

ARTÍCULO ORIGINAL

ESTADO DE CRESTAS DE ARRECIFES EN EL PARQUE NACIONAL JARDINES DE LA REINA, CUBA

Status of coral reef crests at the Jardines de la Reina National Park, Cuba

Leslie Hernández-Fernández^{1*}, Claudia Bustamante López¹ y Lisadys B. Dulce Sotolongo¹



¹ Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). Cayo Coco. Morón. CP: 69400. Ciego de Ávila. Cuba.

* Autor para correspondencia:
leslie@ciec.cu

Recibido: 18.5.2016

Aceptado: 22.9.16

RESUMEN

Se muestrearon en febrero 2016 cuatro crestas de arrecifes en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba, para conocer su estado. Se evaluaron indicadores ecológicos sobre el Sistema de Escalas para la Clasificación y Puntaje de Condición del Bentos e Ictiofauna de Arrecifes Coralinos de Cuba y del Gran Caribe. Las especies predominantes de corales fueron, en orden descendiente, *Porites astreoides*, *Millepora complanata* y *Acropora palmata*. Los erizos predominantes fueron *Diadema antillarum* y *Echinometra lucunter lucunter*. Las macroalgas de mayor abundancia fueron *Halimeda opuntia* y *Canistrocarpus cervicornis*. La cobertura de corales fue similar en la mayoría de los sitios; en Anclitas (sitio 1) se reportó la menor densidad de *D. antillarum* y la menor cobertura de la especie *A. palmata*; mientras que en La Puntica (sitio 4) se halló la mayor densidad de *D. antillarum* y la mayor cobertura de *A. palmata*. En este último sitio también fue donde mayor porcentaje de macroalgas costrosas se determinó, aunque no presentó diferencias significativas con los restantes sitios. La cresta de cayo Anclitas se catalogó como “no saludable”, y las crestas de cayo Caballones, La Bayamesa y Caballones, como “menos saludable”, mientras que La Puntica se catalogó como “saludable”. El estado referente a las crestas del Parque Nacional Jardines de la Reina aún presenta incógnitas, pues faltan elementos esenciales por definir, como la propia composición de nutrientes y la dirección de las corrientes de marea, así como la comunidad de peces herbívoros.

PALABRAS CLAVES: crestas de arrecifes, corales pétreos, macroalgas, archipiélago Jardines de la Reina, Cuba.

ABSTRACT

Four of coral reef crests were sampled in the Jardines de la Reina National Park, Cuba, to know their condition in February 2016. Ecological

indicators on the Scale System for the Classification and Score of Benthos and Fish Fauna Condition of Coral Reefs in Cuba and the Greater Caribbean were evaluated. The predominant species of corals were, in descending order, Porites astreoides, Millepora complanata and Acropora palmata. Diadema antillarum urchins were predominant and Echinometra lucunter lucunter. The macroalgae with the most abundance were Halimeda opuntia and Canistrocarpus cervicornis. The coral covers was similar in most of sampling sites, but in Anclitas (Site 1), lower density of D. antillarum and less coverage of the species A. palmata was reported. However, in La Puntica site higher density D. antillarum and greater coverage A. palmata was found. The latter site was also the highest percentage of crustose macroalgae even when no significant differences with the remaining sites were found. The latter was also the highest percentage of crustose macroalgae was determined, although no significant differences with the remaining sites. Anclitas key crest was classified as "unhealthy", the Caballones key crest: Bayamesa y Caballones as "less healthy", whereas that La Puntica as "healthy". The status of coral reef crest of Jardines de la Reina National Park, as crucial element to be defined, as the nutrient composition and direction of tidal currents as well as the community of herbivorous fish.

KEY WORDS: coral reef crests, stony corals, macroalgae, Jardines de la Reina archipiélago, Cuba.

INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) se encuentra ubicado al sur de las provincias de Sancti Spíritus, Ciego de Ávila y Camagüey, en la región central de Cuba. Los arrecifes de esta región proveen al país importantes servicios ambientales, vinculados directamente con la pesca comercial y el turismo (Figueredo-Martín *et al.*, 2013). También se pueden obtener otros servicios, como los que Rogers *et al.* (2015)

mencionan para este ecosistema; la posibilidad de desarrollo de acuicultura, comercio para acuarios, biotecnología, provisión de hábitats, protección de la línea costera y mantenimiento de la riqueza de especies.

Los arrecifes coralinos del PNJR han sido caracterizados y evaluados, en el presente siglo, por Pina-Amargós *et al.* (2008) y Hernández-Fernández *et al.* (2011). Entre los resultados de estos trabajos, se ha registrado la prevalencia de muerte antigua en corales pétreos, lo que pudiese denotar degradación del ecosistema. Esto se ha dado fundamentalmente, en la mayoría de las crestas de arrecifes, formadas en gran parte por importantes corales constructores de arrecifes como *Acropora palmata* Lamarck, 1816.

Las causas de la degradación de los arrecifes son diversas: incluyen la contaminación, la sedimentación, los impactos de la pesca, la destrucción de hábitats, las especies invasoras, el blanqueamiento y las enfermedades de corales, y el cambio climático global, entre otros factores (Woodley, 2003; Downs *et al.*, 2005). Bruno *et al.* (2003) argumentan que la mayor causa de la extinción de corales pétreos son las enfermedades marinas, mientras que Knowlton & Jackson (2008) la atribuyen a una sinergia entre los factores locales de estrés y a cambios globales. Por su parte, Jackson *et al.* (2014) sostiene que la disminución de los corales en el Caribe se debe principalmente a agentes estresantes locales, en lugar de los eventos extremos de temperatura. Por otro lado, Aswani *et al.* (2015) confieren esta disminución a la sinergia entre agentes estresantes naturales y antropogénicos. Según Graham *et al.* (2015), es el blanqueamiento, inducido por las condiciones climáticas, una de las mayores amenazas actuales que existe sobre

los arrecifes coralinos, al causar la pérdida de la cobertura de corales pétreos.

Específicamente en el PNJR, las condiciones ambientales son aparentemente estables, debido a que se encuentra separado de la isla de Cuba por el golfo de Ana María, y a que se trata de un área protegida y que como tal, incluye estrategias establecidas de manejo y conservación de pesca, según la Resolución Ministerial de la Industria Pesquera 562 / 96 (Figueredo-Martín *et al.* 2010), por lo que no existe el nivel de pesca de especies de peces como en otras áreas no protegidas. A pesar de ello, y al igual que los restantes arrecifes del Caribe, los arrecifes del PNJR se ven afectados por disímiles causas. Con este trabajo se pretende estimar el estado actual de cuatro crestas de arrecifes del PNJR.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El muestreo se realizó en febrero de 2016, en cuatro crestas de arrecifes del PNJR, el cual se extiende desde cayo Bretón hasta cayo Cabeza del Este, ubicado en la región suroccidental del archipiélago cubano (Fig. 1). Las crestas estudiadas se ubican al sur de los cayos, y se caracterizan por ser casi continuas, con predominio de los géneros *Millepora*, *Porites* y *Acropora*. Estos sitios se encuentran en el sur de los cayos Anclitas y Caballones, los más cercanos a la Base de

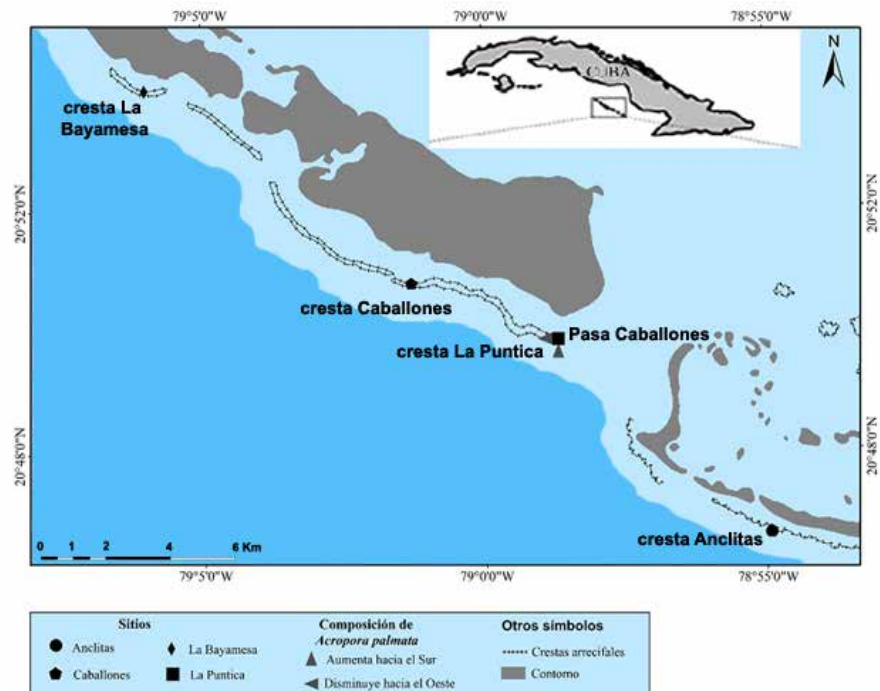


Fig. 1. Sitios de cresta de arrecifes muestreados en el Parque Nacional Jardines de la Reina.

Monitoreo del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), ubicada en el PNJR.

ESTADO DE CRESTAS DE ARRECIFES EN 2016

Para evaluar las condiciones de las crestas de arrecifes, se aplicó la metodología empleada por Caballero *et al.* (2013), como versión simplificada de AGRRA (2000), en 20 transeptos (Tabla 1). En cada transecto, se identificaron las especies de corales siguiendo los criterios de Zlatarski & Martínez-Estalella (1980) y González-Ferrer (2009). A cada colonia que quedaba debajo de la cinta se les estimó la cobertura viva, el diámetro mayor y la altura máxima, así como el porcentaje de muerte antigua, muerte reciente y de blanqueamiento, además de otras enfermedades (banda negra, banda blanca, banda amarilla, manchas oscuras, manchas amarillas y plaga blanca).

Crestas de arrecifes	Coordenadas	Número de transectos	
		2016	Profundidad promedio (m)
Anclitas	20°46'37.0"- 78°54'55.4"	20	1
Caballones	20°50'46.4"- 79°01'17.5"	20	1.10
La Bayamesa	20°53'59.1"- 79°06'00.6"	20	1.15
La Puntica	20°49'50.2"- 78°58'41.0"	20	1.20

Tabla 1. Sitios de estudio, coordenadas y número de transectos analizados.

En cada sitio se determinó la abundancia de erizos, en un transecto de banda de 10 x 1 m, los que fueron identificados siguiendo Humann (2011). También se evaluó la cobertura de macroalgas y el número de reclutas de corales, empleando un marco de 25 x 25 cm de lado, colocado cada dos metros en los transectos, hasta completar 100 marcos por sitio. Se identificaron las especies de reclutas de corales, siempre que fue posible. Las especies de macroalgas no identificadas *in situ* se conservaron en frascos con sal común, y se anotó en una tablilla el momento de la colecta hasta su traslado al laboratorio donde fueron depositadas en alcohol. Luego fueron clasificadas hasta el taxón más bajo posible, según criterios de Littler & Littler (2000), Littler *et al.* (2008), Dawes & Mathieson (2008), Suárez *et al.* (2015) y Guiry & Guiry (2015).

ANÁLISIS DE DATOS

Estado de crestas de arrecifes: Para conocer el estado de las cuatro crestas (Anclitas, Caballones, La Bayamesa y La Puntica), con la información recopilada, se realizó una evaluación integral, teniendo en cuenta los criterios de Alcolado & Durán (2011) en el sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. De esta escala se tuvo en cuenta: cobertura de corales (%) (crítico: <5, pobre: 5-9.9, regular: 10-19.9, buena: 20-40, muy buena > 40), densidad lineal de

corales (colonias/10 m) (crítico: < 4, pobre: 4-7.9, regular: 8-11.9, buena: 12-16, muy buena >16), reclutamiento de corales (crítico: <2, pobre: 2-3.9, regular: 4-7.9, buena: 8-16, muy buena >16), porcentaje de muerte reciente (%) (crítico: >16, pobre: 8-16, regular: 4-7.9, buena: 2-3.9, muy buena <2), porcentaje de muerte antigua (%) (crítico: >80, pobre: 40-80, regular: 20-39.9, buena: 10-19.9, muy buena >10), número de especies (crítico: < 3, pobre: 3-6, regular: 6-9, buena: 9-12, muy buena > 12), porcentaje de algas costrosas (%) (Crítico: >5, pobre: 5-9.9, regular: 10-19.9, buena: 20-40, muy buena >40) y densidad de *Diadema antillarum* Phillipi, 1845 (ind/m²) (crítico: < 0.25, pobre: 0.25-0.49, regular: 0.5-1, buena: 1.1-2.5, muy buena 2.6-7).

Se compararon los sitios de crestas de arrecifes en cuanto a los siguientes indicadores ecológicos: porcentaje de cobertura de coral(%) y en específico, cobertura de la especie *A. palmata*, especies de erizos y su densidad (ind/m²) y porcentaje de macroalgas costrosas (%).

Para el análisis de todos los datos se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianza, para lo cual se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk y Bartlett. Como la naturaleza de los datos no cumplieron con dichas premisas, para conocer si existían diferencias significativas entre los sitios en cuanto a los indicadores ecológicos seleccionados, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. En los casos donde se

reflejaron diferencias significativas se aplicó la T-Student para conocer entre qué sitios existían dichas diferencias. Para todos estos análisis se empleó el software R versión 3.1.2 (R Core Team, 2014), con el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2014).

RESULTADOS

CORALES

Al comparar los sitios estudiados, en cuanto al porcentaje de cobertura en los corales, se apreciaron diferencias significativas (Fig. 2 A; $F= 12.40$, $p= 0.0061$) (T-Student: S1-S2, $p= 0.054$; S1-S3, $p= 0.123$; S1-S4, $p= 0.184$; S2-S3, $p= 0.001$; S2-S4, $p= 0.009$; S3-S4, $p= 0.989$). Cresta Anclitas (sitio 1) no mostró diferencias significativas respecto a los restantes sitios. El sitio que marcó las diferencias fue Caballones (sitio 2), con respecto a La Bayamesa y a La Puntica (sitios 3 y 4). Específicamente, la especie *A. palmata* mostró su mayor porcentaje de cobertura

en el sitio La Puntica (sitio 4), sin mostrar diferencias con el sitio La Bayamesa (sitio 3). En este aspecto Anclitas y Caballones (sitios 1 y 2) fueron significativamente diferentes entre sí y en comparación con los restantes sitios (Fig. 2 B; $F= 20.68$, $p= 0.0001$), (T-Student: S1-S2, $p= 0.016$; S1-S3, $p= 6.303 \times 10^{-5}$; S1-S4, $p= 0.0001$; S2-S3, $p= 0.020$; S2-S4, $p= 0.025$; S3-S4, $p= 0.578$).

El sitio de mayor densidad de reclutas fue La Puntica (sitio 4) (Tabla 2). Los reclutas identificados pertenecieron a las especies *Porites furcata* (Lamarck, 1816), *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786), *Favia fragum* (Esper, 1795), *P. astreoides*, *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758); ésta última mostrando mayor representatividad en el reclutamiento. No se observaron enfermedades, ni blanqueamiento.

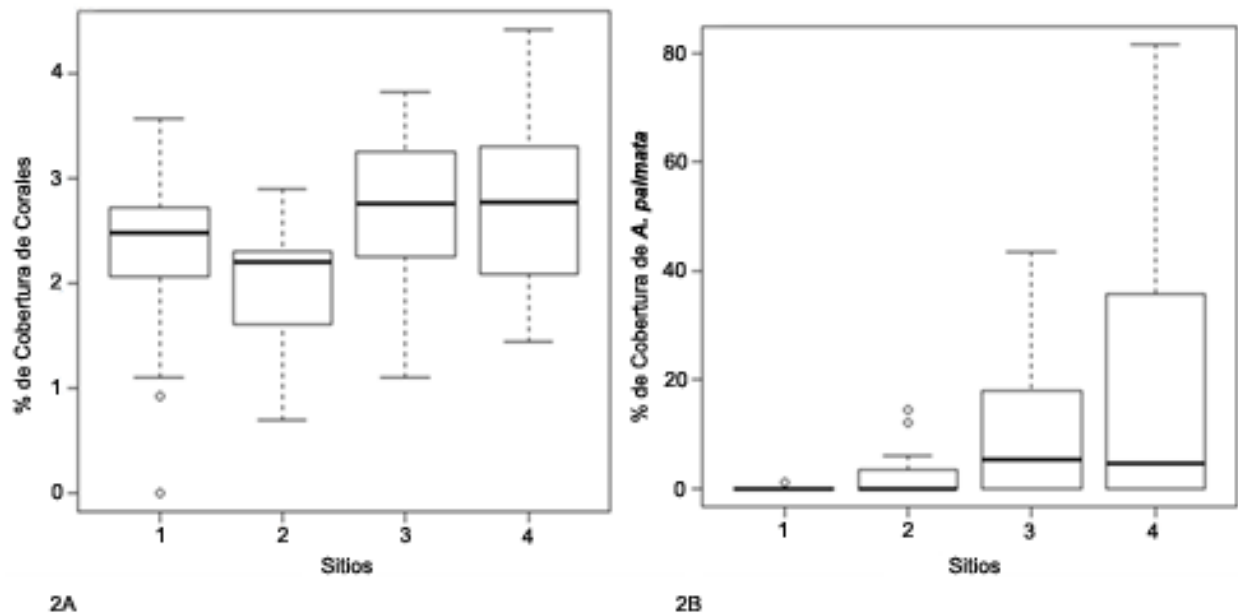


Fig. 2. A: Porcentaje de cobertura de corales (%). **B:** Porcentaje de cobertura de *A. palmata* (%). 1: Anclitas (Sitio 1), 2: Caballones (Sitio 2), 3: La Bayamesa (Sitio 3) y 4: La Puntica (Sitio 4).

Especies	Anclitas	Caballones	La Bayamesa	La Puntica
	2016	2016	2016	2016
	%	%	%	%
<i>Acroporacervicornis</i> (Lamarck, 1816)	0	0	0.8	1.3
<i>Acroporapalmata</i> (Lamarck, 1816)	22.3	31	45.1	43.8
<i>Agariciaagaricites</i> (Linnaeus, 1758)	1.5	0	0	0
<i>Colpophyllianatans</i> (Houttuyn, 1772)	1.5	0	0	0.7
<i>Pseudodiploria clivosa</i> (Ellis y Solander, 1786)	4.6	0.8	1.5	0
<i>Pseudodiploriastrigosa</i> (Dana, 1846)	2.3	0	0.8	0
<i>Milleporaalcicornis</i> (Linnaeus, 1758)	6.2	4.1	0.8	9.8
<i>Milleporacomplanata</i> (Lamarck, 1816)	11	25.2	36.1	16.1
<i>Orbicellaannularis</i> (Ellis y Solander, 1786)	5.4	0.8	0.8	0
<i>Montastraea caverosa</i> (Linnaeus, 1767)	0.8	0	0	0
<i>Poritesastreoides</i> (Lamarck, 1816)	35.4	32.5	12	17.7
<i>Poritesdivaricata</i> (Lesueur, 1821)	0.8	0	0	0
<i>Poritesfurcata</i> (Lamarck, 1816)	4.6	0	0	0
<i>Poritesporites</i> (Pallas, 1766)	0	5.7	2.3	0.7
<i>Siderastreasiderea</i> (Ellis y Solander, 1786)	3.1	0	0	0
<i>Siderastrearadians</i> (Pallas, 1766)	0.8	0	0	0
Total de colonias	130	126	136	153
Número de especies	14	7	9	7
Colonias/10m	7	7	8	10
Cobertura de coral (% ± DE)	23±9.22	16.5±4.61	32±11.28	43±20.89
Diámetro promedio (cm ± DE)	52.2±6.80	58.1±6.25	82.4±8.02	80.8±11.00
Altura promedio (cm ± DE)	33.6±2.82	43.5±3.60	44.9±4.91	54.3±3.52
Muerte antigua (% ± DE)	40.3± 37.2	41.7±41.0	47.1±38.0	31.1±30.8
Muerte reciente (% ± DE)	6.1±8.0	7.5±10.8	7.8±9.7	7.9±9.9
Diversidad de Shannon (H')	1.94	1.45	1.28	1.37
Reclutamiento de corales (ind/m ²)	2.4	4.8	4	13.6

Tabla 2. Especies identificadas en crestas de arrecifes del Parque Nacional Jardines de la Reina en 20 transeptos analizados en febrero 2016 (%: porcentaje que representa cada especie del total de colonias contadas).

ERIZOS

Se registraron tres especies de erizos; *D. antillarum*, *Echinometra lucunter lucunter* (Linnaeus, 1758) y *Eucidaris tribuloides* (Lamarck, 1816), con mayor predominio de las dos primeras. La densidad de *E. lucunter*, varió entre 0.7 ind/m² y 1.8 ind/m², aunque no manifestó diferencias significativas entre sitios (Fig. 3A; F= 2.82, p= 0.418). En la mayoría de los sitios, a mayor densidad de *E. lucunter*, menor de *D. antillarum* y viceversa, excepto en Caballones (sitio 2), donde las densidades de ambas especies fueron similares (Fig. 3A y 3B). La densidad de *D.*

antillarum varió entre 0.3 ind/m² y 4.7 ind/m² sin manifestarse diferencias significativas entre Caballones y La Bayamesa (sitios 2 y 3). Entre los restantes sitios las diferencias fueron muy marcadas (Fig. 3B; F= 43.16, p= 2.27x10⁻⁹) (T-Student: S1-S2, p= 0.020; S1-S3, p= 0.000; S1-S4, p= 6.89x10⁻⁸; S2-S3, p=0.119; S2-S4, p= 1.868x10⁻⁵; S3-S4, p= 1.888 x10⁻⁵).

MACROALGAS

Las macroalgas, en los cuatro sitios estudiados, estuvieron representadas por 15 especies, pertenecientes a cinco grupos

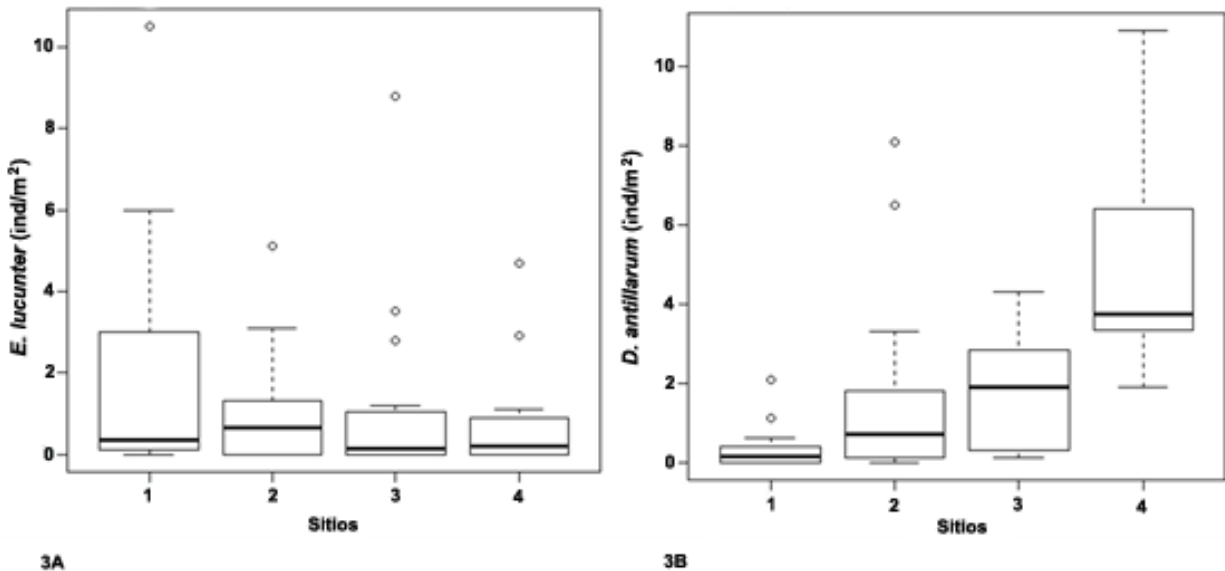


Fig. 3. A: Densidad de *E. lucunter* (ind/m²). **B:** Densidad de *D. antillarum* (ind/m²). 1: Anclitas (Sitio 1), 2: Caballones (Sitio 2), 3: La Bayamesa (Sitio 3), 4: La Puntica (Sitio 4).

morfofuncionales. Los grupos de mayor abundancia fueron los de calcáreas, costrosas y foliosas (Tabla 3). El más diverso fue el de las calcáreas, con siete especies, y predominio de *Halimeda opuntia* (Linnaeus) J.V. Lamouroux. El grupo de macroalgas de mayor porcentaje de representación fue el de las costrosas con el género *Hydrolithon*. Entre las foliosas predominó la especie *Canistrocarpus cervicornis* (Kützing) De Paula & De Clerck (Tabla 3). El grupo morfofuncional de macroalgas costrosas mostró diferencias significativas entre sitios (Fig. 4; $F = 84.34$, $p = 2.2 \times 10^{-16}$) (T-Student: S1-S2, $p = 7.58 \times 10^{-10}$; S1-S3, $p = 9.349 \times 10^{-9}$; S1-S4, $p = 3.862 \times 10^{-1}$; S2-S3, $p = 0.026$; S2-S4, $p = 0.016$; S3-S4, $p = 4.15 \times 10^{-7}$).

DISCUSIÓN

CORALES

La cobertura de corales presentó poca variación entre los sitios de crestas. Sin embargo, específicamente la especie *A. palmata*, no determinó la condición de

“Buena”, en la cresta Anclitas (sitio 1), sino el resto de las especies que en ella se identificaron. *A. palmata* exhibió un mayor porcentaje de cobertura en la cresta La Puntica (sitio 4), donde se estimó una condición “Muy Buena”. Según la escala de Alcolado y Durán (2011) con respecto a la cobertura de coral, cresta Caballones recibió una condición de “Regular”, mientras que cresta La Puntica (sitio 4), de “Muy Buena”. También en cuanto a los reclutas, este último sitio recibió una condición de “Buena” (Tabla 4).

Las corrientes de marea (flujo y reflujo) en “Pasa Caballones” pueden alcanzar máximas entre 18 y 20 cm/s, según plantearon Arriaza *et al.* (2008), quienes explican además, que durante el flujo la influencia de la circulación oceánica adyacente es menor que la influencia del viento y por ello se obtienen máximas inferiores a las del reflujo. Precisamente, cresta La Puntica (sitio 4) se ubica en el extremo Este de la “Pasa Caballones”, lugar donde pudieran influir

Sitios	GMF de Macroalgas		
	Costrosas	Calcáreas	Foliosas
Anclitas	7.39 ± 13.49	14.04 ± 9.77	10.49 ± 16.35
Caballones	25.85 ± 21,07	4.68 ± 9.77	0.31 ± 2.00
La Bayamesa	18.82 ± 16.84	5.89 ± 9.19	0.61 ± 2.65
La Puntica	33.44 ± 21.45	5.64 ± 12.40	0.03 ± 0.3
Promedio	21.38 ± 18.21	7.56 ± 10.28	2.86 ± 5.33

GMF	Especies	Sitios				
		1	2	3	4	Total
Costrosas	<i>Hydrolithon</i> (Foslie) Foslie	4.09	20.71	10.16	29.89	64.86
	<i>Mesophyllum</i> (Me Lemoine)	4.03	22.53	3.24	7.01	36.81
Carnosas	<i>Lobophora variegata</i> (J. V. Lamouroux) Womersley ex E. C. Oliveira	0.03	0	0	0	0.03
	<i>Laurencia filiformis</i> (C. Agardh) Montagne	0	0.32	0.63	0.05	1.00
Calcáreas	<i>Halimeda discoidea</i> (Decaisne)	0.05	0	0	0	0.05
	<i>Halimeda goreau</i> (W.R.Taylor)	3.07	1.95	1.48	0.99	7.48
	<i>Halimeda opuntia</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux	2.89	2.14	2.69	4.62	12.34
	<i>Halimeda tuna</i> (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux	0.52	0.00	0.48	0	1.00
	<i>Amphiroa rigida</i> (J. V. Lamouroux)	1.41	0.38	0.33	0.27	2.40
	<i>Galaxaura rugosa</i> (J. Ellis & Solander) J. V. Lamouroux	9.66	0.41	0.79	0	10.86
Foliosas	<i>Jania adhaerens</i> (J.V.Lamouroux)	0	0.25	1.19	0.37	1.81
	<i>Canistrocarpus cervicomis</i> (Kützinger) De Paula & De clerck	9.40	0.13	0.08	0.33	9.93
	<i>Dictyota humifusa</i> Hörnig, Schnetter & Coppejans <i>in</i> Hörnig <i>et al.</i>	0.00	0.16	0.05	0	0.21
Correosas	<i>Styopodium zonale</i> (J.V.Lamouroux) Papenfuss	0.15	0.04	0.03	0	0.23
	<i>Turbinaria turbinata</i> (Linnaeus) Kuntze From Littler, D.S., M.M. Littler & M.D. Hanisak	0.03	0	0	0	0.03
Cianofíceas		0.49	0.05	0.36	0.16	1.07
Total		35.82	49.09	21.52	43.70	150.12

Tabla 3. Porcentaje (% ± DE) de grupos morfo-funcionales (GMF) y de especies de macroalgas en sitios de crestas de arrecifes del Parque Nacional Jardines de la Reina.

con mayor intensidad las corrientes de marea, las que proporcionarían nutrientes provenientes del golfo de Ana María. Esta variable también debe tenerse en cuenta para explicar el estado saludable de las colonias de *A. palmata* en dicho sitio.

Cresta La Puntica mostró una mayor cobertura viva de *A. palmata*, estado que va disminuyendo desde el extremo Este, por donde circulan las aguas de “Pasa Caballones”, hacia el Oeste. También se

apreció una mayor cobertura viva en colonias que crecen hacia el Sur, desde la propia estructura de la cresta (L. Hernández-Fernández. Observación personal, febrero 20 de 2016) (Fig. 1), lo que pudiese estar vinculado a la dirección e intensidad de las corrientes de marea.

La cobertura de corales obtenida en La Bayamesa (sitio 3), pudiera deberse también a la disponibilidad de nutrientes, pues a pesar de no ubicarse en las cercanías de

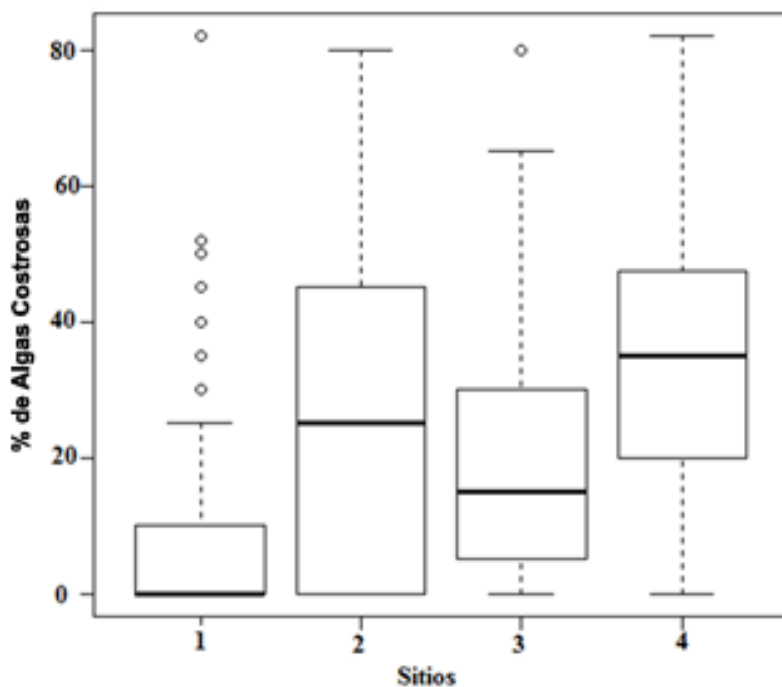


Fig. 4. Porcentaje de macroalgas costrosas (%). 1: Anclitas (Sitio 1), 2: Caballones (Sitio 2), 3: La Bayamesa (Sitio 3), 4: La Puntica (Sitio 4).

“Pasa Caballones”, sí puede obtener alguna incidencia de nutrientes provenientes de las lagunas interiores que se encuentran en esta región, rodeadas de manglares.

ERIZOS Y MACROALGAS

Si se compara la densidad de *D. antillarum* (0.3 ind/m²- 4.7 ind/m²) con la reportada por Martín- Blanco *et al.* (2011) en las zonas de Reserva Centro (RC) y Reserva Oeste (RW) del PNJR, entre 2004 y 2005 (0.74 ind/m²- 0.98 ind/m² en RC y 1.09 ind/m² en RW), zonas en las que se incluyen los sitios de crestas seleccionados en este estudio (sitios 2-3 en RW y sitios 1-4 en RC), se puede asumir que dicha densidad ha aumentado. Sin embargo hay que señalar que el tamaño de muestra analizado, por estos autores, fue mayor (7 sitios de crestas de arrecifes entre

las zonas RW y RC) que el del presente estudio (4 sitios de crestas de arrecifes entre las zonas RW y RC). Según la escala de Alcolado & Durán (2011) con respecto a la densidad de *D. antillarum*, cresta Anclitas (sitio 1) recibió una condición de “Pobre” mientras cresta La Puntica (sitio 4) de “Muy Buena” (Tabla 4).

Según Hernández *et al.* (2007), el mayor consumo por parte de los erizos está directamente relacionado con el régimen hidrodinámico que determina la comunidad de algas sobre el arrecife. No obstante, dichos autores demostraron que *D. antillarum* se alimenta, fundamentalmente, de algas filamentosas, mi-

croalgas y pequeños invertebrados, cambiando la dieta en dependencia del hábitat.

En los sitios estudiados no se hallaron algas filamentosas y predominaron las costrosas, calcáreas y foliosas. Los géneros determinados por Hernández *et al.* (2007) como *Amphiroa*, *Jania* y *Dictyota*, de los cuales también se alimenta *D. antillarum*; coincidieron con los identificados en estos sitios, pero no precisamente con mayor porcentaje de representación en los sitios de mayor densidad de *D. antillarum*. Por el contrario, estos géneros de macroalgas predominaron en Anclitas (sitio 1), donde se observó menor densidad de *D. antillarum*. Los sitios Caballones y La Puntica (sitios 2 y 4), según la escala de Alcolado & Durán (2011) sobre la base del porcentaje de algas costrosas,

Indicadores Ecológicos	Anclitas	Caballones	La Bayamesa	La Puntica
Cobertura de coral (%)	Buena	Regular	Buena	Muy Buena
Densidad de corales (colonias/10m)	Pobre	Pobre	Regular	Regular
Reclutamiento de corales (ind/m ²)	Pobre	Regular	Regular	Buena
Muerte reciente (%)	Regular	Regular	Regular	Regular
Muerte antigua (%)	Pobre	Pobre	Pobre	Regular
Número de especies	Muy buena	Regular	Regular	Regular
Algas costrosas (%)	Pobre	Buena	Regular	Buena
Densidad de <i>D. antillarum</i> (ind/m ²)	Pobre	Buena	Buena	Muy Buena

Tabla 4. Condición de los sitios sobre la base del sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe dado por Alcolado & Durán (2011).

recibieron una condición de “Buena” (Tabla 4).

Es interesante que la cobertura general de corales fue similar en la mayoría de los sitios, pero donde menor densidad de *D. antillarum* se reportó, fue donde menor cobertura de la especie *A. palmata* se manifestó (sitio 1: Anclitas), y donde mayor densidad de *D. antillarum* se halló, fue donde se obtuvo mayor cobertura de *A. palmata* (sitio 4: La Puntica). Este último también fue donde mayor porcentaje de macroalgas costrosas se determinó, aunque no presentó diferencias significativas con los restantes sitios. Autores como Edmunds & Carpenter (2001) sugieren que el forrajeo de *D. antillarum* favorece el crecimiento de algas costrosas coralinas e incrementa el asentamiento de los corales. Según Steneck (1997) y Adey (1998), las algas costrosas también sirven de alimento a peces herbívoros y a erizos de mar, además de facilitar sustrato duro para el asentamiento de larvas de invertebrados como corales pétreos.

En los sitios de estudio debe ser investigada la disponibilidad de nutrientes, ya que la insuficiencia de éstos puede manifestarse como una limitada dominancia de algas carnosas (Littler *et al.*, 2009) y filamentosas (no identificadas en los sitios

visitados). Los niveles de nutrificación existentes, no son de origen antrópico, lo que puede estar incidiendo en las condiciones que presenta *A. palmata* y *D. antillarum* en los sitios 3 y 4, con respecto al 1 y 2.

Una de las razones por las cuales no fueron observadas especies de algas pertenecientes al grupo de las filamentosas y un porcentaje de carnosas tan bajo, pudiera ser debido a que el PNJR se encuentra muy distante de la Isla Grande de Cuba, por lo que la escorrentía proveniente de tierra y los nutrientes derivados de la actividad antropogénica, apenas deben llegar a la zona de investigación, por lo que se presentan condiciones oligotróficas (González de Zayas *et al.*, 2006). Éstas son consideradas las causas que inducen el incremento del crecimiento de algas en el arrecife (Littler *et al.*, 2006). Otra razón pudiera ser la época del año en que se realizó el estudio (febrero), al no contarse con otro muestreo que refleje la estacionalidad, tanto del grupo de las carnosas como el de las filamentosas.

Como plantearan Littler *et al.* (2009), los niveles de nutrientes, la herbivoría y la interacción de importantes eventos naturales (desde los eventos meteorológicos extremos hasta las enfermedades) deben conocerse para comprender las interacciones

competitivas que determinan la salud de un arrecife coralino.

Los cuatro sitios estudiados en el PNJR, fueron evaluados sobre la base de 8 indicadores ecológicos (Alcolado & Durán, 2011), por lo que la cresta Anclitas (sitio 1) pudiera ser catalogada como “no saludable”, pues más del 50 % de los indicadores recibieron la condición de “Pobre”, a pesar de presentar una cobertura de coral similar al sitio de mayor salud (sitio 4: La Puntica). Se catalogarían como “menos saludable” a las crestas Caballones (sitio 2) y La Bayamesa (sitio 3), donde el 25 % y 12.5 %, respectivamente, de los indicadores recibieron una condición de “Pobre”. La Puntica (sitio 4), sin ninguna condición con dicha calificación, se pudiera catalogar como “saludable”.

El estado referente a las crestas del Parque Nacional Jardines de la Reina aún presenta incógnitas, pues faltan elementos esenciales por definir, como la propia composición de nutrientes y la dirección de las corrientes de marea, así como la comunidad de peces herbívoros. Además, uno de los indicadores que marca las mayores diferencias es la cobertura de la especie de *A. palmata* la cual, específicamente, no fue tomada en cuenta por Alcolado y Durán (2011) en el sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe, pues no en todas las crestas en buen estado de salud y condiciones ambientales normales, hay presencia de esta especie.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los técnicos Evelio A. Alemán Martín, Roy Phillips Pérez y Adrián Fasta Serrano, por sus colaboraciones durante los muestreos y los aportes de Fabián Pina Amargós, Evelyn Marichal

Arbona y Yandy Rodríguez Cueto, investigadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).

REFERENCIAS

- ADEY, W. H. (1998). Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *J. Phycol.*, 34, 393-406.
- AGRRA (2000). *The AGRRA Rapid Assessment Protocol*. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology. Recuperado en junio 25, 2001, disponible en <http://coral.aoml.noaa.gov/agra/methodhome.htm>.
- ALCOLADO, P. M. y DURÁN, A. (2011). Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Ser. Oceanol.*, 8, 25-29.
- ARRIAZA, L., SIMANCA, J., RODAS, L., LORENZO, S., HERNÁNDEZ, M., LINARES, E. O., MILIAN, D. y ROMERO, P. (2008). Corrientes marinas estimadas en la plataforma suroriental cubana. *Ser. Oceanol.*, 4, 1-10.
- ASWANI, SH., MUMBY, P.J., BAKER, A. C., CHRISTIE, P., MCCOOK, L. J., STENECK, R. S. y RICHMOND, R. H. (2015). Scientific frontiers in the management of coral reef. *Front. Mar. Sci.*, 2, 1-13.
- BRUNO, J. F., PETES, E. L., DREW HARVELL, C. y HETTINGER, A. (2003). Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology Letters*, 6, 1056-1061.
- CABALLERO, H., ALCOLADO, P. M., GONZÁLEZ, P., PERERA, S. y HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L. (2013). *Protocolo para el monitoreo de bentos en arrecifes coralinos*. Versión ajustada a partir del método de campo AGRRA 2000. La Habana, Cuba: Centro Nacional de Áreas Protegidas.

- DAWES, C. J. y MATHIESON, A. C. (2008). *The Seaweeds of Florida*. Gainesville: University Press of Florida.
- DOWNS, A. C., WOODLEY, M. C., RICHMAND, H. R., LANNING, L. L. y OWEN, R. (2005). Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 486-494.
- EDMUNDS, P.J. y CARPENTER, R.C. (2001). *Recovery of Diadema leads to reduced macroalgal cover and increased abundance of juvenile corals on a Caribbean reef*. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 98, 5067-5071.
- FIGUEREDO-MARTÍN, T., PINA-AMARGÓS, F., ANGULO-VALDÉS, J. y GÓMEZ-FERNÁNDEZ, R. (2010). Buceo contemplativo en Jardines de la Reina, Cuba: caracterización y percepción sobre el estudio de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.*, 31, 23-32.
- FIGUEREDO-MARTÍN, T., PINA AMARGÓS, F. y ANGULO VALDÉS, J. (2013). Aportes de Bienes y Servicios Ambientales del Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) a la economía del sector. En M. Arellano Acosta (Ed.), *Potenciando la conservación de la biodiversidad mediante la evaluación económica y ambientalmente sostenible de actividades productivas en el ecosistema Sabana-Camagüey, Cuba*. (pp. 85-105). Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey. La Habana. Cuba.
- GONZÁLEZ DE ZAYAS, R., ZÚÑIGA-RÍOS, A., CAMEJO-CARDOSO, O., BATISTA-TAMAYO, L. M. y CARDENAS-MURILLO, R. (2006). Atributos físicos del ecosistema Jardines de la reina. En *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales*. Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección II. Ecosistema Jardines de la Reina. CIEC. CUJAE.
- Global Climate Report. www.ncdc.noaa.gov/news/2015-global.
- GONZÁLEZ-FERRER, S. (2009). Diversidad de Organismos. Celenterados-Filo Cnidaria: Clase Anthozoa, Subclase Zoantharia, corales pétreos Orden Scleractinia. En R. Claro (Ed.), *Biodiversidad marina de Cuba* (pp. 42-46). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología.
- GRAHAM, N. A. J., JENNINGS, S., AARON-MACNEIL, M., MOUILLOT, D. y WILSON, S. K. (2015). Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature*, 0, 1-17.
- GUIRY, M. D. y GUIRY, G. M. (2015). *Algae Base*. World-wide electronic publication, <http://www.algaebase.org>.
- HERNÁNDEZ, J. C., GIL-RODRÍGUEZ, M. C., HERRERA-LÓPEZ, G. y BRITO A. (2007). Dieta del herbívoro dominante *Diadema antillarum* en dos hábitats diferentes de Islas Canarias. *Vieraea*, 35, 109-120.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., GUIMARAIS, M., ARIAS, R. y CLERO, L. (2011). Composición de las comunidades de octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 77-90.
- HUMAN, P. (2011). *Reef Creature Identification*. Jacksonville, Florida, EE.UU. pp. 350-399.
- JACKSON, J., DONOVAN, M., CRAMER, K. Y LAM, V. (2014). *Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- KNOWLTON, N. y JACKSON, J. B. C. (2008). Shifting Baselines, Local Impacts, and Global Change on Coral Reefs. *PLoS Biology*, 6, 215-219.
- LITTLER, D. S. y LITTLER, M. M. (2000). *Caribbean Reef Plants*. Off Shore Graphics, Inc., Washington, D. C.

- LITTLER, M. M., LITTLER, D. S. y BROOKS, B. L. (2006). Harmful algae on tropical coral reefs: Bottomup eutrophication and top-down herbivory. *Harmful Algal*, 5, 565-585.
- LITTLER, D. S., LITTLER, M. M. y HANISAK, M. D. (2008). *Submersed plants of the Indian River Lagoon*. Offshore Graphics Washington, D.C.
- LITTLER, M. M., LITTLER, D. S. y BROOKS, B. L. (2009). Herbivory, Nutrients, Stochastic Events, and Relative Dominances of Benthic Indicator Groups on Coral Reefs: *A Review and Recommendations*. 38, 402-414.
- MARTÍN-BLANCO, F., CLERO-ALONSO, L., GONZÁLEZ-SANSÓN, G. y PINA-AMARGÓS, F. (2011). Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 59, 1149-1163.
- OXSANA, J., BLANCHET, J.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. y WAGNER, H. (2014). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-0. Recuperado de <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PINA-AMARGÓS, F., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., CLERO, L. y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29, 225-237.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org/>.
- ROGERS, A., HARBORNE, R. A., BROWN, J. CH., BOZEC, Y., CASTRO, C., CHOLLETT, I., HOCK, K., KNOWLAND, A. CH., MARSHALL, A., ORTIZ, C. J., RAZAK, T., ROFF, G., SAMPER-VILLAREAL, J., SAUNDERS, I. M., WOLFF, H. N. y MUMBY, J. P. (2015). Anticipative management for coral reef ecosystem services in the 21st. century. *Global Change Biology*, 21, 504-514.
- STENECK, R. S. (1997). Crustose corallines, other algal functional groups, herbivores and sediments: Complex interactions along reef productivity gradients. En *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. (pp. 23-28).
- SUÁREZ, A. M., MARTÍNEZ-DARANAS, B. y ALFONSO, Y. (2015). *Macroalgas marinas de Cuba*. La Habana: Editorial UH.
- WOODLEY, C.M., BRUCKNER, A.W., GALLOWAY, S.B., McLAUGHLIN, S.M., DOWNS, C.A., FAUTH, J.E., SHOTTS, E.B. y LIDIE, K.L. (2003). *Coral Disease and Health: A National Research Plan*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- ZLATARSKI, V. N. y MARTÍNEZ-ESTALELLA, N. (1980). *Escleractinios de Cuba con datos sobre sus organismos asociados* (en ruso). Sofía, Bulgaria: Editorial Academia de Bulgaria.