

ARTÍCULO ORIGINAL

ESTADO DE SALUD DE ACROPORA PALMATA (LAMARK, 1816) EN DOS CRESTAS ARRECIFALES DE LA REGIÓN NOROCCIDENTAL DE CUBA

Health status of Acropora palmata Lamark, 1816 in two reef crests of north-occidental region of Cuba

Fredy Hernández-Delgado^{1*}, Silvia Patricia González-Díaz¹, Víctor Manuel Ferrer-Rodríguez¹

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

* Autor para correspondencia:
fredyhdpc@gmail.com;
fredy@cim.uh.cu

Recibido: 02.02.2018
Aceptado: 26.09.2018

RESUMEN

Las crestas arrecifales son un biotopo de significativo valor natural y ecológico, y para el caso de Cuba, generalmente *A. palmata* es la especie dominante. Debido a lo anterior, el objetivo de esta investigación fue evaluar el estado de salud de *A. palmata* en las crestas de playa Baracoa (PB) y Rincón de Guanabo (RG) y relacionarlo con la temperatura del mar a que estas se encuentran sometidas. El muestreo se realizó entre junio del 2015 y abril del 2016. Se ubicaron seis estaciones en cada cresta, donde se evaluó la salud de *A. palmata* y la variación temporal de la temperatura. Para evaluar la salud se definieron las categorías: afectaciones y enfermedades activas. Se empleó el transectos de banda de 10m de largo por 1m de ancho como unidad de muestreo (UM) y se colocaron 10 UM por estación, además de un sensor de temperatura (precisión 0.0001° C). En el período evaluado las colonias con afectaciones aumentaron en un 15.6% en playa Baracoa y en Rincón de Guanabo en un 2.1%. La principal afectación fue la bioerosión. Durante el período de estudio las enfermedades activas disminuyeron en la cresta arrecifal de playa Baracoa (4.8%) y aumentaron en el Rincón de Guanabo (0.5%). La temperatura media no varió entre arrecifes 28.1±0.1 °C (RG) y 28.2±0.1 °C (PB) y mostró una variación temporal que osciló entre 24.4 °C (febrero) y 31.2 °C (septiembre) como valores mínimo y máximo, respectivamente. Los valores superiores de blanqueamiento se encontraron en los meses de menores temperaturas. El análisis integral de los resultados indica que las poblaciones de *A. palmata* en ambas crestas pueden considerarse en un relativo buen estado de salud.

PALABRAS CLAVES: *Acropora palmata*, enfermedades activas, crestas, temperatura, salud.

ABSTRACT

*Biotope crest as part of the coral's reef is an important natural resource and ecological value. In this research the objective was evaluate the health of the reef crest of playa Baracoa (PB) and Rincón de Guanabo (RG). We surveyed on six stations located in each reef between June 2015 and April 2016. We selected as ecological indicators: health and temporal variation of sea's temperature. For indicator health, we were two categories: active diseases and affectation. These indicators were estimated by using a 10m long by 1m wide band transept, it was also used as sampling unit (US), a modification of the linear transept. We put 10 US for stations and a temperature sensor for each place. The analysis of affectations showed an increase of 15.5% in playa Baracoa, superior to Rincón de Guanabo (2.1%). The main affectation was bioerosion. During this study, active diseases decreased on the reef crest of playa Baracoa (5.2%) and increased in the Rincón de Guanabo (0.5%). While mean temperature didn't vary between reefs ($28.1 \pm 0.1^\circ\text{C}$ (RG) and $28.2 \pm 0.1^\circ\text{C}$ (PB)), temperatures showed temporal variations with minimum values of 24.4°C in February and maximum values of 31.2°C in September. Highest values of whitening colonies were found in lower temperatures months. An integrated analysis of the ecological indicators evaluated, suggests that populations of *Acropora palmata* in both reef crests, can be considered in relatively good condition of health.*

KEYWORDS: *Acropora palmata, active disease, crests, temperature, health.*

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son ecosistemas marinos costeros de alta madurez, distinguidos por una gran heterogeneidad espacial y elevada biodiversidad (Odum, 1969). En ocasiones son llamados "selvas del mar", tomando en cuenta la alta diversidad de invertebrados y peces que en ellos habitan (Verón *et al.*, 2009). Uno de los biotopos que posee una elevada importancia ecológica dentro de los arrecifes de coral es el de cresta. Las crestas

mayormente se caracterizan por encontrarse densamente pobladas por especies del género *Acropora* (Perera-Pérez *et al.*, 2012). Este género se desarrolla, sobre todo, en zonas de gran turbulencia provocada por el oleaje (Rogers *et al.*, 1982). El crecimiento ramificado y denso de las colonias de *A. palmata* provoca que disminuya el embate de las olas en la zona trasera del arrecife, por lo que estas colonias brindan protección y permiten el desarrollo de otros ecosistemas más cercanos a la línea de costa como son los seibadales y manglares (Bruckner, 2003).

El biotopo de cresta, al igual que otros, se afecta como resultado de procesos sucesivos de blanqueamiento, enfermedades (Mumby *et al.*, 2014), enriquecimiento orgánico (Duran *et al.*, 2016 y 2018), sedimentación, cambios en las relaciones depredador-presa (Jackson *et al.*, 2014), sobrepesca y por la mortalidad masiva del erizo negro, *Diadema antillarum* Philippi, 1845 (Macia *et al.*, 2007). Además, existen otros impactos asociados al cambio climático global, como el aumento de la temperatura superficial del mar y la acidificación de los océanos por el incremento de las concentraciones de CO_2 (Simeón, 2013). De manera general, estos impactos actúan de forma sinérgica por lo que se obtiene una combinación de riesgos variados e impredecibles (Simeón, 2013; Mumby *et al.*, 2014) ante los cuales, en ocasiones, los arrecifes no se pueden sobreponer. Debido a ello y a que, generalmente, *A. palmata* es la especie dominante en este biotopo, se ha considerado fundamental, evaluar la variabilidad espacial y temporal de la salud de esta especie. Lo anterior, permitirá proponer medidas de conservación en aras de llevar a cabo un manejo sostenible de las crestas.

La Habana, posee en ambos márgenes (este y oeste) dos crestas de arrecife bien desarrolladas. Una de las crestas, ubicada al

Oeste de La Habana, se encuentra en el comienzo de la provincia Artemisa y pertenece a la localidad de Baracoa en el municipio Bauta. La otra cresta, ubicada en el margen Este de la provincia La Habana, colinda con la provincia Mayabeque en la zona conocida como Rincón de Guanabo. Dicha zona, desde el año 2001, posee la categoría de Paisaje Natural Protegido dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba (CNAP, 2013). Ambas crestas han sido evaluadas indistintamente, mientras que son pocas las investigaciones que se enfocan en comparar el estado de salud de *A. palmata* y relacionarlo con variaciones temporales de la temperatura del mar. Debido a todo lo anterior, han surgido las siguientes preguntas de investigación: ¿En qué estado de salud se encuentran las poblaciones de *A. palmata* en ambas crestas? ¿Cuál es la afectación predominante? ¿El blanqueamiento de *A. palmata* tiene alguna relación con la temperatura en dichas crestas? Para responder a las preguntas mencionadas anteriormente, esta investigación se ha propuesto como objetivo evaluar el estado de salud de *A. palmata* en las crestas de playa Baracoa y Rincón de Guanabo y relacionarlo con la temperatura del mar a que estas se encuentran sometidas.

Estos resultados constituyen parte de una investigación integradora que evaluó el estado de ambas crestas. Debido al volumen de los resultados obtenidos, la investigación se dividió en dos publicaciones. Los resultados referidos a la cobertura de coral y al reclutamiento ya fueron publicados en Hernández-Delgado *et al.*, (2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se llevó a cabo en los arrecifes costeros de playa Baracoa (23°03'20"

N y 82°33'10" W) y Rincón de Guanabo (23°10'23.63" N y 82°05'57.46" W). El primero se encuentra ubicado en el sublitoral del municipio Bauta de la provincia Artemisa, mientras que el segundo se encuentra ubicado en la Ensenada de Sibarimar en la provincia de La Habana, a 27 km del Centro histórico de la misma y a unos 2 km al este del balneario "Brisas del Mar".

El arrecife de playa Baracoa está formado por 12 biotopos que fueron identificados y descritos por Alzugaray (2004), dentro de los cuales se encuentra el biotopo de cresta que se extiende paralelo a la línea de costa. El mismo posee una profundidad máxima de 2.50 m y *A. palmata* es la especie más abundante. En cada cresta se establecieron seis estaciones de muestreo, separadas por una distancia que varía en 100-150 m, aproximadamente, una de la otra y se identifican con referencias en tierra y elementos del fondo marino (como rupturas que forman surcos cubiertos de sedimentos) (Fig. 1B) (Fig. 1 y B). La cresta del Rincón de Guanabo tiene una extensión de 950 m aproximadamente y una elevación sobre el fondo de 1-3 m, presentando una estructura casi continua, paralela a la costa.

MÉTODOS DE MUESTREOS

Se establecieron dos períodos de muestreos para las variables biológicas teniendo en cuenta que el máximo de temperatura del mar es durante septiembre (González, 2014 y González-Díaz, 2010). Los períodos fueron: agosto-septiembre 2015 (máximo de temperatura en verano) y abril 2016, que representa el período después del invierno. Debido a la poca profundidad del área de estudio, los muestreos se realizaron utilizando buceo libre con equipo ligero.

Previo a esta investigación se llevó a cabo un estudio piloto con el objetivo de fijar



Fig. 1 (A y B). Localización del área de estudio. A: cresta del arrecife de playa Baracoa. B: cresta del arrecife del Rincón de Guanabo. Los puntos rojos representan la localización de las estaciones en los sitios de muestreo.

el tamaño de muestra (número de colonias a evaluar de *A. palmata*) necesario para obtener un 10% de precisión. A partir de las mediciones obtenidas en el estudio piloto, se calculó el tamaño de muestra utilizando la siguiente fórmula matemática (Zar, 1996):

$$n = \frac{(1.96)^2 \times (S)^2}{(x \times 0.10)^2}$$

Donde S es la desviación estándar y x la media de la muestra piloto.

El tamaño de muestra necesario calculado a partir de la muestra piloto fue de 100 colonias por estación. A cada colonia de *A. palmata* presente en el transecto de banda se le determinó el estado de salud, para lo cual se utilizaron las mismas categorías establecidas por González-Díaz (2010):

Afectaciones: Blanqueamiento (Bl); mortalidad antigua (Ma), mortalidad reciente (Mr), sedimentación (Sed), fragmentación (Frag), organismos bioerosionadores (Bioe): poliquetos (pl), esponjas (es), gusano de fuego (gf), chimeneas de chopitas (ch).

Enfermedades activas: banda blanca (Bb), mancha amarilla (Malla), mancha oscura (Mn), mancha blanca (Mb), neoplasias (Np).

Para cada una de estas categorías se evaluó su presencia-ausencia en las 1200 colonias que se evaluaron. Además, en un fragmento de coral muerto o sustrato, se colocó un sensor de temperatura (HOBO) en cada arrecife, con una precisión de ± 0.0001 °C. Se registró la temperatura con una frecuencia de 30 minutos entre junio del 2015 hasta abril del 2016. Los datos del sensor se descargaban con frecuencia bimensual a la vez que el mismo se limpiaba de impurezas, invertebrados y algas que lo colonizaban. Para ello se empleó el programa HOBO Ware-Pro (Versión 3.2.1).

Procesamiento de los datos

Para el análisis de la salud se construyeron tablas y gráficos con el número de colonias afectadas y el porcentaje que estas representan del total de colonias por estaciones y para los arrecifes. Se graficó el porcentaje de colonias afectadas y sanas, para realizar una comparación entre los períodos de muestreo determinados. El análisis de la variación de la temperatura del agua de mar se realizó graficando la temperatura media mensual durante los meses de muestreo. Además, se correlacionó con el porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento. Ambos procesamientos se realizaron con el uso del programa Excel del paquete de Microsoft Office 2016.

RESULTADOS

Salud

De las colonias de *A. palmata* evaluadas en el arrecife de Baracoa en 2015, el 72% se encontraron sanas y el 28% presentaron alguna afectación. Mientras que, en el 2016, los valores de colonias sanas y las que presentaron alguna afectación fueron de 49.3% y 50.7%, respectivamente. Para el arrecife del Rincón de Guanabo se obtuvo, en 2015, un 71% de colonias sanas, mientras que el 29% de colonias presentaron alguna afectación. Sin embargo, en el año siguiente, fue estimado un 52.7% de colonias sanas y un 47.3% de colonias que presentaron alguna afectación (Fig. 2).

En el año 2015 en el arrecife de Baracoa las afectaciones observadas en la especie *A. palmata* fueron: la bioerosión (64.4%), la mortalidad antigua (32.5%), la fragmentación (13.4%), el blanqueamiento (8.8%) y la mortalidad reciente (7.2%). En ese año, la enfermedad activa observada fue manchas blancas (4.6%). En el mismo arrecife, en 2016, algunas de las afectaciones observadas tuvieron mayor incidencia (mortalidad antigua 41.8%, blanqueamiento 35.9%), mientras que otras fueron inferiores (bioerosión 48%; fragmentación 10.9% y mortalidad reciente 5.3%) con respecto al año anterior. En este último año de muestreos se encontraron colonias afectadas por enfermedades activas como las manchas blancas (1%) y la aparición de manchas amarillas (0.3%) (Tabla 1).

En 2015 en el arrecife del Rincón de Guanabo se estimó una bioerosión de 42.2%; mortalidad antigua de 38.2%; blanqueamiento de 25.1%; fragmentación de 15.6% y mortalidad reciente de 10.6% del total de colonias afectadas. En ese año las enfermedades activas alcanzaron valores de 2.5% para las manchas oscuras

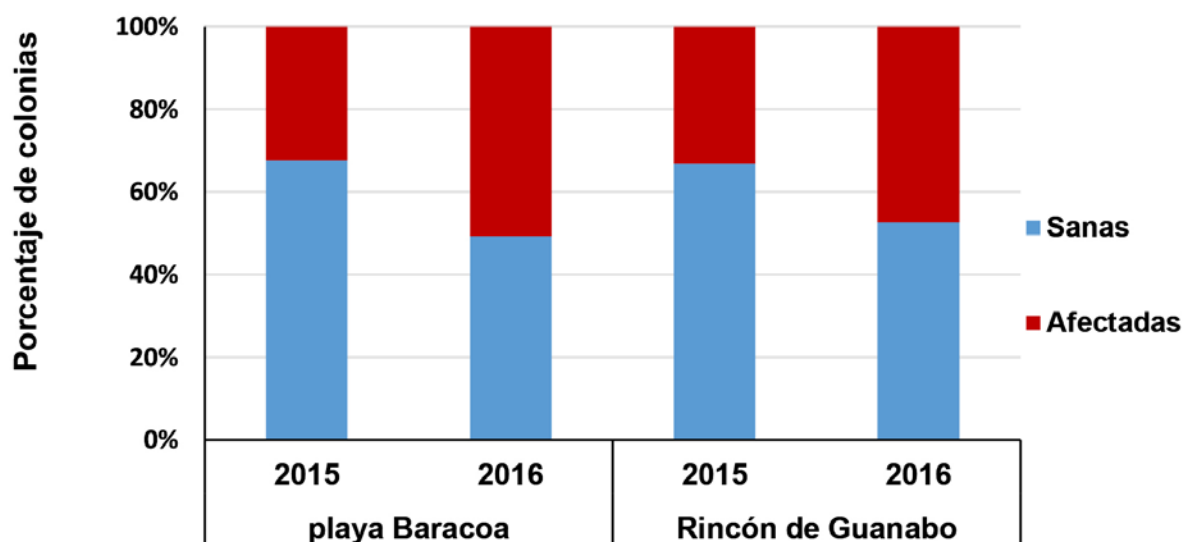


Fig. 2. Porcentaje de colonias sanas con respecto al porcentaje de colonias enfermas en los arrecifes de Baracoa y Rincón de Guanabo durante los años 2015-2016.

y para las manchas blancas de 1.2%. En 2016 la incidencia de las diferentes afectaciones disminuyó para la cresta arrecifal de Rincón de Guanabo. El porcentaje de colonias con blanqueamiento fue de 36.8%;

mortalidad antigua alcanzó valores de 28.5%, la mortalidad reciente 7.4% y la fragmentación 1%. Para las enfermedades activas, la incidencia fue de 3.5% de colonias con manchas blancas y 0.7% colonias

Tabla 1. Número de colonias afectadas (Frag: fragmentación, BI: blanqueamiento, Ma: mortalidad antigua, Mr: mortalidad reciente, Mn: manchas oscuras, Mb: manchas blancas, Bioe: bioerosión, Bb: banda blanca y Malla: mancha amarilla) y el porcentaje que representan del total de colonias con afectaciones para las crestas arrecifales de playa Baracoa y Rincón de Guanabo en los años 2015 y 2016.

Afectaciones	Cresta playa Baracoa				Cresta Rincón Guanabo			
	2015		2016		2015		2016	
	Colonias	%	Colonias	%	Colonias	%	Colonias	%
Frag	26	13,4	33	10,9	31	15,6	42	14,8
BI	17	8,8	109	35,9	50	25,1	110	38,7
Ma	63	32,5	127	41,8	76	38,2	81	28,5
Mr	14	7,2	16	5,3	21	10,6	21	7,4
Mn	3	1,5	0	0	5	2,5	0	0
Mb	9	4,6	3	1	7	1,2	10	3,5
Bioe	125	64,4	146	48	84	42,2	126	44,4
Bb	0	0	0	0	0	0	2	0,7
Malla	0	0	1	0,3	0	0	0	0

Tabla 2. Variación temporal (junio-abril) y espacial (pB-RG) de la temperatura media de la temperatura (OC) en los sitios de muestreo. Por orden de aparición: Meses de muestreo; Sitios: playa Baracoa (PB) y Rincón de Guanabo (RG); Error Estándar (ee); Mínimo (Min); Máximo (Max); Total; F y p del ANOVA unifactorial realizado para la comparación de la media anual de los sitios de muestreo.

Mes	Sitio	T(°C)	ee	Min	Max	Sitio	T(°C)	ee	Min	Max
junio	PB	29.42	0.03	28.16	30.96	RG	29.01	0.03	27.76	30.56
julio	PB	29.77	0.02	27.86	31.78	RG	29.51	0.02	27.57	30.96
agosto	PB	30.10	0.02	28.75	31.78	RG	29.93	0.01	28.66	31.17
septiembre	PB	30.29	0.01	28.56	31.78	RG	30.16	0.01	29.25	31.06
octubre	PB	29.05	0.02	27.67	30.76	RG	29.06	0.02	27.67	30.46
noviembre	PB	28.39	0.02	26.00	30.36	RG	28.18	0.02	26.39	29.25
diciembre	PB	27.75	0.01	26.88	28.85	RG	27.78	0.01	26.49	28.46
enero	PB	26.27	0.02	24.26	28.46	RG	26.59	0.02	24.84	28.06
febrero	PB	25.94	0.01	24.06	27.57	RG	25.86	0.01	24.35	26.88
marzo	PB	26.15	0.02	24.26	27.76	RG	26.12	0.01	24.93	27.47
abril	PB	26.70	0.02	25.81	27.96	RG	26.67	0.02	25.71	27.76
Total		28.19	0.01	24.06	31.78		28.12	0.01	24.35	31.17
F(1;28715)	13.9									
P	0.00									

con banda blanca. Enfermedades activas como manchas oscuras no aparecieron en 2016 (Tabla 1).

Variación temporal de la temperatura del mar

El máximo de temperatura media se alcanzó en septiembre (30.3 ± 0.01 °C) en playa Baracoa, y se obtuvo el máximo reporte en agosto y septiembre (31.8 °C) en el mismo sitio. Los valores mínimos de temperatura media se encontraron en el mes de febrero (25.9 ± 0.01 °C) en ambos sitios, obteniéndose un reporte en dicho mes de 24.1 °C en playa Baracoa (Fig. 3 y Tabla 2). Entre ambas crestas se encontraron diferencias significativas para la media de la temperatura entre sitios en el periodo evaluado (junio 2015-abril 2016) (Tabla 2).

DISCUSIÓN

SALUD

Desde la década de los 80s la abundancia de *A. palmata* en las crestas ha experimentado una disminución regional considerable (Aronson y Precht, 2001). Sus causas han sido adjudicadas a enfermedades y afectaciones producidas, generalmente, por la cercanía de las crestas a las costas y playas, lo cual favorece la incidencia de daños de origen antrópico (Donner *et al.*, 2017). Por otra parte, aunque los daños ocasionados por huracanes han provocado la disminución en abundancia de esta especie en ciertas áreas, la mayor causa de su pérdida en todo el Caribe se debe principalmente a la acción de la banda blanca (Aronson y Precht, 2001; Philippe *et al.*, 2006). A esto se suman las predicciones de muchos científicos que relacionan la de los

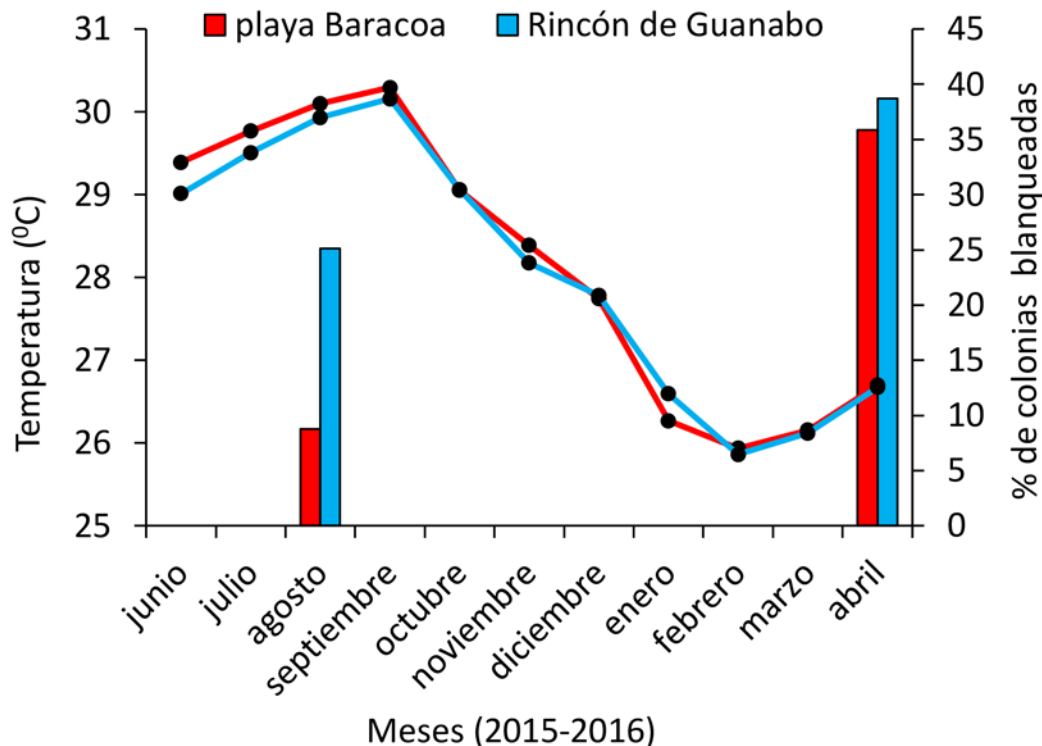


Fig. 3. Variación espacio-temporal de la temperatura (líneas) y el porcentaje de colonias con blanqueamiento (barras), en los meses de junio y abril correspondientes a los años 2015 y 2016 en las crestas arrecifales de Playa Baracoa y Rincón de Guanabo.

episodios de blanqueamiento con el aumento de la temperatura superficial del mar como consecuencia del cambio climático (Van Hooijdonk *et al.*, 2013, Ortiz *et al.*, 2014 y Heron *et al.*, 2016).

Un incremento de la mortalidad parcial o total de las colonias puede estar dado porque la población se encuentre bajo la influencia de la degradación ambiental (Meesters *et al.*, 2001). Además, esta afectación puede tener efectos profundos en la dinámica de la comunidad al reducir el tamaño de la colonia, la energía de reserva para el crecimiento y la reproducción, promoviendo la fisión al separar porciones de colonias sobrevivientes (Dikou y Van-Woesik, 2006). Los porcentajes de mortalidad reciente encontrados en ambas crestas en la presente investigación, pudieran indicar que el arrecife

ha sufrido afectaciones en un período cercano al muestreo (Hughes y Conell, 1999). Los porcentajes mencionados anteriormente para ambas crestas son superiores a los reportados por Cabrales (2014) para las crestas del arrecife costero de Cienfuegos (1.2%), Perera (2008) para ambas crestas arrecifales (playa Baracoa 2006 (2.4%), 2007 (5.9%) y Rincón de Guanabo 2006 (1.3%) y 2007 (6.5%)). También son mayores que los reportados por González (2014) para playa Baracoa antes del verano (6.5%) y menores que los reportados después del verano (10.6%) (Fig. 4). Todo esto pudiera indicar que las colonias están sufriendo degradación, sin embargo, Hernández-Delgado *et al.* (2017) encontraron en ambas crestas altos valores de reclutamiento (>35%) y densidad de *A. palmata* (>7 colonias/10 m²).

Estos autores también encontraron que cubrimiento de roca (>15%) y coral (>39%) y la densidad de *D. antillarum* (>0.1 individuos/10m²) fue mayor que años anteriores, lo cual es un indicador positivo. Debido a que se han encontrado evidencias tanto positivas como negativas en indicadores ecológicos importantes, se sugiere que en el futuro se lleve a cabo un seguimiento de dichos indicadores en estos arrecifes. Además, los valores de mortalidad reciente disminuyeron de un año al otro para ambos arrecifes de cresta, lo cual constituye un resultado favorable.

Los resultados de mortalidad antigua encontrados muestran una incidencia de colonias afectadas tanto para la cresta arrecifal

de playa Baracoa como para la del Rincón de Guanabo. Estos valores constituyen un indicador importante de la ocurrencia de eventos pasados de muerte en la región, lo que coincide con lo planteado por Piloto (2005) para playa Baracoa y Perera (2008) para las mismas zonas de estudio. Sin embargo, en la zona del arrecife no se encontraron zonas de mortalidad total, que constituyen amplias zonas con fondo rocoso y colonias aisladas, resultado que coincide con lo planteado por Semidey (2008) para Santa Fé y Baracoa. Este resultado constituye un indicador de la salud del biotopo, en contraste con arrecifes de otras latitudes, donde se ha reportado mortalidad total de corales en diferentes zonas de la Gran Barrera de Coral

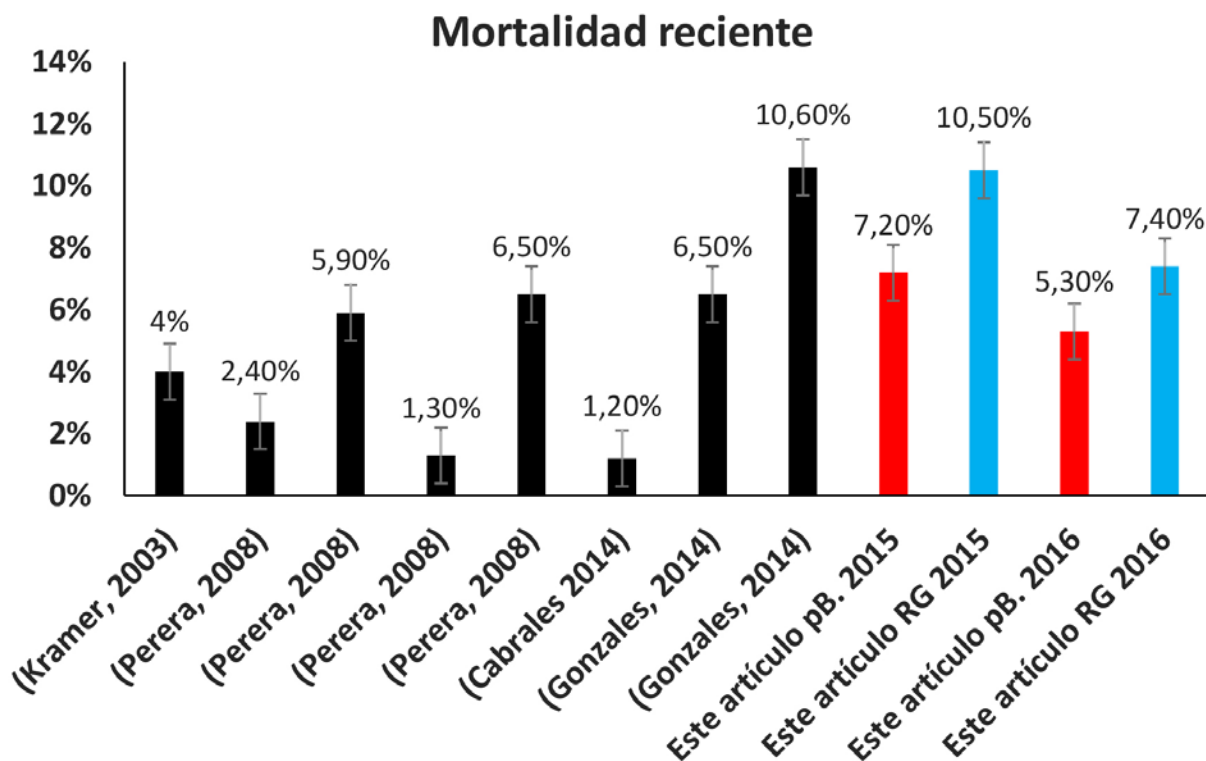


Fig. 4. Porcentaje de colonias con mortalidad reciente. Las barras negras representan los porcentajes reportados por otros autores desde el año 2003 hasta el 2014. Las barras rojas y azules representan los porcentajes encontrados en este artículo para playa Baracoa y Rincón de Guanabo, respectivamente. Los bigotes representan el Error Estándar para los datos de los artículos revisados.

de Australia, ubicada en el Océano Pacífico (Muko *et al.*, 2013).

La bioerosión, entendida como la erosión del sustrato y los corales producto de la actividad biológica (Hutchings y Peyrot-Clausade; 2002), se recomienda como un bioindicador de prioridad alta en investigaciones a largo plazo y prioridad media en investigaciones de corto plazo (debido al período lento de la respuesta) (Cooper *et al.*, 2009). Diversas investigaciones han encontrado incremento en la abundancia de organismos bioerosionadores en arrecifes cercanos o bajo el impacto de albañales no tratados (Holmes *et al.*, 2000; Chazottes *et al.*, 2002). El aumento de organismos bioerosionadores (fundamentalmente poliquetos) en las colonias de *A. palmata* en ambas crestas, pudiera estar reflejando el incremento de condiciones desfavorables entre los años 2015-2016 o un aumento de la vulnerabilidad de las colonias como consecuencia de efectos acumulativos de estrés. Holmes *et al.* (2000) han sugerido que una de las vías principales por las cuales la contaminación por nutrientes se convierte en una amenaza para los arrecifes de coral es por el incremento en la intensidad de la bioerosión. Estos mismos autores han demostrado que la bioerosión es un proceso clave que limita la tasa y los patrones de crecimiento de los arrecifes de coral por lo cual debe de ser atendido con prioridad. En el futuro, sería importante evaluar el comportamiento de los factores abióticos para conocer la calidad del agua.

En la cresta de playa Baracoa se reportó una disminución en el porcentaje de colonias con manchas blancas entre los años 2015 al 2016 y la aparición de colonias con manchas amarillas. Sin embargo, se hizo evidente un aumento en el porcentaje de colonias con enfermedades activas en un 0.2% en el Rincón

de Guanabo durante el año 2016 con respecto al arrecife de Baracoa. En la presente investigación, se obtuvieron porcentajes menores de colonias con enfermedades activas que los reportados por Perera (2008) para los arrecifes de Guanabo (18.2%) y Baracoa (1.5%), lo que podría indicar una mejoría de la salud con respecto a años anteriores. La ocurrencia de enfermedades en estos arrecifes no fue significativa, tal como se ha reportado en arrecifes de Punta del Este, Isla de la Juventud (De la Guardia y González-Díaz, 2002), Bahía de Cochinos (Caballero *et al.*, 2004) y María la Gorda (De la Guardia *et al.*, 2004 y Caballero *et al.*, 2007), considerados como limpios y sometidos a niveles bajos de impacto humano.

La enfermedad banda blanca ha sido reconocida como una de las causas principales de la disminución de las poblaciones de acropóridos en todo el mundo, principalmente en el Caribe, donde ha provocado la disminución del cubrimiento por coral vivo en más del 50% (Rogers y Miller, 2013). Sin embargo, se encontraron solo dos colonias afectadas por esta enfermedad en el presente estudio y fue en el Rincón de Guanabo. Este resultado es menor que lo encontrado por Perera (2008) con cuatro colonias afectadas por la banda blanca en la misma área y que lo reportado Piloto (2005) con cinco colonias afectadas por esta enfermedad en playa Baracoa. Igualmente, es menor a lo obtenido por Caballero *et al.*, (2005) (0.9%) en este mismo arrecife y a lo obtenido por Philippe *et al.*, (2006) en St. Croix (3.2%) en Islas Vírgenes.

VARIACIÓN TEMPORAL DE LA TEMPERATURA DE AGUA DE MAR

En escalas regionales la prevalencia de enfermedades se ha atribuido al incremento

de la temperatura del mar, así como al efecto de la sedimentación, el transporte de patógenos a través del aire, la eutrofización y la contaminación (Nystrom *et al.*, 2000). La causa más común del proceso de blanqueamiento en los últimos años ha sido el incremento de la temperatura superficial del mar en 1 ó 2 °C por encima de la temperatura media máxima (West y Salm, 2003; Wilkinson y Souter, 2008). Hoegh-Guldberg *et al.* (2007) pronostican un aumento de la temperatura del mar de al menos 2 °C entre el 2050 y el 2100. Por su parte, el Panel Internacional de Cambio Climático pronostica que será de 1.8-4.0 °C para el 2099 (IPCC, 2007). No obstante, debe tenerse en cuenta que, si sigue aumentando la temperatura del agua, se llegaría a la muerte fisiológica de los corales (Wilkinson y Souter, 2008) sin mediación de enfermedades ni de blanqueamiento.

La temperatura en el biotopo de cresta oscila entre los 20° y los 28 °C (Espinosa *et al.*, 2001). Para *A. palmata* la temperatura óptima para su asentamiento y desarrollo oscila entre 25 y 29 °C (Jaap *et al.*, 1989). Según Alcolado *et al.* (2000), en Cuba, la temperatura a partir de la cual se blanquean los corales oscila entre 29.8 y 30.0 °C. Sin embargo, la temperatura en el periodo evaluado (junio 2015-abril 2016) varió entre 25.9 y 30.3 °C.

Aunque se encontraron diferencias significativas entre dichas crestas en cuanto a la temperatura media mensual, no son biológicamente importantes, pues la diferencia sólo fue de 0.1 °C y se debe a que se registraron más de 28700 datos. Aunque se observó que el porcentaje de colonias con blanqueamiento aumento de un año a otro no podemos concluir q se deba a esta diferencia de temperatura entre estas dos

crestas. Ya que, pudieran estar incidiendo de manera sinérgica altos niveles de radiación ultravioleta, iluminación intensa, exposición al aire, cambios de salinidad, sedimentación (Smith *et al.*, 2005) y el efecto acumulativo de la elevación de temperatura. Periodos relativamente largos de ausencia o disminución de huracanes y frentes fríos tienen como consecuencia la disminución de las lluvias, de días nublados y el intercambio y el flujo de aguas con diferentes temperaturas (Fitt *et al.*, 2001; Heron *et al.*, 2008). En el caso de Cuba, los procesos de blanqueamiento más severos han coincidido con los años de ausencia de huracanes (González-Díaz, 2010). En el período entre 2013 y 2016 se reportó la acción directa de tan solo 2 tormentas tropicales en occidente del país (INSMET). Debido a lo anterior, se puede inferir que la ausencia en este período de estos eventos meteorológicos, provocó el aumento paulatino de la temperatura del mar y con esto que los corales fueran más susceptibles al blanqueamiento.

El valor máximo de colonias con blanqueamiento encontrado en esta investigación (Rincón de Guanabo) fue inferior al reportado por Wilkinson y Souter (2008) en St. John (50%) y St. Croix (79.8%) en Islas Vírgenes. Sin embargo, fue superior que los valores reportados por Perera (2008) para playa Baracoa (5%(2006) y 15%(2007)) y Rincón de Guanabo (2.8%(2006) y 36.8% (2007)). Piloto (2005) no reportó colonias con blanqueamiento evidente para el arrecife de Baracoa.

El aumento de temperatura superficial del mar (TSM), su variación y su efecto acumulativo, aumentan la severidad de los episodios de blanqueamiento de los corales (Wagner *et al.*, 2010 y Ainsworth *et al.*, 2016). Los sensores remotos son una

herramienta útil con respecto a la efectividad del costo-beneficio para el estudio de ecosistemas marinos, entre ellos, los arrecifes de coral (Caballero, 2017). El problema de utilizar estas herramientas está en que el diseño de la investigación influye en si se debe o no utilizar; ya que su empleo depende de dos factores muy importantes: la resolución y la escala a la cual se trabaja (Mumby *et al.*, 1997). Los valores de temperaturas de variables como la TSM (SST, por sus siglas en inglés) o los Grados de Calor por Semana (DHW, por sus siglas en inglés) se calculan mediante imágenes satelitales donde la resolución de los satélites utilizados es de 1km/pixel (Ainsworth *et al.*, 2016). Maina *et al.* (2011), propone que para la obtención de información mediante estas imágenes es necesario que el objeto de estudio, en este caso el arrecife, sea cinco veces el tamaño del pixel. Su utilización no es propicia para estudios donde el arrecife solo se extienda menos de un kilómetro. Debido a lo anterior, para casos como este, se recomienda el empleo de sensores HOBO. Por otra parte, Jiménez *et al.* (2011), encontraron que atendiendo a su morfología, las colonias de coral pueden modificar la temperatura a su alrededor como un mecanismo de resiliencia. En este caso, también la utilización de HOBO es ventajosa ya que registra la temperatura aledaña a los corales.

Existen evidencias del aumento de la TSM en los últimos tres años anteriores al estudio (González-Díaz *et al.*, en preparación) y durante el mismo. En esta serie de tiempo, se observó una variación de 4.4 °C. Según los autores antes citados, el aumento de la temperatura ha sido provocada por la ausencia de huracanes en occidente durante los años 2013-2016, y por la afectación en el Caribe del fenómeno

ENOS en el 2015 ((INSMET(www.insmet.cu)). En la Gran Barrera de Arrecifes de Australia esta situación ha provocado un aumento en la sensibilidad de los acropóridos ante eventos sucesivos (anuales) de blanqueamiento (Ainsworth *et al.*, 2016). En general, se plantea que el efecto acumulativo del aumento de la temperatura conduce a una pérdida de la resiliencia de este ecosistema (González-Díaz, 2010).

CONCLUSIONES

Ambas crestas arrecifales muestran un estado de salud favorable ya que a pesar de que las afectaciones de manera general aumentaron de un año a otro, se reportaron porcentajes bajos de presencia de enfermedades activas. La mortalidad reciente disminuyó, aproximándose sus valores a los reportados para arrecifes considerados como relativamente sanos y sometidos a niveles bajos de impacto humano.

El hecho de que la bioerosión por poliquetos se haya comportado elevada para ambas crestas pudiera indicar enriquecimiento de nutrientes de origen terrestre o antrópico, lo cual debe ser verificado en futuras investigaciones.

El efecto acumulativo del aumento de la temperatura del mar, seguido de la variabilidad anual provocada por la entrada de frentes fríos y la ausencia de huracanes, indujo un aumento en la presencia de colonias de *A. palmata* con blanqueamiento en ambas crestas arrecifales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento al técnico Roamsy Volta Rodríguez, por ser parte del equipo en las largas horas de toma de datos en el mar. Así mismo, llegue nuestra gratitud a Adrián Martínez Suárez por su asesoramiento

en la confección del mapa de los sitios de muestreo y a Iván Rodríguez Mauri, responsable del departamento de buceo del CIM-UH.

REFERENCIAS

- AINSWORTH, T. D., GRECH, A., HERON, S. F., OGAWA, D., ORTIZ, J. C., EAKIN, C. M., LEGGAT, W. y MUMBY, P. J. (2016). Climate change disables coral bleaching protection on the Great Barrier Reef. *Science*, 352, 338-342.
- ALCOLADO, P. M., CLARO, R., MARTÍNEZ-DARANAS, B., MENÉNDEZ-MACÍAS, G., GARCÍA-PARRADO, P., CANTELAR, K., ... GARCÍA, T. (2000). *Evaluación general del estado ecológico de los arrecifes de Cuba y monitoreo de la estación regional cubana de CARICOMP*. (Informe final). PNCT: Cambios globales y evolución del medio ambiente cubano, Código 01302112.
- ALZUGARAY, M. R. (2004). *Caracterización del arrecife coralino costero de playa Baracoa*. (Tesis de Diploma). Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.
- ARONSON, R. B. y PRECHT, W. F. (2001). White band disease and the changing face of Caribbean coral reef. *Hydrobiology*, 460, 25-38.
- BRUCKNER, A. W. (2003). *Proceedings of the Caribbean Acropora workshop: Potential application of the U.S. Endangered Species Act as a conservation strategy*.
- CABALLERO, H. A. (2017). *Estructura y condición de comunidades de corales de Cuba y su relación con variables del ambiente*. (Tesis de Diploma). Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.
- CABALLERO, H. A., ROSALES, D. y ALCALÁ, A. (2005). Estudio diagnóstico del arrecife coralino del Rincón de Guanabo, Ciudad de La Habana, Cuba. 1. Corales, gorgonáceos y esponjas. *Rev. Invest. Mar.*, 26 (3), 207-217.
- CABALLERO, H., GONZÁLEZ-FERRER, F., COBIÁN, D., ÁLVAREZ, S. y ALCOLADO-PRIETO, P. (2007). Evaluación AGRRA del bentos de diez sitios de buceo de "María La Gorda", Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28 (2), 131-138.
- CABALLERO, H., VARONA, G. y GARCÍA, J. (2004). Estructura ecológica de las comunidades de corales de la costa oriental de Bahía de Cochinos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25 (1), 23-36.
- CABRALES, Y. (2014). *Variaciones espaciales en las comunidades de corales en la costa sur-central de Cuba*. (Tesis de Maestría), Universidad de La Habana.
- CHAZOTTES, V., CAMPION-ALSUMARD, T., PEYROT-CLAUSADE, M. y CUET, P. (2002). The effects of eutrophication related alterations to coral reef communities on agents and rates of bioerosion (Reunion Island, Indian Ocean). *Coral Reefs*, 21, 375-390.
- Centro Nacional de Áreas Protegidas (2013). *Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba 2014-2020*. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana.
- COOPER, T. F, GILMOUR, J. P. y FABRICIUS, K. E. (2009). Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programs. *Coral Reef*, 28, 589-606.
- DE LA GUARDIA, E. y GONZÁLEZ-DÍAZ, P. (2002). Comunidad bentónica en arrecifes coralinos de Punta del Este y Cayo Largo, Archipiélago de los Canarreos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 23 (3): 185-194.
- DE LA GUARDIA, E., VALDIVIA, A. y GONZÁLEZ-DÍAZ, P. (2004). Estructura de comunidades bentónicas en la zona de

- buceo de María La Gorda, Ensenada de Corrientes, sureste de la Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 103-111.
- DIKOU, A. y VAN-WOESIK, R. (2006). Partial colony mortality reflects coral community dynamics: A fringing reef study near a small river in Okinawa, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 269-280.
- DONNER S.D., RICKBEIL, G.J.M. y HERON, S.F. (2017). A new, high-resolution global mass coral bleaching database. *PLoS ONE*, 12(4), 17.
- DURAN, A., SHANTZ, A.A, BURKEPILE, D.E., COLLADO-VIDES, L., FERRER, V.M., PALMA, L., RAMOS, A. y GONZÁLEZ-DÍAZ, S. P. (2018). Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bull. Mar. Sci.* 94, 2.
- DURAN, A., COLLADO-VIDES, L. y BURKEPILE, D.E. (2016). Seasonal regulation of herbivory and nutrient effects on macroalgal recruitment and succession in a Florida coral reef. *PeerJ*, 4.
- ESPINOSA, J., CANTELAR, K., GONZÁLEZ, S., ALCOLADO, P. M. y PINA-AMARGÓS, F. (2001). *Evaluación del estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Sabana-Camagüey*. (Informe de Proyecto Nacional) "Acciones prioritarias para consolidar la protección de la biodiversidad del ecosistema Sabana-Camagüey". Número: CUB/98/G32 (GEF) CUB/98/G81/A/5G/99.
- FITT, W. K., BROWN, B. E., WARNER, M. E. y DUNNE, R. P. (2001). Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs*, 20, 51-65.
- 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-DÍAZ S. P., COELLO, C. R., PEREIRA-PEREZ, O., FERRER-RODRÍGUEZ, V. M. y VOLTA, R. R. (2017). Comunidades de Corales en sitios de buceo del Parque nacional marino Punta francés, Isla de la Juventud. *Rev. Invest. Mar.*, 37 (1), 19-39.
- GONZÁLEZ-DÍAZ, S. P., HERNÁNDEZ-DELGADO, F., FERRER-RODRÍGUEZ, V. M., DELFÍN DE LEÓN, S. y VOLTA, R. R. (2018). Evaluación rápida de las consecuencias del huracán Irma en dos crestas arrecifales de Cuba. *En preparación*.
- GONZÁLEZ J. S. (2014). *Evaluación de indicadores ecológicos en la cresta de playa Baracoa, Provincia Artemisa, Cuba*. (Tesis de Diploma). Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.
- HERNÁNDEZ-DELGADO F., GONZÁLEZ-DÍAZ, S.P. y FERRER RODRÍGUEZ, V.M. (2017). Estado actual (Densidad, Cobertura y Variación de la Talla) de las crestas arrecifales de Playa Baracoa (Provincia Artemisa) y Rincón de Guanabo (Provincia La Habana) Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 37 (2), 25.
- HERON, S. F., MAYNARD, J. A., VAN HOOIDONK, R. Y EAKIN, C. M. (2016). *Warming trends and bleaching stress of the world's coral reefs 1985-2012*. (Scientific reports), 6, 38402.
- HERON, S., MORGAN, J., EAKIN, M. y SKIRVING, W. (2008). Hurricanes and their effects on coral reefs. En *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network, and Rainforest Research Centre, Townsville.
- HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P. J., HOOTEN, A. J. y STENECK, R. S. (2007). Coral reefs under rapid climate change

- and ocean acidification. *Science*, 31, 1737-1742.
- HOLMES, K.E., EDINGER, E.N., LIMMON, G.V. y RISK, M.J. (2000). Bioerosion of Live Massive Corals and Branching Coral Rubble on Indonesian Coral reefs. *Mar. Pollut. Bull.* 40 (7), 606-617.
- HUGHES, T. P. y CONNELL, J. H. (1999). Population dynamics based on size or age? A reef coral analysis. *Am. Nat.*, 129 (6): 818-829.
- Hutchings, P.A. y Peyrot-Clausade, M. (2002). The distribution and abundance of boring species of polychaetes and sipunculans in coral substrates in French Polynesia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 269, 101-121.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- JAAP, W.C, LYONS, W.G., DUSTAN, P. y HALAS, J.C. (1989). Stony coral (Scleractinia y Milleporina) community structure at Bird Key Reef, Ft. Jefferson National Monument, Dry Tortugas, Florida. Fla. *Mar. Res. Pub.*, 46, 31.
- JACKSON, J.B.C., DONOVAN, M.K., CRAMER, K.L. y LAM, V.V. (2014). *Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012.* Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- JIMENEZ, I. M., KÜHL, M., LARKUM, A. W y RALPH, P. J. (2011). Effects of flow and colony morphology on the thermal boundary layer of corals. *J. R. Soc. Interface*, 8(65), 1785-1795.
- MACIA, S., ROBINSON, P. M. y NALEVANKO, A. (2007). Experimental dispersal of recovering *Diadema antillarum* increases grazing intensity and reduces macroalgal abundance on coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 348, 173-182.
- MAINA, J., VENUS, V., McCLANAHAN, T. R. y ATEWEBERHAN, M. (2008). Modelling susceptibility of coral reefs to environmental stress using remote sensing data and GIS models. *Ecol. modelling*, 212(3-4), 180-199.
- MEESTERS, E. H., HILTERMAN, M., KARDINAAL, E., KEETMAN, M., DE VRIES, M. y BAK, R. P. M. (2001). Colony size frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 209, 43-54.
- MUKO, S., ARAKAKI, S. NAGAO, M. y SAKAI, K. (2013). Growth form dependent response to physical disturbance and thermal stress in *Acropora* corals. *Coral Reefs*, 32, 269-280.
- MUMBY, P. J., GREEN, E. P., EDWARDS, A. J. y CLARK, C. D. (1997). Coral reef habitat mapping: how much detail can remote sensing provide? *Mar. Biol.*, 130(2), 193-202.
- MUMBY P. J., FLOWER, J., CHOLLETT, I., BOX, S. J., BOZEC, Y., FITZSIMMONS, C.... WILLIAMS, S. M. (2014). *Hacia la resiliencia del arrecife y medios de vida sustentables: Un manual para los administradores de arrecifes de coral del Caribe.* Editorial FORCE, University of Exeter, Exeter.
- NYSTROM, M., FOLKE, C. y MOBERG, F. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends Ecol. Evol.* 15, 413-417.
- ORTIZ, J. C., BOZEC, Y.-M., WOLFF, N. H., DOROPOULOS, C. y MUMBY, P. J. (2014). *Nat. Clim. Change*, 4, 1090-1094.
- ODUM, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*. 164, 262-270.
- PERERA, O. (2008). *Estimación de indicadores ecológicos en dos poblaciones de Acropora palmata (Cnidaria: Scleractinia) del litoral norte de las provincias*

- Habaneras*. (Tesis de diploma). Centro de Investigaciones marinas, Universidad de La Habana.
- PERERA-PÉREZ, 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). Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de la Habana.
- PHILIPPE, A. M., ROGERS, C. S. y HILLIS-STARR, Z. M. (2006). Distribution and abundance of elkhorn coral, *Acropora palmata*, and prevalence of white band disease at Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U. S. Virgin Islands. *Coral Reefs*, 25, 239-142.
- PILOTO, Y. C. (2005). *Estructura de la población de Acropora palmata (Cnidaria; Scleractinia) dentro del arrecife de playa Baracoa, litoral habanero, Cuba*. (Tesis de Diploma). Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.
- ROGERS, C. S., SUCHANEK, T. H. y PECORA, F. A. (1982). Effects of hurricanes David and Frederic (1979) on shallow *Acropora palmata* reef communities: St-Croix, United States Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.*, 32, 532-548.
- ROGERS, C. y MILLER, J. (2013). Coral diseases cause reef decline. *Science*, 340, 15-22.
- SEMIDEY, A. (2008). *Variaciones espaciales y temporales en comunidades de corales de arrecifes de cresta del norte de La Habana, Cuba*. (Tesis de Diploma). Centro de Investigaciones Marinas Universidad de la Habana, Acuario Nacional de Cuba.
- SIMÉON, J. L. (2013). Could Thermal Oceanic Hotspot Increase Climate Changes Activities in North Tropical Atlantic: Example of the 2005 Caribbean Coral Bleaching Hotspot and Hurricane Katrina Interaction. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 78, 1828-1840.
- SMITH, D. J., SUGGET, D. J. y BAKER, N. R. (2005). Is photoinhibition of zooxanthellae photosynthesis the primary cause of thermal bleaching in corals? *Global Change Biology*, 11, 1-11.
- VAN HOOIDONK, R., MAYNARD, J. A. y PLANES, S. (2013): Temporary refugia for coral reefs in a warming world. *Nat. Clim. Change*, 3, 508-511.
- VERÓN, J. E. N., HOEGH-GULDBERG, O., LENTON, T. M., LOUGH, J. M., O'BURA, D. O., PEARCE-KELLY, P., ... ROGERS, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Mar. Pollut. Bull.* 5, 1428-1436.
- WAGNER, D. E., KRAMER, P. y VAN WOESIK, R. (2010). Species composition, habitat, and water quality influence coral bleaching in southern Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 408, 65-78.
- WEST, J. M. y SALM, R. V. (2003). Resistance and resilience to coral bleaching: implications for coral reef conservation and management. *Conserv. Biol.*, 17, 956-967.
- 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.
- ZAR, J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. Third edition.

COMO CITAR ESTE ARTÍCULO

Hernández-Delgado, F., González-Díaz, S.P., Ferrer-Rodríguez, V.M. (2018). Estado de salud de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en dos crestas arrecifales de la región noroccidental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 38(1), 44-59.