

ARTÍCULO ORIGINAL

SALUD DE LAS COMUNIDADES DE CORALES EN ARRECIFES DE JARDINES DE LA REINA - GOLFO DE ANA MARÍA, REGIÓN SUR-CENTRAL DE CUBA

Health of the coral's communities on reefs from Jardines de la Reina - golfo de Ana María, south-central region of Cuba

Víctor Manuel Ferrer Rodríguez^{1*}, Silvia Patricia González-Díaz¹, Leslie Hernández Fernández², Daria Siciliano³, Fernando Bretos³, Amy Appril⁴, Konrad Hugues⁴, Alyson Santoro⁵

¹ Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba

² Centro de Investigación de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba

³ Cuba Marine Research & Conservation, The Ocean Foundation

⁴ Woods Hole Oceanographic Institution

⁵ Horn Point Laboratory, University of Maryland

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

Recibido: 28.4.16

Aceptado: 7.9.16

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue evaluar el estado de salud de los arrecifes de coral en un sector del Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) y del golfo de Ana María (GAM). Para ello se establecieron cuatro estaciones dentro del PNJR y dos en GAM en febrero del año 2015. Los biotopos seleccionados fueron veril y cabezos. Los indicadores ecológicos seleccionados para evaluar la salud del arrecife fueron: salud de corales, densidad de corales y de las especies más abundantes, cubrimiento de corales, algas y esponjas. Para evaluar la salud y la densidad de los corales se empleó el método transecto de banda de 10 m de largo por 1 m de ancho, y para el cubrimiento se utilizó el transecto de 10 m lineales. Se colocaron 10 unidades de muestreo por estación. La salud de los corales se afectó fundamentalmente por el blanqueamiento (17,7% de colonias blanqueadas). Las especies más sensibles al mismo fueron *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758). La enfermedad mancha amarilla afectó a la especie *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786). La mortalidad antigua afectó mayormente a las especies *O. annularis* y *Orbicella faveolata* (Ellis y Solander, 1786). La densidad de corales varió entre 35,2 colonias/10 m² y 92,2 colonias/10 m². *Porites astreoides* (Lamarck, 1816) fue la especie con densidad superior. El cubrimiento de coral varió entre 9% y 55%. Los resultados permiten concluir que aunque los arrecifes evaluados no son invulnerables a los impactos globales, los indicadores ecológicos relacionados con la salud, la densidad y el cubrimiento de corales muestra resultados más favorables que los obtenidos para otros arrecifes de Cuba y el Caribe.

PALABRAS CLAVES: Áreas Marinas Protegidas, blanqueamiento, corales, archipiélago Jardines de la Reina, salud de corales y arrecifes.

ABSTRACT

The research goal was to evaluate the health reef in a sector of the National Park Jardines de la Reina (PNJR) and the Golfo de Ana María

(GAM). Four stations were established in to the PNJR and two in GAM on February of 2015. The selected biotopes were terrace border and coral patch. The selected ecologic indicators to evaluate the reef's health were: coral health, coral density and the most abundant species, as well as coral, algal and sponge cover. To evaluate the health and density was used the belt transect method with 10 m long for 1 m of wide, and for the cover it was used the 10 m long lineal transect. Ten sample units for stations were placed. Coral health was affected mainly by bleaching (17.7% of bleached colonies). The most affected due to the blanching were *Siderastrea sidereal* (Ellis y Solander, 1786) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758). Yellow blotch disease affected to *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786). Old mortality mainly affected to *O. annularis* y *O. faveolata* (Ellis y Solander, 1786). Coral density varied between 35.2 colonies/10 m² and 92.2 colonies/10 m². *Porites astreoides* (Lamarck, 1816) was the specie that showed highest density. Live coral cover varied between 9% and 55%. The results permit conclude that even though the Marine Protected Areas aren't invulnerable to global impacts, the ecological indicators evaluated and related with health, density and coral cover shows better results than for others Cuban and Caribbean reefs.

KEY WORDS: Marine Protected Areas, bleaching, corals, Jardines de la Reina Archipelago, corals and reefs health.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral se encuentran entre los ecosistemas marinos de mayor importancia ecológica, económica y estética. Ellos soportan alrededor del 25% del total de la biodiversidad de los océanos (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). En la actualidad, las playas y el buceo en arrecifes de coral están entre los servicios que tienen un gran valor intrínseco y soportan la industria del turismo. Por otro lado, estos ecosistemas poseen gran importancia como barrera que protege las áreas costeras del daño

que provocan el oleaje y las tormentas. Sin embargo, algunos de estos servicios se han visto comprometidos ya que la barrera natural frecuentemente es modificada o eliminada (Carpenter *et al.*, 2009). La extensiva pérdida de los arrecifes de coral tiene, además, graves implicaciones ecológicas (e.g. Wilson *et al.*, 2006; Pratchett *et al.*, 2011). Estos ecosistemas son frecuentemente utilizados como sitio de cría o refugio por especies comercialmente importantes en sus primeros estadios de desarrollo, y que luego son capturadas en otras áreas (Carpenter *et al.*, 2009). No obstante estos beneficios, los arrecifes de coral están siendo dañados y amenazados tanto por el cambio climático global como por factores antrópicos (Halpern *et al.*, 2008; Pandolfi *et al.*, 2011).

Estudios ecológicos han mostrado que las afectaciones a los arrecifes de coral por estrés incluyen, entre otras, enfermedades, sobrepesca y una combinación de polución y contaminación producto del desarrollo costero (Hughes, 1994; Harvell *et al.*, 1999). Las enfermedades en corales han aumentado en número en los últimos años (Harvell, 2007). Se han identificado 18 enfermedades en corales (Bourne *et al.*, 2009), pero solo unas pocas de ellas han sido atribuidas a un agente causal en particular (e.g. Ben-Haim *et al.*, 2003; Luna *et al.*, 2007).

Los corales también están siendo afectados por sucesivos eventos de blanqueamiento. En la década pasada, el blanqueamiento inducido por el clima, ha causado incrementos en la mortalidad de corales, contribuyendo grandemente a la degradación global de los arrecifes (e.g. Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Hoegh-Guldberg, 2010). Además, los eventos de blanqueamiento están aumentando su

frecuencia y severidad (Wilkinson, 1999; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010), lo cual ha mostrado que no es un proceso fundamentalmente natural (Veron, 1986; Rosenberg y Ben-Haim, 2002). Desde 1980, el blanqueamiento de coral causado por inusuales aumentos de la temperatura del mar, ha tenido un efecto devastador a nivel mundial (Baker *et al.*, 2008). Este proceso ha sido reportado en casi todas las regiones donde se encuentran arrecifes de coral, siendo especialmente vulnerables los de las regiones tropicales y subtropicales (*op. cit.*).

Los corales de los arrecifes caribeños también están siendo dañados por enfermedades y blanqueamiento. Alrededor del 66% de los daños sobre corales por enfermedades en el mundo ocurren dentro de esta región, a pesar de que solo soporta el 8% de los arrecifes de coral del mundo (Green y Bruckner, 2000). Del total de enfermedades descritas, 9 son exclusivas del Caribe (González-Díaz *et al.*, 2012). Además, en la cuenca del Caribe durante las décadas de 1980 y 1990 los blanqueamientos anuales aumentaron logarítmicamente con temperaturas superficiales del mar anómalas (McWilliams *et al.*, 2005). También el fenómeno de El Niño-Oscilaciones del Sur, correspondiente a los años 1997 y 1998, elevó la temperatura del mar causando blanqueamiento en los corales de todo el mundo. Las lagunas arrecifales de Belice fueron particularmente afectadas, siendo la primera vez que una población de corales en el Caribe colapsaba completamente a causa del blanqueamiento (Aronson *et al.*, 2002).

Ante los impactos referidos anteriormente, las áreas marinas protegidas se han convertido en uno de los instrumentos de preferencia como práctica de estrategias

pasivas de manejo, conservación y recuperación de los recursos marinos (*e.g.* Roberts *et al.*, 2000). 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 dentro de áreas protegidas, 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).

Cuba cuenta con la mayor de las reservas marinas protegidas del Caribe (Appeldoorn y Lindeman, 2003). Se trata del archipiélago Jardines de la Reina, con una extensión de 135 km y que incluye 661 cayuelos. Para la misma se declararon desde 1996, alrededor de 950 km² como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Pesquería (ZBREUP) según resolución ministerial de la Industria Pesquera 562/96 (Plan de Manejo del Parque Nacional Jardines de la Reina 2012-2016). Jardines de la Reina se encuentra ubicado en el extremo sur del golfo de Ana María.

En la actualidad, aún se carece de suficiente información respecto a los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina y el golfo de Ana María. El hecho de que exista un vacío de conocimiento ecológico en cuanto a las características de los ecosistemas de arrecifes de coral en ambas áreas de la región sur-central de Cuba, constituye en sí mismo un incentivo para la investigación del área (González-Díaz *et al.*, 2012). Debido a lo anterior, el objetivo de la investigación fue evaluar el estado de salud de los arrecifes de coral en un sector ambas áreas.

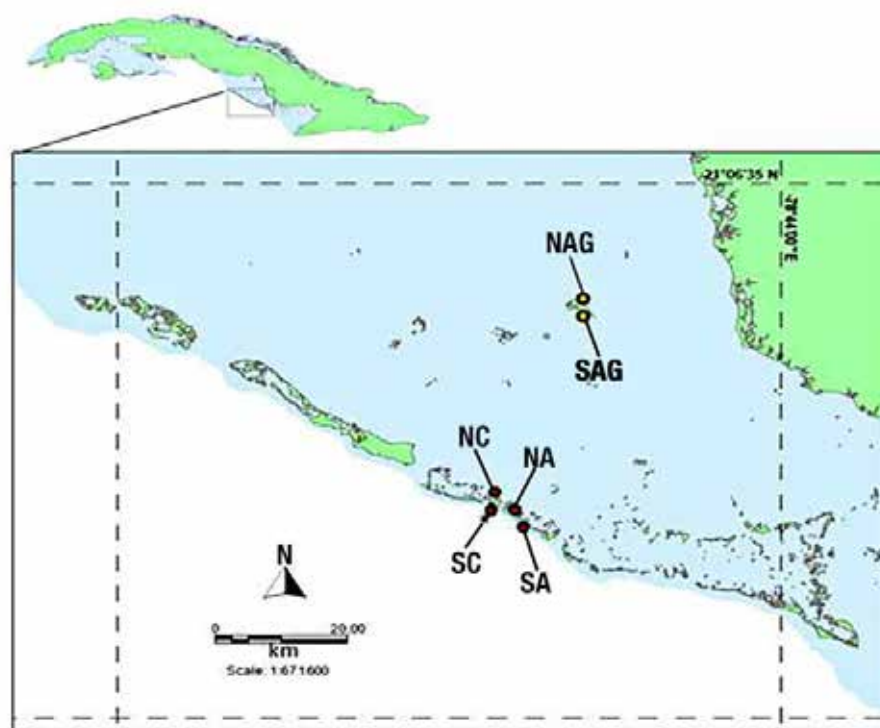


Fig. 1. Representación del área de estudio. Los puntos rojos y amarillos indican las estaciones de muestreo establecidas en Jardines de la Reina y el golfo de Ana María, respectivamente.

MATERIALES Y METODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se llevó a cabo en arrecifes de archipiélago Jardines de la Reina y el golfo de Ana María, región sur-central de Cuba en febrero de 2015 (Fig. 1). De las estaciones establecidas por el proyecto “Biodiversidad y conservación de tres golfos de Cuba con base en el estudio de procesos ecológicos y genéticos”, fueron seleccionadas 6 para la presente investigación. Las estaciones corresponden a tres cayos: Caballones, Anclitas y Algodón Grande. Los dos primeros pertenecen al archipiélago Jardines de la Reina y el tercero al golfo de Ana María. Estos cayos fueron seleccionados sobre la base de investigaciones previas (González-Díaz *et al.*, en elaboración) que los han reportado como los de

mayor diversidad y cubrimiento de coral en la zona. En cada cayo se ubicó una estación por el norte y otra por el sur. Las de Jardines de la Reina fueron: Norte de Anclitas (NA), Sur de Anclitas (SA), Norte de Caballones (NC) y Sur de Caballones (SC). Las del golfo de Ana María fueron: Norte de Algodón Grande (NAG) y Sur de Algodón Grande (SAG).

Para llevar a cabo la investigación se seleccionaron dos biotopos: veril y cabezos. El primero se extiende generalmente a una profundidad entre 8 m y 15 m y el segundo es un

mosaico de parches de corales intercalados con arena a una profundidad de entre 2 m y 5 m. Debido a ello fue necesario el empleo del equipo de buceo autónomo. Tanto las coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo, como sus características principales, se muestran en la Tabla 1.

Como unidad de muestreo se estableció el transecto de banda de 10 m de largo por 1 m de ancho (modificación del transecto lineal de Loya, 1972). Se colocaron 10 transectos por estación, de manera que se evaluaron 100 m² en cada una de ellas. Tomando como referencia trabajos anteriores en el área, se determinó que 10 transectos por sitio sería el número adecuado de unidades de muestreos para lograr representatividad en la muestra. En cada transecto se identificaron *in situ* todas las

Estación	Latitud N	Longitud W	Características fundamentales
Sur de Anclitas (SA)	20°46'28.3"	78°54'54.6"	Explanada rocosa que termina en un veril con una pendiente de aproximadamente 90°. Hacia el sur se observa una arenazo con cabezos bien desarrollados. Varias colonias de <i>Dendrogyra cylindrus</i> (Ehrenberg, 1834) de más de 1,5 m de altura. Elevada abundancia de peces.
Norte de Anclitas (NA)	20°50'67.5"	78°54'75.5"	Profundidad media de 5 m. Biotopo de cabezos con diámetros de corales de hasta 2 m. Sustrato cubierto principalmente por algas, pero con un elevado desarrollo de los corales. Visibilidad baja y arena muy fina.
Sur de Caballones (SC)	20°49'37.6"	78°58'42.9"	Explanada rocosa que a partir de los 9 m muestra un veril que termina en 15 m. A esa profundidad se observa un arenazo con algunos cabezos. Alta diversidad de organismos.
Norte de Caballones (NC)	20°52'51.9"	78°58'18.8"	Estación con una elevada cantidad de sedimentos suspendidos y poca visibilidad. Son frecuentes los cabezos de poco desarrollo.
Sur de Algodón Grande (SAG)	21°05'29'94"	78°43'21.18"	Biotopo de cabezos bien desarrollados y de diámetro entre 2 m y 4 m. Entre los cabezos se observa un pastizal.
Norte de Algodón Grande (NAG)	21°06'34.92"	78°43'21.18"	Biotopo de cabezos rodeados de arena y pastizal a una profundidad máxima de 3 m. Los cabezos espaciados entre sí.

especies de corales teniendo en cuenta la clasificación de los mismos según los criterios de Zlatarski y Martínez-Estalella (1980) y González-Ferrer (2004). En cada colonia presente en el transepto de banda se determinó el estado de salud de los corales. Para ello se establecieron las siguientes categorías:

- Afectaciones: Blanqueamiento (bl); mortalidad antigua (ma), mortalidad reciente (mr), sedimentación (sed), fragmentación (frag) y organismos bioerosionadores (bioe): presencia de poliquetos y/o esponjas perforando a las colonias.

- Enfermedades activas: banda negra (bn), banda blanca (bb), mancha amarilla (malla), mancha negra (mn), mancha blanca (mb), neoplasias (np).

Para cada categoría se estimó el porcentaje de la superficie de la colonia que se encontró afectada. En el caso de la bioerosión y de la fragmentación solo se determinó presencia o ausencia de las mismas.

Se evaluó la cobertura del sustrato. Para el mismo, la unidad de muestreo fue el transepto lineal de 10 m. Se colocaron 10 unidades de muestreo por estación. Las categorías establecidas fueron: algas, esponjas, arena y coral vivo. Para esta evaluación se definieron los centímetros de cada categoría que quedaron bajo el transepto.

Para el análisis de la salud del arrecife (teniendo en cuenta las categorías referidas anteriormente) se elaboraron gráficos de porcentaje de colonias sanas y afectadas en general, así como de las afectaciones y enfermedades activas sobre las especies más abundantes. Se elaboraron, además, gráficos de porcentajes de colonias por intervalos de afectación (1% - 25%, 26% - 50%, 51% - 75% y 76% -100%) para las afectaciones más representativas de cada categoría. También se graficó el comportamiento por estación, de las afectaciones y enfermedades activas más representativas sobre las especies más abundantes. Los gráficos se

elaboraron con el programa Excel 2010 de Microsoft Office.

Se determinó la densidad de corales por estación, así como la densidad poblacional de las especies más abundantes. Para conocer si existían diferencias significativas entre sitios para la densidad de corales, de las especies más representativas y la cobertura (algas, esponjas, arena y coral vivo) se aplicó un análisis de varianza unifactorial (ANVA). En todas las pruebas se empleó un nivel de significación igual a 0.05. En todos los casos donde se presentan valores estimados, la probabilidad asociada es el error estándar de los mismos. Las premisas para el ANVA fueron verificadas siguiendo los criterios de Zar (1996), Underwood (1997) y Quinn y Keough (2002). No fue necesario aplicar transformación ya que los datos cumplieron con la normalidad y homogeneidad de varianza. En todos los casos se realizó una prueba de Student-Newman-Keuls (SNK) con el objetivo de verificar entre qué pares de medias

se encontraban las diferencias. El procesamiento de los datos se efectuó mediante el programa STATISTICA 6.0.

RESULTADOS

SALUD DE LOS CORALES

En el área se encontraron seis tipos de afectaciones y de enfermedades activas, representando estas últimas 33,3% de las enfermedades descritas para el Caribe. Las afectaciones encontradas fueron: blanqueamiento, mortalidad antigua, mortalidad reciente, sedimentación, bioerosión y fragmentación. Las enfermedades activas fueron: mancha blanca, mancha amarilla, banda amarilla, banda negra, plaga blanca y mancha negra. De todas las afectaciones detectadas, el blanqueamiento, la mortalidad antigua y la bioerosión fueron las más representativas (17,74%, 14,31% y 2,65% de las colonias, respectivamente), estando presentes, tanto en las estaciones del golfo de Ana María como en el archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 2). La sedimentación solo fue detectada en las estaciones del golfo de Ana María. Entre las enfermedades activas, la más representativa fue la mancha amarilla, a pesar de que solo fue identificada en la estación SAG (Fig. 2). El resto de las afectaciones y enfermedades activas presentaron porcentajes inferiores a 2%.

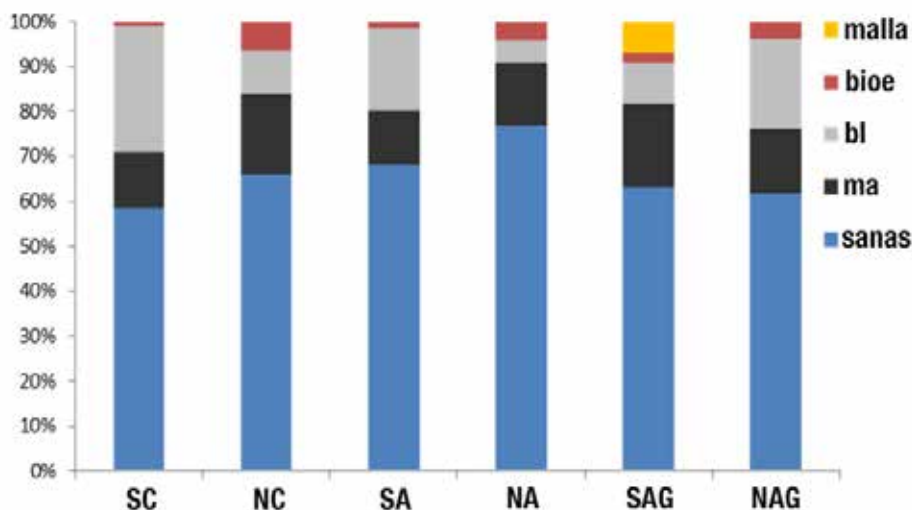


Fig. 2. Porcentaje de las afectaciones y enfermedades activas más representativas sobre corales en las estaciones seleccionados en Jardines de la Reina (SC, NC, SA y NA) y el golfo de Ana María (SAG y NAG). ma (mortalidad antigua), bl (blanqueamiento), bioe (bioerosión) y malla (mancha amarilla).

El sitio con mayor porcentaje de afectación en las colonias

El sitio con mayor porcentaje de afectación en las colonias

fue SC (42%) mientras que el de menor afectación fue el NA (23%) (Fig. 2). La estación más afectada por blanqueamiento fue SC (28% de las colonias) seguido de NAG y SA con afectaciones de 22% y 20% de las colonias, respectivamente (Fig. 2). La estación NA fue la menos afectada por blanqueamiento 7% (Fig. 2).

La mortalidad antigua tuvo su mayor representación en las estaciones SAG y NC (14% y 15% de las colonias, respectivamente). El resto de las estaciones mostró valores similares siendo el SA (10%) el menos impactado por esa afectación (Fig. 2).

La bioerosión alcanzó su mayor valor en NC (9%) (Fig. 2). La estación menos afectada por ésta fue SC (1%). La enfermedad mancha amarilla solo se observó en SAG donde afectó al 6,6% del total de colonias, fundamentalmente *O. annularis* (Fig. 2).

Al analizar los intervalos de área de afectación de las colonias para las afectaciones

mortalidad antigua, mortalidad reciente y blanqueamiento, se constató que para el SC, NA y NAG, el área predominante de colonia afectada por blanqueamiento estuvo en el intervalo de 76% - 100% (Fig. 3). En las restantes estaciones, el área de colonia afectada por blanqueamiento predominante fue de 5% - 25%.

La mortalidad reciente solo rebasó el 25% en la estación NA; en el resto de las estaciones se mantuvo en el intervalo de 5% - 25%, a excepción del SAG, donde no fue detectada esta afectación (Fig. 3). Para la mortalidad antigua los valores de área afectada estuvieron en el intervalo de 5% - 50% en todas las estaciones, para más de 75% de las colonias con esta afectación (Fig. 3).

Las especies cuya salud resultó más afectada fueron: *S. siderea*, *O. annularis* y *O. faveolata* (Fig. 4). La mortalidad antigua y el blanqueamiento fueron las afectaciones predominantes. Las especies más afectadas por blanqueamiento fueron *S. siderea* (44%) y *A. agaricites* (25%), mientras que *O. annularis* tuvo como mayor afectación la mortalidad antigua (35%) (Fig. 4).

La bioerosión estuvo poco representada, siendo la especie *P. astreoides* la más afectada (7%). La enfermedad mancha amarilla solo fue encontrada para *O. annularis* (18% de colonias) (Fig. 4).

El blanqueamiento y la mortalidad antigua tuvieron una representatividad superior a 50% (entre ambas) en todas las estaciones

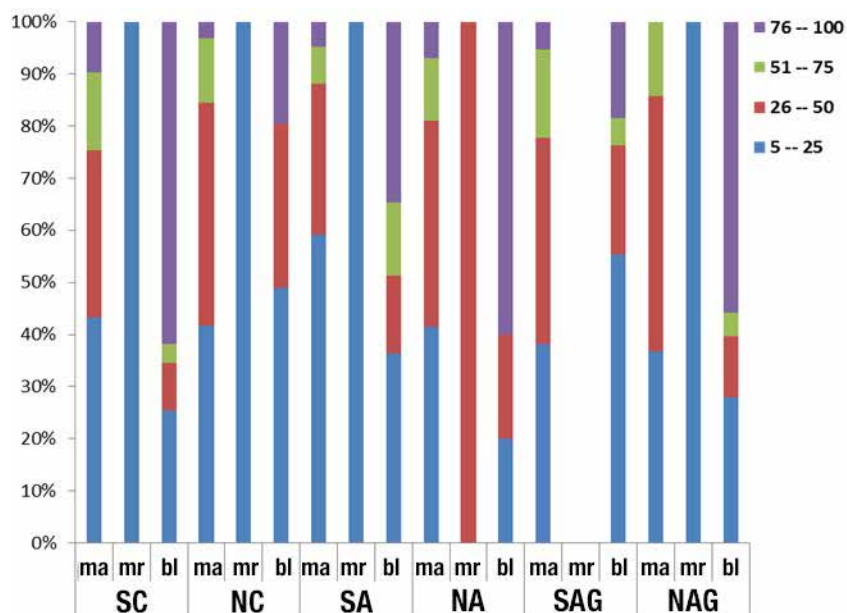


Fig. 3. Intervalos en porcentajes, de la superficie de colonia afectada por mortalidad antigua (ma), mortalidad reciente (mr) y blanqueamiento (bl) en cada una de las estaciones seleccionadas en Jardines de la Reina (SC, NC, SA, y NA) y el golfo de Ana María (SAG y NAG).

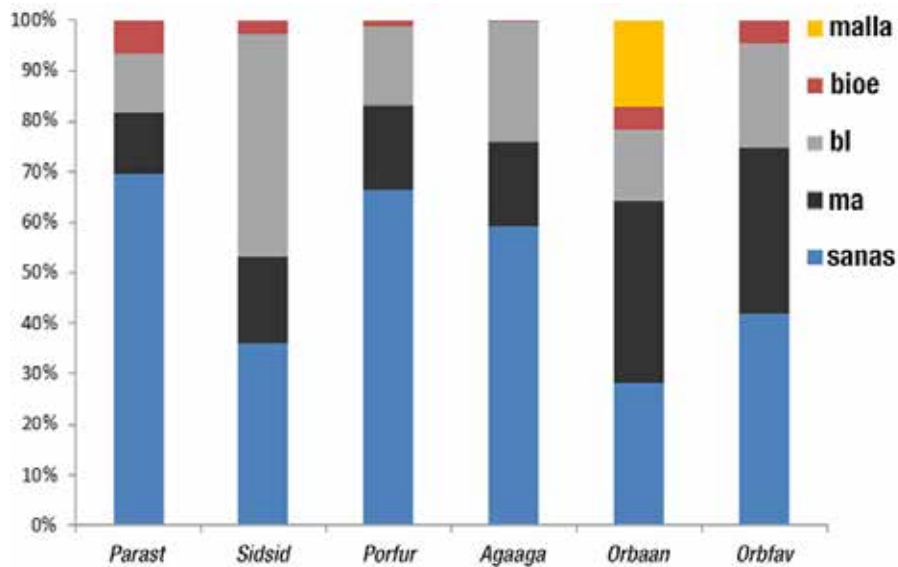


Fig. 4. Porcentaje de colonias con afectaciones y enfermedades activas más representativas en las especies más abundantes del total de ellas evaluadas en la región de Jardines de la Reina y el golfo de Ana María. ma (mortalidad antigua), bl (blanqueamiento), bioe (bioerosión) malla (mancha amarilla), *Parast* (*Porites astreoides*), *Sidsid* (*Siderastrea siderea*), *Porfur* (*Porites furcata*), *Agaaga* (*Agaricia agaricites*), *Orbaan* (*Orbicella annularis*) y *Orbfav* (*Orbicella faveolata*).

y las especies más abundantes, a excepción de NA donde predominó la bioerosión sobre *P. furcata* y *S. siderea*. Las dos especies de *Porites* y *S. siderea* fueron las especies más susceptibles al blanqueamiento (Fig. 5). La mortalidad antigua incidió, fundamentalmente, en los géneros *Orbicella* y *Siderastrea*, especialmente en NAG y NA (Fig. 5).

DENSIDAD DE CORALES

La densidad de corales mostró diferencias significativas entre estaciones ($F_{(5,54)} = 8,73$; $p < 0,05$) (Fig. 6). Las estaciones SC (92,2 colonias/10 m²) y SA (86,4 colonias/10 m²) fueron las de mayor densidad y estadísticamente similares entre sí. El resto de las estaciones fueron similares entre sí y diferentes de las dos anteriores. La densidad media más baja se encontró en NAG (35,2 colonias/10 m²) (Fig. 6).

La densidad por sitios para las especies más abundantes (*P. astreoides*, *S. siderea*, *P. furcata*, *A. agaricites*, *O. annularis* y *O. faveolata*) presentó diferencias significativas para todas (Fig. 7). *A. agaricites* ($F_{(5,54)} = 9,39$; $p < 0,05$) tuvo mayor densidad en SC y SA (14,6 colonias/10 m² y 15,7 colonias/10 m², respectivamente) siendo estas similares entre sí (Fig. 7A). El resto de las estaciones fueron diferentes de las dos anteriores, pero similares entre sí. La media inferior de

densidad para esta especie se encontró en NC (0,10 colonias/10 m²) (Fig. 7A).

O. annularis presentó diferencias significativas entre estaciones ($F_{(5,54)} = 17,19$; $p < 0,05$) (Fig. 7B). La estación SAG (12,7 colonias/10 m²), mostró el valor superior de densidad y fue diferente del resto de las estaciones (Fig. 7B). En NC no se encontraron colonias de esta especie. Las estaciones restantes, con valores de densidad media entre 0,11 colonias/10 m² y 3,1 colonias/10 m² no difirieron significativamente entre sí (Fig. 7B).

O. faveolata ($F_{(5,54)} = 11,65$; $p < 0,05$) tuvo mayor densidad media (10,2 colonias/10 m²) en la estación SC. Esta estación fue significativamente diferente de las demás (Fig. 7C). En el resto de las estaciones no se encontraron diferencias de densidad, reportándose valores para SA de 5,5 colonias/10 m², NA de 1,5 colonias/10 m², SAG

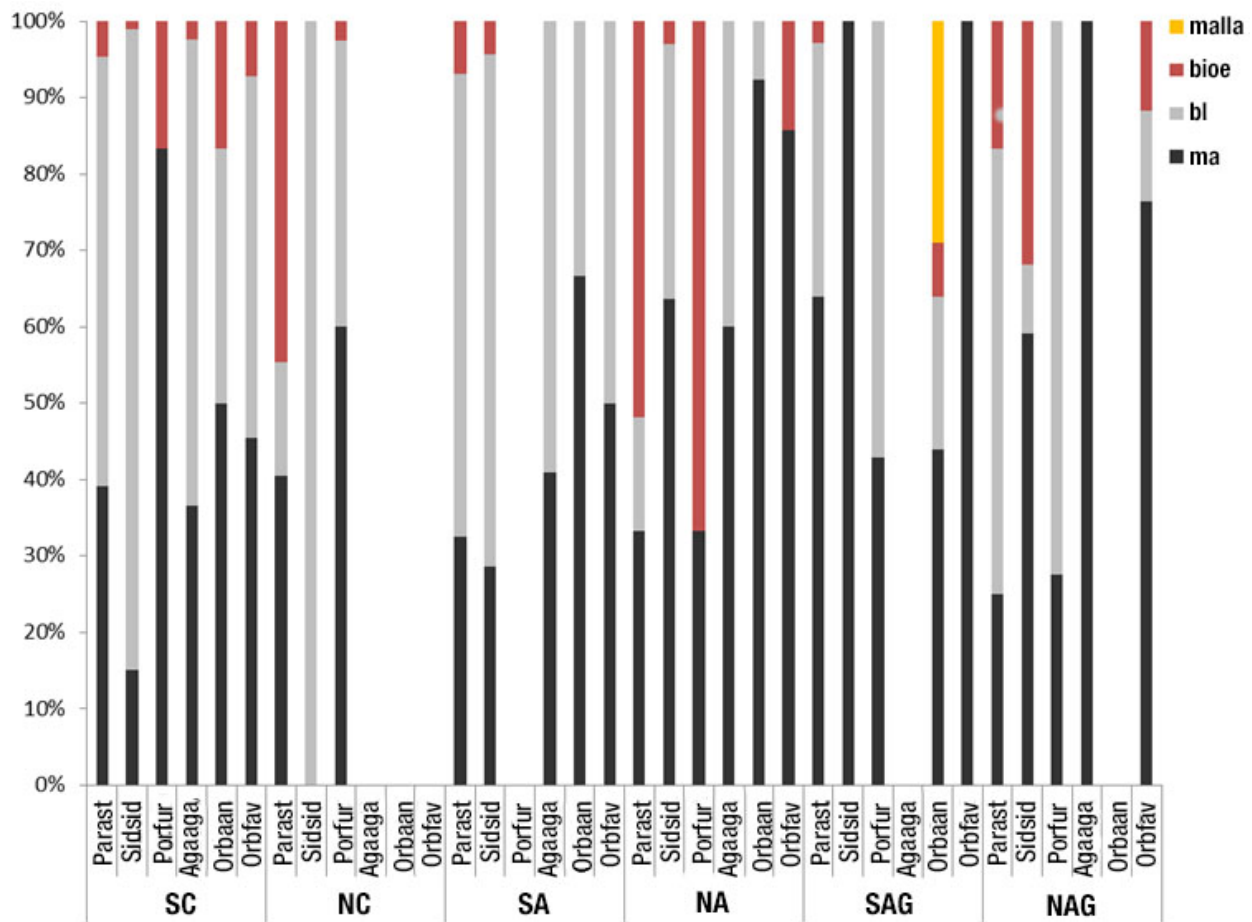


Fig. 5. Porcentaje de colonias con afectaciones y enfermedades activas más representativas sobre las especies más abundantes en cada una de las estaciones seleccionados en Jardines de la Reina y el golfo de Ana María. ma (mortalidad antigua), bl (blanqueamiento), bioe (bioerosión) y malla (mancha amarilla), *Parast* (*Porites astreoides*), *Sidsid* (*Siderastrea siderea*), *Porfur* (*Porites furcata*), *Agaaga* (*Agaricia agaricites*), *Orbaan* (*Orbicella annularis*) y *Orbfav* (*Orbicella faveolata*).

de 0,7 colonias/10 m², y NAG de de 0,7 colonias/10 m² (Fig. 7C). En la estación NC no se observaron colonias de esta especie.

P. astreoides ($F_{(5,54)} = 2,88$; $p < 0,05$) fue la especie mejor representada en cada uno de los sitios (Fig. 7D), y no se encontraron diferencias significativas para la misma. Se constató que las estaciones SA y SAG fueron las de mayores densidades medias (19,1 colonias/10 m² y 18,7 colonias/10 m² respectivamente) (Fig. 7D). NAG fue la de menor densidad media (6 colonias/10 m²).

P. furcata ($F_{(5,54)} = 39,72$; $p < 0,05$) mostró la mayor media de densidad en la estación NC (29,1 colonias/10 m²) (Fig. 7E). Esta media fue diferente de las demás estaciones (Fig. 7E). El resto de las estaciones mostró similitud entre sí. La estación SAG fue la de menor densidad media (1,4 colonias/10 m²) (Fig. 7E). En la estación SA no se encontró esta especie.

Para la especie *S. siderea* ($F_{(5,54)} = 21,04$; $p < 0,05$), se obtuvieron diferencias significativas en las estaciones SA (29,7 colonias/10

m²) y SC (23,1 colonias/10 m²) con las demás, pero entre ellas fueron similares mostrando las mayores medias de densidad para esta especie (Fig. 7F). La estación NA (11,1 colonias/10 m²) se diferenció de todas las estaciones. Las estaciones SAG (0,8 colonias/10 m²), NAG (2,9 colonias/10 m²) y NC (0,2 colonias/10 m²), tuvieron similitud entre sí (Fig. 7F). Esta última estación fue la que mostró menor densidad media.

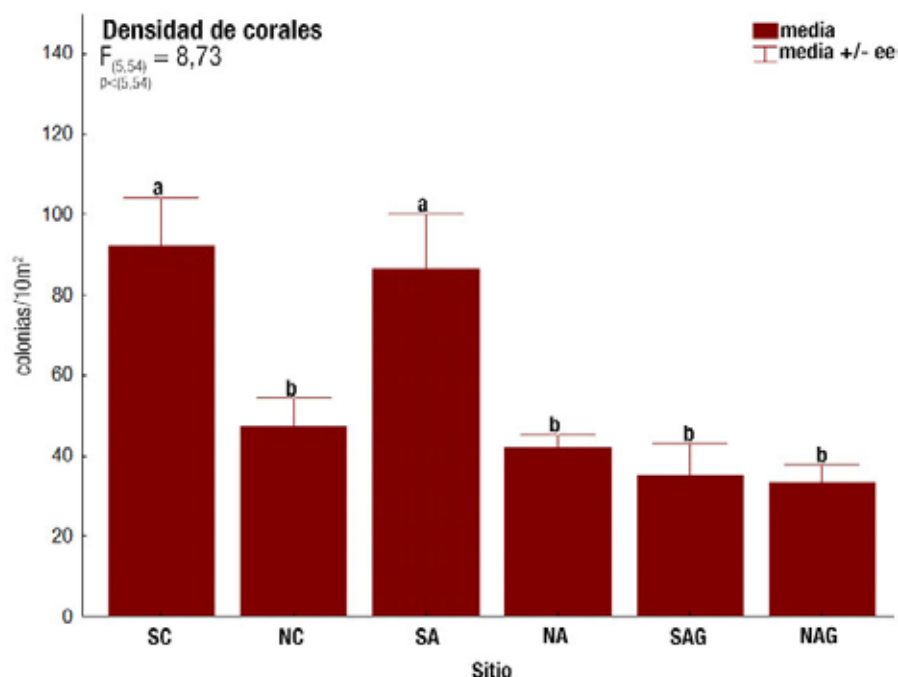


Fig. 6. Densidad media de las colonias de coral en cada una de las estaciones seleccionadas en Jardines de la Reina (SC, NC, SA y NA) y el golfo de Ana María (SAG y NAG).

COBERTURA DEL SUSTRATO

La cobertura mostró diferencias significativas entre sitios para todas las categorías analizadas (Tabla 2, Fig. 8). Las algas ($F_{(5,1194)} = 121,5; p < 0,05$) exhibieron valores similares en las estaciones SA (60,85%) y NAG (69,45%) (Fig. 8A). Estas a su vez fueron diferentes del resto de las estaciones. La estación SC (46,03%) y NC (41,0%) también fueron similares entre sí y diferentes del resto (Fig. 8A). Las estaciones NA (22,0%) y SAG (6,4%) difirieron entre sí y del resto de las estaciones (Fig. 8A).

Para los corales ($F_{(5,1194)} = 107,39; p < 0,05$), la cobertura en las estaciones SC (30,6%) y NA (33,6%) fue

similar (Fig. 8B). El resto de las estaciones mostraron diferencias significativas con las demás. De ellas, SAG (55%) y NAG (9%) fueron la de mayor y menor cobertura, respectivamente.

Las esponjas estuvieron poco representadas (menos de 13%). Sin embargo, también se obtuvieron diferencias significativas entre estaciones ($F_{(5,1194)} = 26,61; p < 0,05$) (Fig. 8C). La estación NA fue la de mayor cubrimiento (13%) difiriendo del

Cobertura	SA	NA	SC	NC	SAG	NAG
Algas	60,9%	22,0%	46,0%	41,0%	6,4%	69,5%
Corales	24,0%	33,6%	30,6%	13,0%	55,0%	9,0%
Esponjas	10,1%	12,9%	5,9%	4,2%	8,9%	1,9%
Arena	2,5%	26,3%	0,6%	39,7%	23,9%	18,3%

Tabla 2. Cobertura de algas, corales, esponjas y arena. Sur de Cayo Anclitas (SA), Norte de Cayo Anclitas (NA), Sur de Cayo Caballones (SC), Norte de Cayo Caballones (NC), Sur de Cayo Algodón Grande (SAG) y Norte de Cayo Algodón Grande (NAG).

resto de las estaciones, las cuales mostraron similitud entre sí (Fig. 8C). La estación NAG fue la de menor cubrimiento (1,9%).

La cobertura de arena ($F_{(5,1194)} = 67,45$; $p < 0,05$) mostró diferencias significativas entre las estaciones (Fig. 8D). La estación NC; con mayor cobertura (39,7%), fue diferente de las demás estaciones. La estación NAG (18,3%) también fue diferente del resto (Fig. 8D). NA y SAG con valores respectivos de 26,3% y 23,9% fueron similares entre sí y diferentes del resto. SC y

SA con 0,6% y 2,5% de cobertura, respectivamente, también fueron similares entre sí y diferentes del resto (Fig. 8D). Estas dos estaciones fueron las de menor cobertura de arena.

DISCUSIÓN

SALUD DE LOS CORALES

El blanqueamiento fue la afectación más frecuente en los sitios muestreados, tal como se ha reportado para arrecifes de las Polinesias (Roff *et al.*, 2014) y cubanos (Pina-Amargós *et al.*, 2008). Además, el número de enfermedades activas identificadas (seis) fue inferior al descrito para el Caribe (18), pero superior al reportado para arrecifes de Cayo Largo (banda negra y mancha blanca) por de la Guardia y González-Díaz (2002) y al reportado para el parque el PMNPF (banda negra, plaga blanca y puntos oscuros) por de la Guardia *et al.* (2004a). Sin embargo, en investigaciones anteriores en arrecifes de Jardines de la Reina como la de Pina-Amargós *et al.* (2008), no se detectaron enfermedades activas. No obstante, González-Díaz (2012) encontró para el biotopo de cabezas, en

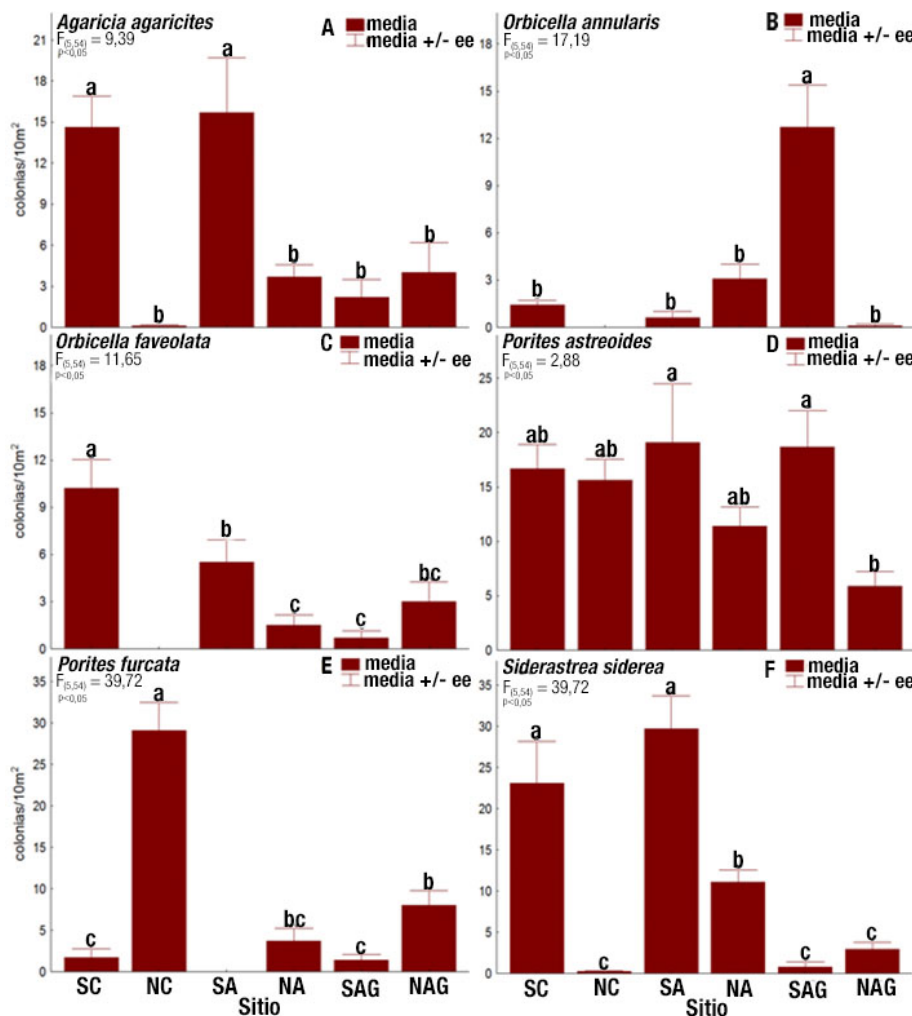


Fig.7. Densidad media de las especies más abundantes en cada uno de los sitios seleccionados en Jardines de la Reina (SC, NC, SA y NA) y el golfo de Ana María (SAG y NAG).

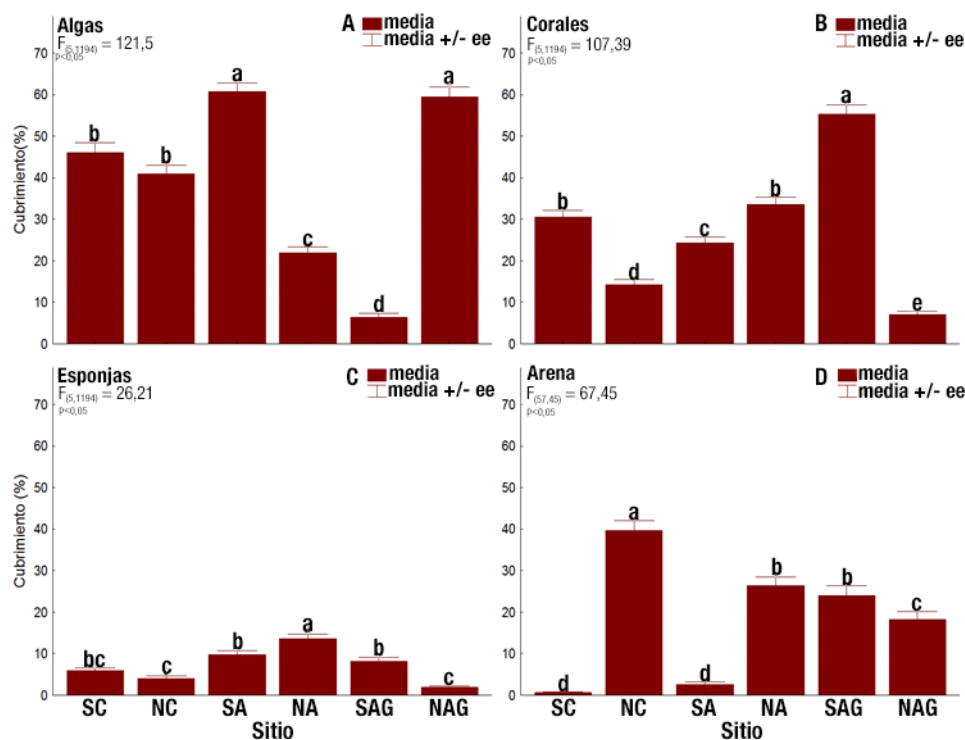


Fig. 8. Cubrimiento de algas, corales, esponjas y arena en los sitios seleccionados en Jardines de la Reina (SC, NC, SA y NA) y el golfo de Ana María (SAG y NAG).

la región central del golfo de Ana María, afectaciones a corales por las enfermedades banda negra y plaga blanca.

Los arrecifes de aguas poco profundas suelen ser los más susceptibles al blanqueamiento por estar bajo el efecto de temperaturas elevadas y de una intensa irradiación solar (Baker *et al.*, 2008). Sin embargo, en esta investigación, las estaciones del archipiélago Jardines de la Reina más afectadas por blanqueamiento (SC y SA) se corresponden con el biotopo de veril que se ubica a una profundidad de 16 m. Este resultado contrasta con lo encontrado por Hernández-Fernández *et al.* (2011), quienes reportaron mayor incidencia de blanqueamiento en biotopos de cresta. Sin embargo, en la presente investigación no se efectuaron muestreos en este biotopo. Otras investigaciones

que incluyeron los biotopos de cresta y veril como la efectuada por de la Guardia *et al.* (2006) en arrecifes de Cayo Levisa, Archipiélago de Los Colorados, encontraron las mayores afectaciones por blanqueamiento en el biotopo veril, lo que coincide con lo encontrado en la presente investigación en Jardines de la Reina. De la Guardia *et al.* (2006), explican el fenómeno a tra-

vés de la hipótesis de Cook *et al.* (1990) y Coles y Brown (2003). Según la misma, los corales cercanos a la costa, al estar expuestos a elevadas y grandes variaciones de temperatura, son más resistentes al blanqueamiento que las mismas especies en sitios profundos más alejados de la costa. De esta manera, este proceso podría explicar la alta incidencia de blanqueamiento encontrada para el biotopo veril en arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina.

La segunda estación más afectada por blanqueamiento (NAG) pertenece al golfo de Ana María y se corresponde con el biotopo de cabezos. Sin embargo, las estaciones de cabezos pertenecientes al norte del archipiélago Jardines de la Reina, fueron las menos afectadas por el mismo. Esto podría ser explicado por efecto sinérgico

de estrés múltiple, lo cual excede el efecto individual (Folt *et al.*, 1999). Los arrecifes al norte del archipiélago Jardines de la Reina y el golfo de Ana María, están expuestos ambos a la intensa radiación solar y al efecto abrasivo del oleaje. Sin embargo, en las estaciones del golfo de Ana María fue donde único se observaron afectaciones por sedimentación. El gasto energético invertido en la remoción del sedimento, en sinergismo con los estreses referidos con anterioridad (abrasión y radiación), podrían estar disminuyendo la habilidad de la comunidad de corales para recuperarse del blanqueamiento.

Otro factor que podría estar incidiendo en el blanqueamiento de estos arrecifes es el estrés térmico acumulado durante 5 temporadas ciclónicas sin huracanes en la región (<http://www.aoml.noaa.gov/hrd/hurdat/DataByYearandStorm.htm>). En tal sentido, Wilkinson y Souter (2008) plantean que aunque los huracanes provocan daños considerables debido a la acción abrasiva del oleaje, reducen de manera significativa el estrés térmico al producirse la mezcla de aguas más profundas con aguas superficiales. Busutil *et al.* (2011) evidencian algo similar en arrecifes de Santa Lucía al noreste de Cuba. Ellos encontraron colonias blanqueadas durante muestreos previos al paso del huracán Ike, sin embargo, 43 días después del paso del mismo no encontraron indicios de blanqueamiento. Según González-Díaz (2010) los eventos de blanqueamiento más severos ocurridos en Cuba han coincidido con los años de ausencia de huracanes.

La Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana en Arrecifes Coralinos (RMVATAC) establece niveles de blanqueamiento en función del porcentaje de colonias afectadas por el mismo respecto al

total (Alcolado y Rey-Villiers, 2016). Para el área del archipiélago Jardines de la Reina en el año 2012, la RMVATAC reportó un nivel de blanqueamiento pobre (1% - 10%) y en el año 2013 nulo (0%). Dado el porcentaje de blanqueamiento encontrado en la presente investigación, y empleando los criterios de la RMVATAC, el nivel de blanqueamiento en los arrecifes de las estaciones correspondientes al archipiélago Jardines de la Reina puede ser considerado como moderado (11% - 30%) teniendo en cuenta el promedio de las cuatro estaciones. Sin embargo, si se analizan las mismas por separado, se obtiene, para SC, según RMVATAC, un nivel alto de blanqueamiento (31% - 50%). La segunda estación más afectada por blanqueamiento (NAG) en el golfo de Ana María, también puede ser considerada con un nivel de blanqueamiento alto.

El Caribe es a menudo considerado como un centro para las enfermedades de coral (Harvell *et al.*, 2007). Ello se debe a continuos estallidos de algunas enfermedades con frecuentes episodios de blanqueamiento, que han reducido dramáticamente la abundancia de corales a través de esta región (*e.g.* Gardner *et al.*, 2003; Schutte *et al.*, 2010). De la Guardia *et al.* (2004b) en arrecifes del PMNPF encontraron cuatro enfermedades activas, siendo la plaga blanca la de mayor incidencia. Para el mismo arrecife, Angulo *et al.* (2007) también reportan deterioro de corales por enfermedades. Sin embargo, en la presente investigación a pesar de haber identificado varias enfermedades, la más frecuente fue la de machas amarillas sobre colonias de *O. annularis* en la estación SAG correspondiente al golfo de Ana María.

Para la enfermedad mancha amarilla, González-Ontivero y de la Guardia

(2008) han reportado tasas de progresión de 0,3 mm/día sobre colonias de *O. faveolata* en arrecifes de la región noroccidental de Cuba. Para el Caribe, Ritchie y Smith (1998) reportan una progresión de 0,7 cm/mes para la misma especie. De esto se deduce que muestreos puntuales y aleatorios no ofrecen un buen acercamiento de la evolución del estado de salud de un arrecife, pues la mayoría de las afectaciones continúan su desarrollo en tanto no desaparecan las causas que la originaron.

No obstante a lo anterior, la enfermedad mancha amarilla tiene una baja tasa de progresión si se compara con otras que pueden alcanzar varios centímetros por mes como plaga negra y banda negra (González-Ontivero y de la Guardia (2008). Esta última también fue detectada en la presente investigación aunque afectó a solo cinco colonias. Además, la enfermedad manchas amarillas solo fue observada en una de las estaciones del golfo de Ana María (SAG), por lo que no compromete la evaluación de la salud de los corales del Área Marina Protegida. Sin embargo, la enfermedad banda negra si apareció en estaciones del archipiélago Jardines de la Reina (SC y SA). Richardson *et al.* (1998) y Aeby y Santavy (2006) han demostrado que las colonias de coral son infectadas con el patógeno de esta enfermedad, el cual se transmite de forma indirecta a través del agua cuando el tejido del coral ha sido lesionado. Lo anterior refuerza la importancia de dar seguimiento a esta enfermedad a través de estudios espacio-temporales, aún más, tratándose de Jardines de la Reina, la mayor Área Marina Protegida del Caribe (Appeldoorn y Lindeman, 2003).

Los resultados obtenidos sobre 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, refieren daños a la superficie de las colonias entre 25% y 50% en el biotopo de cresta. Sin embargo, en el biotopo de veril la incidencia estuvo entre 15% y 30%. En esa misma investigación se encontró, además, que *O. faveolata* fue la especie más afectada. En arrecifes de del PMNPF, de la Guardia *et al.* (2004b), reportan valores de afectación por mortalidad antigua de 41% y que las especies del género *Montastraea* (género donde antiguamente se incluía *O. annularis* y *O. faveolata*) fueron las más afectadas. En la presente investigación la mortalidad antigua afectó mayormente a las especies *O. annularis* y *O. faveolata*, lo que coincide con lo reportado en las investigaciones antes citadas. Además, la superficie de colonia afectada fue similar para ambos biotopos (veril y cabezos), con porcentajes que se acercan a los reportados por Hernández-Fernández *et al.* (2008) para biotopos de veril al norte la provincia de Ciego de Ávila. Sin embargo, para arrecifes de Jardines de la Reina cercanos a los muestreado en este trabajo, Pina-Amargós *et al.* (2008), reportan valores de mortalidad de 5,6%. No obstante, el método de muestreo empleado por ellos fue diferente del empleado aquí.

DENSIDAD DE LOS CORALES

Para arrecifes de María la Gorda, González-Ferrer *et al.* (2007) reportan valores de densidad de corales entre 7,6 colonias/m² y 10,7 colonias/m². Estas densidades son similares a las encontradas en la presente investigación. Sin embargo, Pina-Amargós *et al.* (2008) refieren para arrecifes al sur de Jardines de la Reina cercanos a los evaluados en el presente trabajo, una densidad de corales de 18,5 colonias/m². Esta

es superior a la encontrada en la presente investigación. No obstante, los métodos de muestreos empleados en ambas investigaciones difieren del empleado en la presente.

Las especies *A. agaricites* y *S. siderea* fueron dominantes en el estudio de de la Guardia *et al.* (2006) en arrecifes del archipiélago Los Colorados. Estos autores encontraron, además, una tendencia a la mayor densidad de *A. agaricites* (4 colonias/10 m) y *M. cavernosa* (2 colonias/10 m) para veril y de *P. astreoides* (1,5 colonias/10 m) y *O. faveolata* (2,5 colonias/10 m) en biotopos de cabezos. En el presente estudio solo se detectó este patrón en *A. agaricites*.

La tolerancia a la sedimentación varía ampliamente entre especies, por lo que una reducción en la biodiversidad resulta común ante el estrés por sedimentación. Según Rogers (1990) y Fabricius (2005), ante tal situación aparecen en la comunidad de corales especies más sensibles (aquellas pequeñas o con tejido delgado y superficie llana) y otras más tolerantes (aquellas grandes, con crecimiento en forma de ramas o tejido grueso como las del género *Porites*). Esto podría explicar la representatividad de *P. astreoides* encontrada respecto al resto de las especies, pero siendo especialmente dominante en la estación más afectada por la sedimentación (SAG). De manera antagónica, la especie *S. siderea* con una superficie más regular y tejido más delgado, fue mucho más abundante en las estaciones correspondientes al biotopo veril (SC y SA).

Por su estructura y talla, las especies *O. annularis*, *O. faveolata* y *O. franksi* desempeñan un importante papel ecológico, y son las especies que más aportan a los porcentajes promedios de cobertura viva del sustrato (Caballero y Perera, 2014). Una mortalidad significativa de las mismas,

deja predominando a *S. siderea*, especie que igualmente es abundante en arrecifes limpios, pero que es muy resistente a disturbios y factores de estrés, así como de *A. agaricites* y *P. astreoides* (*op. cit.*). Este escenario es similar a lo encontrado en los arrecifes frontales (veril) muestreados en la presente investigación.

COBERTURA DEL SUSTRATO

La cobertura de coral vivo en el Caribe, ha disminuido notablemente en los últimos cuarenta años, (Jackson *et al.*, 2014). Un artículo publicado en 2003 en la revista *Science* hizo sonar la alarma cuando anunciaba que la cobertura de corales vivos había sido reducida de una media del 50% en los años 70 a tan sólo 10% hoy en día (*op. cit.*). Lo mismo ha sucedido con los arrecifes cubanos.

Según Guardia *et al.* (2004a) y (2004b), los arrecifes cubanos que posean entre 15% y 20% de cubrimiento del sustrato por coral vivo, pueden ser considerados como arrecifes en buen estado. En la presente investigación, atendiendo a este criterio, de seis estaciones evaluadas, cuatro pueden ser consideradas como en mejor estado de salud (SC, SA, NA y SAG) y solo una de las que no entraría en esta categoría pertenece al área del archipiélago Jardines de la Reina (NC).

Alcolado *et al.* (2009) estimaron el promedio de cobertura de coral vivo para arrecifes de Cuba, teniendo en cuenta datos obtenidos entre el año 2003 y el 2009. Encontraron que los arrecifes de cresta poseían 17,6% de cubrimiento en tanto los de veril 13,4%. Sin embargo, los arrecifes de veril en la presente investigación (SC y SA) sobrepasan el promedio de cubrimiento de coral vivo reportado para los arrecifes de Cuba en la investigación

referida anteriormente, sugiriendo cierta recuperación.

Para arrecifes del PMNPF, de la Guardia *et al.* (2004b) reportan coberturas de coral vivo por debajo del 20%. Información más reciente de la misma área ofrece Angulo *et al.* (2007) donde se reportan porcentajes entre 10% y 25% como bajos valores de cobertura. Además, observan que los menores porcentajes de cubrimiento se presentaban en las estaciones del norte y los mayores en las del sur. Los valores de cubrimiento encontrados en la presente investigación para el archipiélago Jardines de la Reina (entre 14% y 33%) son superiores a los encontrados por Angulo *et al.* (2007) en arrecifes del PMNPF. Por otra parte, se observó una tendencia en Cayo Caballones en Jardines de la Reina y Cayo Algodón Grande en el golfo de Ana María a presentarse mayor cubrimiento al sur y menor al norte de los mismos; similar a lo reportado por Angulo *et al.* (2007). Lo anterior, podría ser explicado por el hecho de que los sitios localizados al sur tienen mayor influencia oceánica que los sitios localizados al norte. Las aguas oceánicas, aunque no son ricas en nutrientes, son más transparentes y tienen salinidad y temperatura más estables que las provenientes del golfo (*op. cit.*). Otras investigaciones en el archipiélago Jardines de la Reina, como la de Pina-Amargós *et al.* (2008), también registran coberturas de coral vivo inferiores al 20%, también inferiores a los de la mayoría de los sitios de esta área en el presente trabajo.

En relación a lo anterior, Toth *et al.* (2014), luego de 14 años de estudios y comparaciones entre los arrecifes protegidos y abiertos a la pesca en los cayos de la Florida, constataron que la cobertura coralina declinó en tiempo y espacio. Esa tendencia estuvo

marcada casi exclusivamente por el declive de *O. annularis*. No pocos investigadores (*e.g.* Weil *et al.* 2009; Weil y Rogers 2011) coinciden en que las especies *O. annularis* y *O. faveolata* están entre las mayores constructoras de arrecife. En la presente investigación ambas especies estuvieron entre las más afectadas por mortalidad antigua, mientras que *O. annularis* fue afectada por la enfermedad de las manchas amarillas (aunque en un solo sitio). De manera similar a la investigación de Toth *et al.* (2014), las afectaciones a estas colonias en los arrecifes del archipiélago Jardines de la Reina y el golfo de Ana María, podrían inducir en el futuro a una notable disminución en la cobertura coralina.

No obstante lo anterior, Caballero y Perera (2014), en arrecifes frontales de 15 áreas marinas protegidas de Cuba donde se incluye al archipiélago Jardines de la Reina, reportan un valor promedio de cobertura para las mismas inferior a 18,9%. El promedio de cobertura de coral vivo en la presente investigación es superior al promedio obtenido por los autores anteriormente referidos. Esto significa que la contribución de Jardines de la Reina, al promedio de cobertura de los arrecifes protegidos de Cuba, es comparativamente alta. De lo anterior se deduce la importancia de este archipiélago como AMP y de las AMPs en general para la preservación de la biodiversidad.

CONCLUSIONES

El análisis integral de los indicadores ecológicos evaluados en el sector PNJR y GAM muestra resultados del estado de salud y densidad de corales, así como de la cobertura del sustrato, más favorables que los obtenidos en la actualidad para otros arrecifes de Cuba y el Caribe. No obstante, debe tenerse en cuenta que las áreas

marinas protegidas no son invulnerables a los impactos globales como el cambio climático y la acidificación de los océanos. La afectación que prevaleció fue el blanqueamiento aunque el mismo fue moderado teniendo en cuenta la clasificación de la Red de Monitoreo Voluntario y de Alerta Temprana en Arrecifes (Alcolado y Rey-Villiers, 2016). Las especies más sensibles al mismo fueron *S. siderea* y *A. agaricites*, coincidiendo con las encontradas en otros sitios de Cuba y el Caribe. Por otro lado, de las 18 enfermedades descritas para el Caribe, en esta investigación se encontraron sólo seis. Sólo la enfermedad mancha amarilla tuvo una incidencia marcada, afectando a la especie *O. annularis* en la estación Sur de Algodón Grande, ubicado en el golfo de Ana María. La mortalidad antigua afectó mayormente a las especies *O. annularis* y *O. faveolata*, lo cual coincide con lo encontrado para otros arrecifes de Cuba y el Caribe

La elevada cobertura de corales encontrada, se debe, en parte, a la alta densidad de corales. La especie de mayor densidad en todos los sitios fue *P. astreoides*, lo cual evidencia su adaptabilidad a la eutrofización y a la sedimentación natural. Por su parte, la cobertura de coral fue elevada en los sitios Sur de Caballones, Norte de Anclitas y Sur de Algodón Grande. Ello se considera relevante al ser este un indicador fundamental en la evaluación de los arrecifes de coral. Se recomienda el seguimiento temporal de estos indicadores en aras de comprender mejor los procesos ecológicos que están teniendo lugar en estos arrecifes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al proyecto Tres Golfos, a The Ocean Foundation y a Woods Hole Oceanographic Institution por el

financiamiento de la expedición. A Roamsy Volta por su participación en los muestreos y la calidad y rigor en la toma de los datos, y a la tripulación del barco La Reina de la empresa Avalon.

REFERENCIAS

- AEBY, G.S. y SANTAVY, D.L. (2006). Factors affecting susceptibility of the coral *Montastraea faveolata* to black-band disease. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 318, 103-110.
- ALCOLADO, P.M., CABALLERO, H. y PERERA, S. (2009). Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica*. 5, 1-14.
- ALCOLADO, P.M. y REY-VILLIERS, N. (2016). Reporte de blanqueamiento de corales del año 2015 en Cuba. Red de Monitoreo Voluntario de Alerta Temprana de Arrecifes Coralinos. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. Instituto de Oceanología.
- ANGULO, J.A., BORREGO, R., y GONZÁLEZ, 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.
- APPELDOORN, R.S. y LINDEMAN, K.C. (2003). A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf Caribb. Res.*, 14(2), 139-154.
- ARONSON, R.B., MACINTYRE, I.G., PRECHT, W.F., MURDOCH, T.J.T. y WAPNICK, C.M. (2002). The expanding scale of species turnover events on coral reefs in Belize. *Ecol. Monogr.*, 72, 233-249.
- BEN-HAIM, Y., ZICHERMAN-KEREN, M. y ROSENBERG, E. (2003). Temperature-regulated bleaching and lysis of the coral *Pocillopora damicornis* by the novel pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69, 4236-4242

- BOURNE, D.G., GARREN, M., WORK, T.M., ROSENBERG, E., SMITH, G.W. y HARVELL, C.D. (2009). Microbial disease and the coral holobiont. *Trends Microbiol.*, 17, 554-562.
- BUSUTIL, L., CABALLERO, H., HIDALGO, G., ALCOLADO-PRieto, P., ALCOLADO, P. M. y MARTÍNEZ-DARANAS, B. (2011). Condición del bentos de los arrecifes coralinos de Santa Lucía (nordeste de Cuba) antes y después del paso del huracán Ike. *Serie Oceanológica*, 8, 30-42.
- CABALLERO, H. y PERERA, S. (2014). Resultados del Programa de arrecifes coralinos. Bentos. En A. Hernández-Ávila (Cp) (Ed.), *Estado actual de la biodiversidad marino-costera en la región de los archipiélagos del sur de Cuba*. (pp. 19-32), Centro Nacional de Áreas Protegidas. La Habana. Cuba: Impresos Dominicanos s.r.l.
- COLES, S.L. y BROWN, E.B. (2003). Coral Bleaching- Capacity for Acclimatization and Adaptation. *Mar. Biol.*, 46, 206.
- COOK, C.B., LOGAN, A., WARD, J., LUCKBURST, B. y BERG JR., C.J. (1990). Elevated temperatures and bleaching on a high latitude coral reef – the 1988 Bermuda event. *Coral Reefs*, 9, 45-49.
- 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
- 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.
- FOLT, C.L., CHEN, C.Y., MOORE, A. y BURNFORD, J. (1999). Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.*, 44, 864-877.
- GARDNER, T.A., CÔTÉ, I.M., CILL, J.A., GRANT, A. y WATKINSON, A.R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301, 958-960.
- GONZÁLEZ-DÍAZ, P., PERERA-PÉREZ, O., PÉREZ-GARCÍA, J.A. y HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L. (2012). Biodiversidad de corales, gorgonias y esponjas en un sector del golfo de Ana María. *Rev. Invest. Mar.*, 32(2), 20-29.
- GONZÁLEZ-DÍAZ, S.P. (2010). *Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba*. (Tesis de Doctorado). Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de la Habana.
- GONZÁLEZ-FERRER, S. (2004). *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. La Habana, Cuba: Editorial Academia.
- GONZÁLEZ-FERRER, S., CABALLERO, H., ALCOLADO, P.M., JIMÉNEZ, A., MARTÍN, F. y

- COBIÁN, D. (2007). Diversidad de corales pétreos en once sitios de buceo recreativo de “María la Gorda”, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2), 121-130.
- GONZÁLEZ-ONTIVERO, O. y DE LA GUARDIA, E. (2008). Evaluación de la tasa de progresión de enfermedades de coral en un arrecife de la región noroccidental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29(2), 119-123.
- GREEN, E.P. y BRUCKNER, A.W. (2000). The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. *Biol. Conserv.*, 96, 347-361.
- HALPERN, B.S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K.A., KAPPEL, C.V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J.F., CASEY, K.S., EBERT, C., FOX, H.E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H.S., MADIN, E.M.P., PERRY, M.T., SELIG, E.R., SPALDING, M., STENECK, R. y WATSON, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- HARVELL CD, JORDÁN-DAHLGREN, E., MERKEL, S., ROSENBERG, E., RAYMUNDO, L., SMITH, G.W., WEIL, E. y WILLIS, B.L. (2007). Coral disease, environmental drivers and the balance between coral and microbial associates. *Oceanography*, 20, 58-81.
- HARVELL, C.D., KIM, K., BURKHOLDER, J.M., COLWELL, R.R., EPSTEIN, P.R., GRIMES, D.J., HOFMANN, E.E., LIPP, E.K., OSTERHAUS, A.D., OVERSTREET, R.M., PORTER, J.W., SMITH, G.W. y VASTA, G.R. (1999). Emerging marine diseases-climate links and anthropogenic factors. *Science*. 285, 1505-1510.
- 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. y BRUNO, J.F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523-1528.
- HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P.J., HOOTEN, A.J., STENECK, R.S., GREENFIELD, P., GOMEZ, E., HARVELL, C.D., SALE, P.F., EDWARDS, A.J. y CALDEIRA, K. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.
- HUGHES, T., (1994). Catastrophes, phase shifts and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.
- LUNA G.M., BIAVASCO, F. y DANOVARO, R. (2007). Bacteria associated with the rapid tissue necrosis of stony corals. *Environ. Microbiol.*, 9, 1851-1857.
- MCWILLIAMS, J.P., CÔTÉ, I.M., GILL, J.A., SUTHERLAND, J.A. y WATKINSON, A.R. (2005). Accelerating impacts of temperature-induced coral bleaching in the Caribbean. *Ecology*, 86, 2055-2060.
- PANDOLFI, J.M., CONNOLLY, S.R., MARSHALL, D.J. y COHEN, A.L. (2011). Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science*. 333, 418-422.
- 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.
- PRATCHETT, M.S., HOEY, A.S., WILSON, S.K., MESSMER, V. y GRAHAM, N.A.J. (2011). Changes in biodiversity and functioning of reef fish assemblages following coral bleaching and coral loss. *Diversity*. 3, 424-452.
- QUINN, G.P. y KEOUGH, M.J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.

- RICHARDSON, L., GOLDBERG, W.M., CARLTON, G. y HALAS, J.C. (1998). Coral disease outbreak in the Florida Keys: plague Type II. *Rev. Biol. Trop.*, *46*, 187-198.
- RITCHIE, K. B. y SMITH, G. W. (1998). Type II white-band disease. *Rev. Biol. Trop.*, *46*, 199-203.
- ROFF, G., BEJARANO, S., BOZEC, Y-M., NUGUES, M., STENECK, R.S. y MUMBY, P.J. (2014). *Porites* and the Phoenix effect: unprecedented recovery after a mass coral bleaching event at Rangiroa Atoll, French Polynesia. *Mar. Biol.*, *161*, 1385-1393.
- Rogers, C.S. (1990). Response of coral reef and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Ser.*, *62*, 185-202.
- ROSENBERG, E. y BEN-HAIM, Y. (2002). Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.*, *4*, 318-326.
- SCHUTTE, V.G., SELIG, E.R. y BRUNO, J.F. (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, *402*, 115-122.
- TOTH, L.T., SMITH, S.R., ARONSON, R.B., VAN WOESIK, R., OGDEN, J.C., MURDOCH, T.J.T. y PRECHT, W.F. (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.
- UNDERWOOD, A.J. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Press Syndicate of the University of Cambridge.
- VERON, J.E.N. (1986). *Corals of Australia and the Indo-Pacific*. Australia and United Kingdom: Angus and Robertson Publishers.
- WEIL, E., RITCHIE, K.B. y SMITH, G.W. (2009). *Inoculation of Vibrio spp. onto Montastraea faveolata fragments to determine potential pathogenicity*. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, *1*, 202-205.
- WEIL, E., y ROGERS, C.S. (2011). Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. En Y. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral reefs: An ecosystem in transition* (pp. 465-492), Springer, Dordrecht: The Netherlands.
- WILKINSON, C.R. (1999). Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. *Mar. Freshwat. Res.*, *50*, 867-878.
- WILKINSON, C. y SOUTER, D. (2008). *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville.
- WILSON, S.K., GRAHAM, N.A.J., PRATCHETT, M.S., JONES, G.P. y POLUNIN, N.V.C. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Glob. Change Biol.*, *12*, 2220-2234.
- 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*. Edit. Academia de Ciencias de Bulgaria.