo autor en arrecifes de Los Colorados (92%) y similar para arrecifes de La Habana. La cobertura elevada de las algas produce el declive de los arrecifes. Debido a que los corales y las macroalgas tienen interacciones competitivas fuertes, los autores anteriores plantean que la alta biomasa de macroalgas explica (en parte) la baja densidad de corales.

Bruno (2014) reportó que en el 2006 el 10% de los arrecifes del Caribe y el 1% del Indo-Pacífico tenían más del 50% de cobertura por algas. Para arrecifes de los Cayo de la Florida Toth *et al.* (2014) reportan una cobertura de algas de un 89,4%. Burkepile y Hay (2009) reportan que en arrecifes del Caribe la cobertura de algas dominantes es de un 30-40%, la de corales es 6-8%, mientras que las esponjas ocupan

5-7%. Al incrementar la herbivoría se reduce la cobertura, biomasa y diversidad de algas. Lo anterior facilita la supervivencia y crecimiento de corales.

Angulo-Valdés (2007) reportó poca presencia de peces en el arrecife de Punta Francés, lo que quizás explique la alta cobertura de algas. Navarro (2015) también plantea que existe una baja abundancia o ausencia de especies de peces de gran talla y que el estado de conservación de los mismos no es favorable. Además, Burkepile *et al.* (2013) sugieren que la carga de nutrientes que generan los peces puede facilitar el crecimiento de corales. Cuando la cobertura de coral es elevada, menos sustrato queda disponible para la colonización por algas. Lo anterior proporciona un control de herbívoros y una alta dominancia de corales. Jackson *et al.* (2014) plantean que la salud de los arrecifes de coral depende del equilibrio ecológico entre corales y algas, en el cual la herbivoría juega un papel clave. Los mismos autores sugieren que los arrecifes con escasez de peces son incapaces de recuperarse frente a los deterioros ocasionados por tormentas y huracanes.

Según Graham y Nash (2013); los arrecifes del Caribe han sufrido una disminución en la cobertura de coral vivo de un 31% a un 3%; mientras que la cobertura de macroalgas había aumentado de un 3% a un 43%. También en relación a esto, Jackson *et al.* (2014) reportan un cambio persistente en todo el Caribe con respecto a la tendencia opuesta en la cobertura de corales y macroalgas.

Para arrecifes de los Cayo de la Florida Toth *et al.* (2014) reportan una cobertura de esponjas de un 3,5% la cual es alta con respecto a lo encontrado en la investigación realizada. Caballero *et al.* (2009) encontraron valores de cobertura de esponjas

inferiores al 6%, por lo que los autores suponen que los arrecifes de esta zona se encuentran en su estado natural donde predominan los corales. El fondo presenta un relieve marcado que favorece el desarrollo de las esponjas. En la investigación realizada la cobertura por esponjas presentó valores significativamente bajos, lo cual puede ser reflejo de la no existencia de procesos de eutrofización y sí de condiciones oligotróficas en sus aguas. Los porcentajes de cobertura de esponjas obtenidos por Perera (2012) para este mismo arrecife (5,4%) y para el de La Habana (7,0%) son superiores a lo encontrado en la investigación realizada. Sin embargo, inferior a lo encontrado por el mismo autor en Los Colorados (1,6%). Loh *et al.* (2015) encontraron, en arrecifes saludables, que la cobertura de esponjas fue escasa.

Lirman y Fong (2007) han encontrado que tasas de crecimiento lentas pudieran evitar que las colonias de corales alcancen tallas grandes, disminuyendo el intervalo de tallas de las colonias. Los porcentajes de reclutas observados en PNMPF demuestran que en los últimos años han existido condiciones que favorecen el asentamiento y supervivencia de las larvas de coral. Es probable que uno de los factores que esté favoreciendo el reclutamiento de las especies en Punta Francés sea la presencia de colonias masivas. Buglass *et al.* (2016) encontraron en Islas de Tobago baja densidad de juveniles que sugiere que los arrecifes experimentan limitado recubrimiento. González-Díaz (2010) obtuvo en arrecifes de Los Colorados que los indicadores referidos a la composición por tallas mostraron predominancia de juveniles y adultos tempranos. Ello indica asimetría positiva en sus distribuciones de tallas. Además destaca que se encuentran representadas todas las clases de tallas.

SALUD

El blanqueamiento y la enfermedad mancha negra incidieron en la salud de los corales, tanto en las estaciones de muestreo como en todo el arrecife. Los valores de blanqueamiento en la presente investigación, son superiores a los encontrados por Angulo-Valdés *et al.* (2007) (20%) para el mismo arrecife. No obstante, el periodo de muestreo comprendido en el trabajo de Angulo-Valdés *et al.* (2007) fue de Enero (mes en el cual las colonias de coral ya han comenzado a recuperarse del blanqueamiento provocado durante el verano anterior) a Junio (mes en que inicia el verano y momento en el cual las colonias de coral comienzan a blanquearse). Sin embargo, en la presente investigación el muestreo se realizó en el mes de noviembre; que si bien ya no es verano, la capacidad calórica del mar mantiene aún temperaturas elevadas del mismo, coincidiendo esto con el clímax en el proceso de blanqueamiento del coral asociado a la temperatura. Angulo-Valdés (2005) planteó: “Los porcentajes superiores de blanqueamiento observados en Punta Francés podrían ser el resultado de procesos de mezcla con masas de aguas provenientes del Golfo de México y del mar Caribe. Esto pudiera deberse a la cercanía de estos arrecifes al borde de la plataforma insular, lo que favorece la presencia entre el 70-80% de transparencia en Punta Francés”. Lo anterior sugiere que la alta incidencia de colonias con blanqueamiento puede ser el resultado de un aumento de estrés por temperatura. También, Guardia *et al.* (2004b) encontraron durante el mes de Marzo en el mismo arrecife, porcentajes de colonias blanqueadas (9,2%) para el biotopo veril inferiores a los de la investigación realizada.

González-Díaz (2010) en arrecifes de la región noroccidental de Cuba y Guardia *et*

al. (2004b) en arrecifes de Punta Francés encontraron a la especie *S. siderea* como la más afectada por blanqueamiento en el biotopo veril. Este resultado coincide con la investigación realizada. El daño por blanqueamiento (50% del total de colonias contadas) encontrado en arrecifes de Cayo Levisa por Guardia *et al.* (2006) entre Junio y Octubre de 2003 es casi el doble que lo encontrado en esta investigación. Ellos plantearon que la severidad de este evento de blanqueamiento sugería la existencia de susceptibilidad en la comunidad de corales. Esto manifiesta que el blanqueamiento debido al estrés térmico puede ser potenciado por otros agentes estresantes actuando sinérgicamente.

Borger y Steiner (2005) citan estudios que revelan la presencia de la enfermedad mancha negra en todo el Caribe. Además, el número de enfermedades activas identificadas (una) fue inferior al descrito para el Caribe (18) y al reportado para el parque el PNMPF (banda negra, plaga blanca y manchas negras) por de la Guardia *et al.* (2004b). Randall *et al.* (2014) reportaron que localidades del Caribe (México, Panamá e Islas Vírgenes Estados Unidos) con frecuentes anomalías térmicas tienen un alto riesgo de ocurrencia de blanqueamiento. En cambio, presentan menos riesgos de manchas negras que localidades con poca frecuencia de estrés térmico. Los autores anteriores encontraron los mismos géneros de corales con manchas negras, que en la investigación realizada (*Siderastrea* y *Stephanocoenia*). La baja frecuencia de aparición de manchas negras en *S. siderea* (1%), pudieran explicarse debido a la alta frecuencia de alelos resistentes a manchas negras o a ambientes estresados en esta especie (Randall *et al.*, 2014).

La incidencia baja de colonias con mortalidad reciente observada en la presente

investigación coincide con lo encontrado por investigaciones realizadas en varios arrecifes de Cuba (Caballero *et al.*, 2009; González-Ferrer *et al.*, 2007; Guardia *et al.*, 2004b; Guardia *et al.*, 2006b).

Los resultados obtenidos con relación a la mortalidad antigua son similares a los encontrados para arrecifes de otras regiones. Hernández-Fernández *et al.* (2008) para arrecifes de la costa norte de Ciego de Ávila, reportaron daños a la superficie de las colonias para el biotopo de veril entre 15% y 30%. En arrecifes del PNMPF, Guardia *et al.* (2004b), reportan valores de afectación por mortalidad antigua de 41% y que las especies del género *Orbicella* fueron las más afectadas. Los autores plantean que la alta incidencia de mortalidad antigua observada es reflejo de sucesos acontecidos en épocas pasadas. Ello sugiere que el arrecife está perdiendo paulatinamente parte de sus corales. Los resultados del estudio realizado no coinciden con lo reportado en la investigación anteriormente citada.

Hernández-Ballesteros *et al.* (2013) encontraron en los arrecifes del Sur de México que la bioerosión más representativa era la de esponjas afectando principalmente a las especies *P. astreoides* y *O. annularis*. Esto coincide con la investigación realizada ya que *P. astreoides*, se considera una de la más abundante del estudio. El factor que determina que las esponjas sean las más dañinas es el extenso sistema de cavidades y túneles que crean en el esqueleto del coral y que lo perfora internamente (Hernández-Ballesteros *et al.*, 2013). Las esponjas comienzan cavando en la periferia de las partes muertas de los corales sanos. En contraste a esta conducta, los poliquetos solo remueven un pequeño volumen del esqueleto de coral (Hernández-Ballesteros *et al.*, 2013).

CONCLUSIONES

La diversidad y estructura de la comunidad de corales refleja resultados positivos y un elevado desarrollo de la misma en el arrecife del Parque Marino Nacional Punta Francés. La elevada densidad de corales y gorgonias junto con baja densidad de esponjas, refleja un ambiente estable y sin evidencias de eutrofización. Sin embargo, la cobertura baja de coral y elevada de algas se considera un indicador negativo y preocupante en la salud del arrecife. Ello pareciera indicar que la baja densidad de organismos herbívoros está incidiendo directamente en el equilibrio corales-algas y que estos resultados no se deben a un proceso de eutrofización natural o antrópica. El análisis de indicadores complementarios de las tallas sugiere resultados favorables en los procesos demográficos que están teniendo lugar en el arrecife. A la vez, la presencia de especies de corales masivos contribuye a que el arrecife sea más resistente al paso de los huracanes. El que las clases de tallas predominantes fueran reclutas y juveniles indica que existen condiciones favorables para el asentamiento y supervivencia de las larvas de coral, a pesar de existir un sustrato dominado por algas. A pesar de que el blanqueamiento y la mortalidad antigua se encontraron como las afectaciones fundamentales, el análisis integrado de la salud, muestra que el arrecife se encuentra en mejor estado que otros de Cuba y el Caribe. La especie más sensible a estas afectaciones fue *S. siderea*, lo cual coincide con lo encontrado en otros arrecifes del país y la región. El análisis integral de los indicadores ecológicos evaluados, indica que el arrecife se encuentra en un estado de salud favorable y que conserva mecanismos de resiliencia aun cuando están teniendo lugar procesos negativos como los relacionados con la cobertura del sustrato. En dicho

arrecife, no se encontraron evidencias de impactos relacionados con la actividad del buceo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de esta publicación agradecen de manera especial a la tripulación del barco Felipe Poey.

REFERENCIAS

- ANGULO-VALDÉS, J. A. (2005). *Effectiveness of a Cuban Marine Protected Area in meeting multiple management objectives* (PhD Thesis). Dalhousie University, Halifax, Novo Scotia. 111-142.
- ANGULO-VALDÉS, J. A., BORREGO, R., BORREGO, R. y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. (2007). Effects of tourism activities on coral reef communities in the Punta Frances National Marine Park, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2), 159-175.
- BO, M., BAVA, S., CANESE, S., ANGIOLILLO, M., CATTANEO-VIETTI, R. y BAVESTRELLO, G. (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biol Conserv.* 171, 67-176.
- BOHNSACK, J., GELL, F., HAWKINS, J. y GOODRIDGE, R. (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294, 1920-1923.
- BORGER, J.L. y STEINER, S.C.C. (2005). The spatial and temporal dynamics of coral diseases in Dominica, West Indies. *Bull. Mar. Sci.*, 77, 137-154.
- BOZEC, Y-M. y MUMBY, P. (2014). Synergistic impacts of global warming on the resilience of coral reefs. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 370.
- BOZEC, Y-M., ALVAREZ-FILIP, L. y MUMBY, P. (2014). The dynamics of architectural complexity on coral reefs under climate change. *Biol. Sci.*, 1-44.

- BRUNO, J. F. (2014). How do coral reefs recover? *Science*, 345, 879.
- BURKEPILE, D. E. y HAY, M. E. (2009). Nutrient vs. Herbivore control of Macroalgal community development and coral growth on a Caribbean reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 389, 71-84.
- BURKEPILE, D. E., ALLGEIER, J., SHANTZ, A., PRITCHARD, C., LEMOINE, N., BHATTI, L. y LAYMAN, C. (2013). El estudio identificó que la sobrepesca es un factor determinante en el declive de los arrecifes del Caribe. Por lo que un control efectivo tendría un efecto positivo en la salud de los arrecifes de manera inmediata así como en el futuro. *Sci Rep.* 3, 1-8.
- CABALLERO, H., ALCOLADO, P. y SEMIDEY, A. (2009). Condición de los arrecifes de coral frente a costas con asentamientos humanos y aportes terrígenos: el caso del litoral Habanero, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 1, 49-72.
- CABALLERO, H., ALCOLADO, P., REY-VILLIERS, N., PERERA-VALDERRAMA, S. y GONZÁLEZ, J. (2016). Coral communities condition in varying wave exposure: the gulf of Cazones, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 64 (1), 95-109.
- DALTON, S. y SMITH, S. (2006). Coral disease dynamics at a subtropical location, Solitary Islands Marine Park, eastern Australia. *Coral Reefs*. 25, 37-45.
- DE LA GUARDIA, E. y GONZÁLEZ-DÍAZ, S. P. (2002). Comunidad bentónica en arrecifes coralinos en Punta del Esta y Cayo Largo, Archipiélago de los Canarreos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 23(3), 185-194.
- DE LA GUARDIA, E., ANGULO, J., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., AGUILAR, C. y GONZÁLEZ-DÍAZ, P. (2004a). Biodiversidad en la zona de buceo del Parque Nacional de Punta Francés, Isla de la Juventud, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 90-102.
- DE LA GUARDIA, E., GONZÁLEZ-DÍAZ, P. y CASTELLANOS, S. (2004b). Estructura de la comunidad de grupos bentónicos sésiles en la zona de Buceo de Punta Francés, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 81-90.
- DE LA GUARDIA, E., GONZÁLEZ-DÍAZ, P., VALDIVIA, A. y GONZÁLEZ, O. (2006). Estructura y salud de la comunidad de corales en arrecifes de la zona de buceo de Cayo Levisa, Archipiélago de los Colorados, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 5(2), 103-111.
- DODGE, R. E., LOGAN, A. y ANTONIUS, A. (1982). Quantitative reef assessment studies in Bermuda: A comparison of Methods and Preliminary Results. *Bull. Mar. Sci.*, 32 (3), 745-760.
- EAKIN, C. M., MORGAN, J. y HERON, S. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *PLoS ONE*, 5.
- FABRICIUS, K.E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 125-146.
- FIGUEREDO-MARTÍN, T., PINA-AMARGÓS, F., ANGULO-VALDÉS, J. y GÓMEZ-FERNÁNDEZ, R. (2010). Buceo contemplativo en Jardines de la Reina: Caracterización y percepción sobre el estado de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.*, 31(1), 23-32.
- GONZÁLEZ-DÍAZ, S. P. (2010). *Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba* (Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas).
- GONZÁLEZ-FERRER, S. (2004). *Corales pétreos jardines sumergidos de Cuba*. Editorial Academia, La Habana, Cuba.
- GONZÁLEZ-FERRER, S., CANTELAR, K., PINA, F., JIMÉNEZ, A., ESPINOSA, J., HERNÁNDEZ, M. y HERNÁNDEZ, J. (2007). Estado de los ecosistemas marinos y costeros,

- y algunas características ambientales y tendencias. En: P. M. Alcolado, E. García y M. Arellano-Acosta (eds.), *Ecosistema Sabana-Camagüey. Estado de actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (pp. 8-50). Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. CUB/98/G32; CUB/99/G81. Editorial Academia.
- GONZÁLEZ-SANSÓN, G., ANGULO-VALDÉS, J., BORREGO, R., YERO, G., IZQUIERDO, J., DE LA GUARDIA, E., AGUILAR, C. y BORREGO, R. (2002). Investigación orientada al establecimiento de un plan de manejo en el parque marino de Punta Francés, Cuba. En: *Balance entre población y recursos: Investigación Interdisciplinaria y Manejo de Areas Costeras en el Gran Caribe* (pp.165-188), Ed. IDRC / CFU-IOI-LAVAL- 1ª Ed. Heredia – EFUNA.
- GRAHAM, A. J. y NASH, K. (2013). The importance of structural complexity in coral ecosystems. *Coral Reefs.*, 32, 315-326.
- GREEN, E. y DONNELLY, R. (2003). Recreational SCUBA diving in Caribbean marine protected areas: do the users pay? *AMBIO*, 32(2), 140-144.
- HERNÁNDEZ-BALLESTEROS, L. M., ELIZALDE-RENDÓN, E. M., CARBALLO, J. L. y CARRICART-GANIVET, J. P. (2013). Sponge bioerosion on reef-building corals: dependent on the environment or on skeletal density? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 441, 23-27.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., RODRÍGUEZ, L., MONTICONE, K. y DE LA GUARDIA, E. (2008). Incidencias del buceo recreativo sobre los arrecifes coralinos en Cayo Coco, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(3), 205-212.
- HOEGH-GULDBERG, O., EAKIN, C., HODGSON, G., SALE, P. y VERON, J. (2015). ISRS Consensus Statement on Climate Change and Coral Bleaching.
- JACKSON, J. B., DONOVAN, M., CRAMER, K. y LAM, W. (2014). *Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Switzerland: Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland.
- JORDAN, E. (1988). Arrecifes profundos de la isla de Cozumel, México. *An. Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Auton. Mexico*, 15(2), 195-208.
- LIRMAN, D. y FONG, P. (2007). Is proximity to land-based sources of coral stressors an appropriate measure of risk to coral reef? An example from the Florida Reef Tract. *Mar. Poll. Bull.* 54, 779-791.
- LOYA, Y. (1972). Community structure and species diversity of hermatypic coral at Eliot, Red Sea. *Mar. Biol.*, 13(2), 100-123.
- MCFIELD, M., BOOD, N., FONSECA, A., ARRIVILLAGA, A., FRANQUESA-RINOS, A. y LORETO, R. (2005). Status of the Mesoamerican Reef after the 2005 coral bleaching event. En: C. Wilkinson y D. Souter (eds.), *Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005* (pp. 45-60).
- NAVARRO, Z. M. (2015). *Ictiofauna arrecifal de Punta Francés, Cuba: Estructura y estado de conservación en el período 2011-2014*. (Tesis presentada en opción al título académico de máster en Biología Marina y Acuicultura con mención en Ecología Marina).
- PERERA, O (2012). *Variaciones espaciales y temporales en el reclutamiento y la salud de corales hermatípicos en arrecifes de la región occidental de Cuba* (Tesis de Maestría en biología Marina y Acuicultura). Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana.
- PERERA-VALDERRAMA, S., HERNÁNDEZ-ARANA, H., RUIZ-ZÁRATE, M., ALCOLADO, P., CABALLERO-ARAGÓN, H., GONZÁLEZ-CANO, J., VEGA-ZEPEDA, A. y COBIÁN-ROJAS,

- D. (2016). Condition assessment of coral reefs of two marine protected areas under different regimes of use in the north-western Caribbean. *Ocean & Coastal Management*. 127, 16-25.
- PINA-AMARGÓS, F., HERNÁNDEZ, L., CLERO, L. y GONZÁLEZ, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(3), 225-237.
- RAMOS-SCHARRÓN, C. E., TORRES-PULLIZA, D. y HERNÁNDEZ-DELGADO, E. (2015). Watershed-and island wide-scale land cover changes in Puerto Rico (1930s-2004) and their potential effects on coral reef ecosystems. *Sci of the Total Env.*, 506-507, 241–251.
- RANDALL, C., JORDAN-GARZA, A., MULLER, E. y VAN WOESIK, R. (2014). Relationships between the history of thermal stress and the relative risk of diseases of Caribbean corals. *Ecology*. 95(7), 1981-1994.
- RUIZ-ZÁRATE y ARIAS-GONZÁLEZ (2004). Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). Ecological Editor Peter Sale. *Coral Reefs*. 23, 584-594.
- SALE, P. F. (2008). Management of coral reefs: where we have gone wrong and what we can do about it. *Mar. Poll. Bull.*, 56, 805-809.
- SCHUTTE, W., SELIG, E. y BRUNO, J. (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 402, 115-122.
- SMITH, L.D., DEVLIN, M., HAYNES, D. y GILMOUR, J. (2005). A demographic approach to monitoring the health of coral reefs. *Mar. Poll. Bull.* 51, 399-407.
- TOTH, L., SMITH, S., ARONSON, R., VAN WOESIK, R., OGDEN, J., MURDOCH, T. y PRECHT, W. (2014). Do no-take reserves benefit Florida's corals? 14 years of change and stasis in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Coral Reefs*, 33, 565-577.
- VERMEIJ, M. J. (2005). Substrate composition and adult distribution determine recruitments patterns in a Caribbean brooding coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295, 123-133.
- VERMEIJ, M. y BAK, R. (2000). Inferring demographic processes from population size structure in corals. Proceedings 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia. 1, 589-593.
- WEINBERG, S. (1981). A comparison of coral reef survey methods. *Bijdragen tot de Dierkunde*. 51(2), 199-218.
- WILKINSON, C. y SOUTER, D. (2008). Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. En Wilkinson, C. y Souter, D. (eds.), *Status of Caribbean coral reefs after bleaching. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre*. Townsville, Australia.
- ZAR, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. Third edition.
- ZLATARSKI, V. y MARTÍNEZ-ESTALELLA, N. (1980). *Los escleractinios de Cuba y datos de los organismos acompañantes* (en Ruso). Edit. Academia de Ciencias de Bulgaria.