

RELACIÓN DE LA DENSIDAD E INTENSIDAD DE PASTOREO
DE LOS PECES HERBÍVOROS (SCARIDAE Y ACANTHURIDAE)
CON LAS MACROALGAS EN EL OCCIDENTE DE CUBA

**Relationship of the density and intensity of grazing of herbivore fishes
(Scaridae and Acanthuridae) with macroalgae in western Cuba**

Delmis Cabrera-Guerra^{1a*}, Pedro P. Chevalier-Monteagudo^{1b},
Víctor Macías-Flores^{1c} y Dorka Cobián-Rojas²

¹Acuario Nacional de Cuba. ^{1a}orcid.org/0000-0001-8339-7506; ^{1b}orcid.org/0000-0003-2135-6121, pedroc@acuaronacional.cu; ^{1c}orcid.org/0000-0002-7288-1148, vmaciasflores.39@gmail.com. ²Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales del Parque Nacional Guanahacabibes; orcid.org/0000-0002-3290-9011, dorkacobianrojas79@gmail.com. *Para correspondencia: delmisc1990@gmail.com.

RESUMEN

Los peces de las familias Scaridae y Acanthuridae son herbívoros que controlan el crecimiento algal sobre los corales. Su exclusión por la pesca ilícita y el desarrollo costero conduce rápidamente al dominio de las macroalgas en el arrecife. Para estimar la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae y Acanthuridae y su relación con la cobertura de macroalgas, se seleccionaron dos veriles en el Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) y uno en La Habana (LH), este último con elevada degradación antrópica. Se usaron video-cuadrantes de 1 m² para obtener la densidad de peces (individuos/m²) e intensidad de pastoreo (mordidas/5 minutos*m²) y cuadrantes de 25x25 cm para la abundancia relativa de macroalgas. Se identificaron diez especies, Scaridae predominó en el PNG y Acanthuridae en LH. La pérdida de Scaridae en LH, implica que Acanthuridae representa un exceso de un grupo funcional que no provee el sustrato desnudo para el reclutamiento coralino. Hubo fuerte correlación positiva entre la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae con *Halimeda*, dado que en el PNG esta alga se favorece y constituye un alimento recurrente y eficiente para Scaridae. En LH predominaron algas bioindicadoras de eutrofización como *Styopodium* y sólo mostró correlación positiva con Acanthuridae. Estos peces consumen las epífitas sobre *Styopodium*, y sus tasas de pastoreo son más altas, lo cual contribuye al cultivo de algas cespitosas, fuertes competidoras del espacio con los corales. De ahí la importancia de presentar comunidades más equitativas con diferentes grupos funcionales de peces herbívoros que contribuyan a un control más efectivo de las macroalgas.

Palabras clave: herbivorismo, arrecife, Parque Nacional Guanahacabibes, sobrepesca.

ABSTRACT

The fish families Scaridae and Acanthuridae are herbivorous that control algal growth on corals. Their exclusion due to illegal fishing and coastal development quickly leads to the dominance of macroalgae on the reef. To estimate the density and intensity of grazing of Scaridae and Acanthuridae and their relationship with macroalgae cover, two terraces were selected in the Guanahacabibes National Park (PNG) and one in Havana (LH), the latter with high anthropic degradation. Video-quadrants of 1 m² were used to obtain the density of fish (individuals/m²) and grazing intensity (bites/5 minutes*m²) and quadrants of 25x25 cm for the relative abundance of macroalgae. Ten species were identified, Scaridae predominated in PNG and Acanthuridae in LH. The loss of Scaridae in LH implies that Acanthuridae represents an excess of a functional group that does not provide the bare substrate for coral recruitment.

There was a strong positive correlation between the density and intensity of grazing of Scaridae with Halimeda, since in PNG this alga is favored and constitutes a recurrent and efficient food for Scaridae. In LH, eutrophication bioindicator algae such as *Styopodium* predominated and only showed a positive correlation with Acanthuridae. These fish consume the epiphytes on *Styopodium*, and their grazing rates are higher, which contributes to the cultivation of turf algae, strong competitors for space with corals. Hence the importance of presenting more equitable communities with different functional groups of herbivorous fish that contribute to a more effective control of macroalgae.

Keywords: herbivorism, reef, Guanahacabibes National Park, overfishing.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los arrecifes coralinos se encuentran muy degradados en muchas partes del mundo debido a eventos masivos de blanqueamiento, brotes de enfermedades, huracanes, la sobrepesca y la eutrofización (Schutte *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2014; Duran *et al.*, 2018). Esta vulnerabilidad puede ser aprovechada por las algas, las cuales compiten por el espacio con los corales, consiguen crecer sobre los corales vecinos o sus reclutas. Si estos procesos se extienden exitosamente en el tiempo, podría traer consigo un desfavorable cambio de fase, desde un ecosistema dominado por corales a uno dominado por algas (Mumby *et al.*, 2014).

La actividad alimentaria de los organismos herbívoros marinos cumple numerosas funciones en el arrecife, entre ellas está el control de las algas, es la vía por la cual los consumidores primarios transforman la producción primaria, y finalmente, provee un sustrato para los nuevos reclutas de coral (Fox y Bellwood, 2007). Scaridae y Acanthuridae son dos familias de peces herbívoros cuya intensidad de pastoreo pudiera marcar la diferencia en un cambio de fase (Cheal *et al.*, 2010). Incluso pueden consumir aquellas especies de algas que producen químicos alelopáticos muy tóxicos para los corales (Luna-Ortega y de la Cruz, 2017), pero no todos consumen los mismos tipos de algas, a la misma velocidad o de la misma manera. De ahí la importancia de considerar la diversidad funcional dentro del gremio (Edwards *et al.*, 2014). De acuerdo a la morfología y a la conducta alimentaria, Scaridae se clasifica funcionalmente como raspadores/excavadores y Acanthuridae como picoteadores/detrívoros (Green y Bellwood, 2009). Sin embargo, el elevado cubrimiento algal no siempre implica mayor densidad de herbívoros. Cuando las algas, sobre todo foliosas, absorben gran cantidad de compuestos nitrogenados, no suelen ser agradables al gusto de los peces, por lo que la distribución e intensidad de pastoreo de estos peces puede estar condicionada por la calidad del alimento (Den Haan *et al.*, 2013; Arias-González *et al.*, 2017).

La problemática actual se extiende hacia la pérdida de estas especies, principalmente Scaridae, por la pesca indiscriminada, actividad que ha sido la fuente vital de ingresos y alimentos para miles de personas en las regiones costeras (Taylor *et al.*, 2015; Mumby, 2016). La exclusión de los herbívoros por la explotación pesquera y el desarrollo costero progresivo conducen de manera rápida y constante al dominio de las macroalgas en muchos ecosistemas marinos y a su consecuente degradación (Burkepile y Hay, 2011; Östman *et al.*, 2016; Arias-González *et al.*, 2017).

Cuba no escapa a esta situación y un ejemplo de ello son los arrecifes de La Habana, cuya ictiofauna se compone en su mayoría de especies pequeñas y de nivel trófico bajo, además de una escasez de peces carnívoros, por lo que la presión pesquera se enfoca hacia especies de mediano tamaño como Scaridae y Acanthuridae (Aguilar, 2005; Duran y Claro, 2009; González-Sansón y Aguilar, 2010; García-Rodríguez *et al.*, 2012; Duran *et al.*, 2018). Debido a estas agravantes, en Cuba se adoptan medidas de conservación dirigidas a Acanthuridae y Scaridae, las cuales se exponen en la Resolución 160/2011 del CITMA, aunque en las zonas costeras de gran impacto

antrópico es muy difícil controlar la pesca. Una herramienta que contribuye a la conservación de las comunidades de peces son las Áreas Marinas Protegidas (AMP), (Cobián-Rojas *et al.*, 2011). El monitoreo sistemático de la ictiofauna dentro de las mismas, asegura evaluar la efectividad en el manejo y conservación de sus ecosistemas marinos. Lamentablemente, son pocos los estudios enfocados en los peces herbívoros del occidente cubano (Durán y Claro, 2009; Cabrera-Guerra *et al.*, 2018; Delfín, 2018), además, carecemos de un conocimiento exhaustivo y necesario sobre la magnitud de las afectaciones que enfrentan los peces herbívoros en los arrecifes de Cuba y cómo estas condicionan su distribución y actividad alimentaria.

OBJETIVOS

- Estimar la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae y Acanthuridae y su relación con la cobertura de macroalgas, en dos localidades occidentales de Cuba con diferente nivel de protección.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio. Se seleccionaron dos localidades del Occidente de Cuba: el Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) con dos sitios de estudio y La Habana (LH) con un sitio (Fig. 1). La península de Guanahacabibes se encuentra ubicada en la parte más occidental del Municipio de Sandino, provincia Pinar del Río y se declara Reserva de la Biosfera para la UNESCO en 1987. Dada la elevada diversidad biológica y el buen estado de conservación, el Parque Nacional fue declarado legalmente el 14 de diciembre del 2001. La península es de conformación cársica y al no existir ríos, el escurrimiento terrígeno proviene de los manantiales subterráneos. En su vecindad no existen grandes asentamientos poblacionales que contribuyan a la contaminación o pesca excesiva. A excepción de la comunidad costera La Bajada que realiza actividades de pesca solo a cordel y anzuelo en un pequeño sector Bajada-Uvero Quemado, definido en la zonificación funcional del área protegida (Cobián-Rojas, 2016). El arrecife es de tipo costero cuyo perfil es el de una terraza única que culmina con un escarpe profundo de estructura variada con abundantes grietas y túneles irregulares a los cuales se asocia una amplia diversidad de peces (Cobián-Rojas *et al.*, 2011). Los sitios de estudio: Laberinto y Yemayá se encuentran dentro de los límites del Parque Nacional y son estaciones de buceo recreativo administrados por el Centro Internacional de Buceo María la Gorda (Cobián-Rojas, 2016).

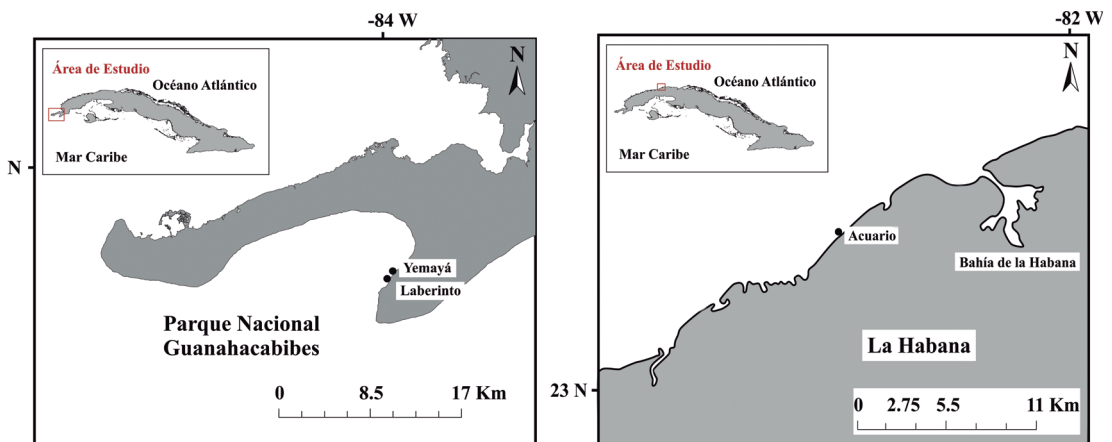


Figura 1. Ubicación de las localidades y sitios de estudio, en el occidente de Cuba. A, Parque Nacional Guanahacabibes; B, La Habana.

La otra localidad seleccionada fue La Habana (LH), la cual constituye la capital de Cuba, presenta un mayor desarrollo urbanístico y densidad poblacional que en el resto en las provincias. La ictiofauna de los arrecifes de coral a lo largo de la costa habanera está sometida a la contaminación y pesca excesiva por lo que el efecto más evidente es la casi total ausencia de especies de tamaño grande y mediano (González-Sansón y Aguilar, 2010; Duran *et al.*, 2018), además de recibir la fuerte contaminación del río Almendares, lugar con elevada eutrofización y residuales industriales tóxicos (Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Santana-Romero *et al.*, 2012). El sitio de estudio en LH está frente a la costa del Acuario Nacional de Cuba. Aquí toda la franja costera hasta los siete metros de profundidad es una explanada rocosa con muy pocos refugios y no existen grandes porciones de fondos blandos (González-Sansón y Aguilar, 2010). Durante el invierno, la línea costera está sometida a un fuerte embate del oleaje que puede implicar penetraciones del mar y aumento del deterioro de las comunidades de coral (González-Sansón y Aguilar, 2010).

Metodología de muestreo y análisis de los datos. Entre septiembre del 2016 y abril del 2017, se muestreó el veril superior de cada sitio de estudio dos veces, una en el periodo lluvioso (mayo-octubre) y otro en el poco lluvioso (noviembre-abril). Se empleó la metodología descrita por Steneck (1983) pero usando video-cuadrantes. Esta consiste en fijar al fondo una cámara de alta definición GoPro HERO 3 usando una plomada y filmar, durante cinco minutos, todos los peces en un cuadrante de 1 m². El procedimiento se repitió hasta completar diez marcos al azar en cada muestreo. Los videos fueron analizados en la computadora, se contaron todos los individuos observados pertenecientes a las familias Acanthuridae y Scaridae y se clasificaron entre juveniles y adultos según el patrón de coloración descritos por Human y DeLoach (2014) y Froese y Pauly (2019). Además, se contó la cantidad de mordiscos que realizó cada individuo sobre el sustrato dentro del cuadrante, esto constituyó la intensidad de pastoreo y se da en Mordidas/5 minutos*m². Se conoce la presencia de la especie *Acanthurus bahianus*, conviviendo con *Acanthurus tractus*, en el archipiélago cubano a partir de estudios genético-moleculares (Castellanos-Gell *et al.*, 2012). Teniendo en cuenta que mediante los video-cuadrantes dichas especies no pueden diferenciarse se considerarán, en este documento, como un complejo *Acanthurus bahianus/tractus*.

Simultáneamente, se usó la metodología AGRRA (2001) para el muestreo de las macroalgas. Una cuerda de 10 m extendida al azar sobre la superficie del arrecife corresponde a un transecto y se coloca un cuadrante de 25x25 cm sobre el sustrato. En cada muestreo se realizaron seis transectos para obtener 30 cuadrantes en total. Para hallar la abundancia relativa de las algas erectas grandes, mayores de un cm (macroalgas frondosas), se anota el porciento de algas clasificadas hasta el taxón más bajo posible y se dividieron en los diferentes grupos morfo-funcionales (GMF) descritos por Littler y Littler (1984) y Steneck y Dethier (1994): foliosas, globosas, filamentosas, corticadas, coriáceas, calcáreas articuladas y costrosas.

A partir de la composición cuantitativa de todos los individuos de peces, se calculó el número de especies (S), el número total de individuos y la densidad media expresada como número de individuos/m². En el análisis de la variación temporal y espacial, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas y se realizó una comparación múltiple de media por rangos. Para declarar diferencias significativas, se tomó el nivel de significación $p < 0.05$. Para medir la asociación entre la densidad e intensidad de pastoreo con la cobertura de las diferentes macroalgas, se utilizó la correlación no paramétrica de Spearman. Todos los análisis y gráficos se realizaron mediante los programas Statistica 8 y Excel de Office 2016.

RESULTADOS

Entre las dos localidades se hallaron 10 especies de peces herbívoros incluidos en las familias Acanthuridae y Scaridae, las cuales se muestran en la Tabla I. En el PNG se identificaron 446 individuos agrupados en ocho especies. De la familia Scaridae, se observaron tres especies del género *Sparisoma* y tres del género *Scarus*, donde *Scarus iseri* fue la más dominante y *Scarus taeniopterus* y *Sparisoma chrysopterus* fueron las más raras; por parte de Acanthuridae se observaron *Acanthurus bahianus/tractus* y *Acanthurus coeruleus*. En LH se identificaron 208 individuos agrupados en siete especies. De la familia Acanthuridae se observaron tres especies y *A. bahianus/tractus* fue la más abundante. Del género *Scarus* no se identificó ninguna especie y el género *Sparisoma* quedó mejor representado con cuatro especies, donde *S. aurofrenatum* fue la más abundante.

Tabla I. Abundancia y promedio de mordiscos de juveniles y adultos de Scaridae y Acanthuridae observados en el Parque Nacional Guanahacabibes y La Habana

Localidad/Sitio	Familia/Especies	AT (%)	AJ	AA	PMJ (\pm EE)	PMA (\pm EE)
Parque Nacional Guanahacabibes						
Laberinto	Acanthuridae					
	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch y Schneider, 1801	31 (15.34)		31		8 (3.39)
	<i>Acanthurus bahianus/tractus</i> Castelnau, 1855/ Poey, 1860	1 (0.49)		1		
	Scaridae					
	<i>Scarus iseri</i> (Bloch, 1789)	85 (42.07)	67	18	58.86 (19.65)	31 (15.95)
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840)	52 (25.74)	47	5	10.71 (4.3)	
	<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788)	25 (12.37)	22	3	20 (9.6)	
	<i>Scarus vetula</i> Bloch y Schneider, 1801	4 (1.98)	4		31	
	<i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831	2 (0.99)	2		20(14)	
	<i>Sparisoma chrysopterus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	2 (0.99)		2		

Tabla I. Continuación

Localidad/Sitio	Familia/Especies	AT (%)	AJ	AA	PMJ (\pm EE)	PMA (\pm EE)
Yemayá	Acanthuridae					
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	34 (13.93)		34		3 1(10.10)
	Scaridae					
	<i>Scarus iseri</i>	93 (38.11)	83	10	56 (18.24)	2
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	86 (35.24)	73	13	16.5 (4.15)	5
	<i>Scarus taeniopterus</i>	16 (6.55)	12	4	184	12 (0)
	<i>Sparisoma viride</i>	15 (6.14)	12	3	7.5 (2.72)	
La Habana						
Acuario	Acanthuridae					
	<i>Acanthurus bahianus/tractus</i> Castelnau, 1855/ Poey, 1860	111 (53.36)	58	53	44.92 (6.28)	46.4 (27.4)
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	20 (9.61)	13	7	13(5)	5 (1)
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	11 (5.28)		11		86
	Scaridae					
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	58 (28.84)	46	12	12.18 (3)	2
	<i>Sparisoma chrysopterus</i>	4 (1.92)		4		
	<i>Sparisoma viride</i>	3 (1.44)	3			
	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	1 (0.48)	1		13	

AT y %: Abundancia total y Abundancia relativa en porcentaje, respectivamente. AJ y AA: Abundancia de juveniles y adultos respectivamente. PMJ y PMA: Promedio de mordiscos de juveniles y adultos respectivamente. EE: Error Estándar. Los valores promedio sin EE corresponden a los mordiscos de un individuo.

Sobre la intensidad de pastoreo, en el PNG, no se observaron diferencias significativas en Scaridae, pero en el periodo lluvioso hubo mayor actividad alimentaria. En cuanto a Acanthuridae, la intensidad de pastoreo de los adultos observados resultó con diferencias significativas y fue mayor en el periodo lluvioso. En LH, Scaridae mostró diferencias significativas y sólo se observó esta actividad en los juveniles, la cual fue mayor en el periodo lluvioso. En Acanthuridae no se observaron diferencias significativas y en ambos periodos estacionales, los juveniles mostraron mayor intensidad de pastoreo (Fig. 2).

En cuanto a la cobertura de macroalgas, se identificaron 13 géneros en total (cinco Chlorophyta, cuatro Rhodophyta y cuatro Phaeophyceae) agrupados en cinco GMF. En LH se observaron los 13 géneros identificados y en el PNG estuvieron presentes ocho de ellos (Tabla II).

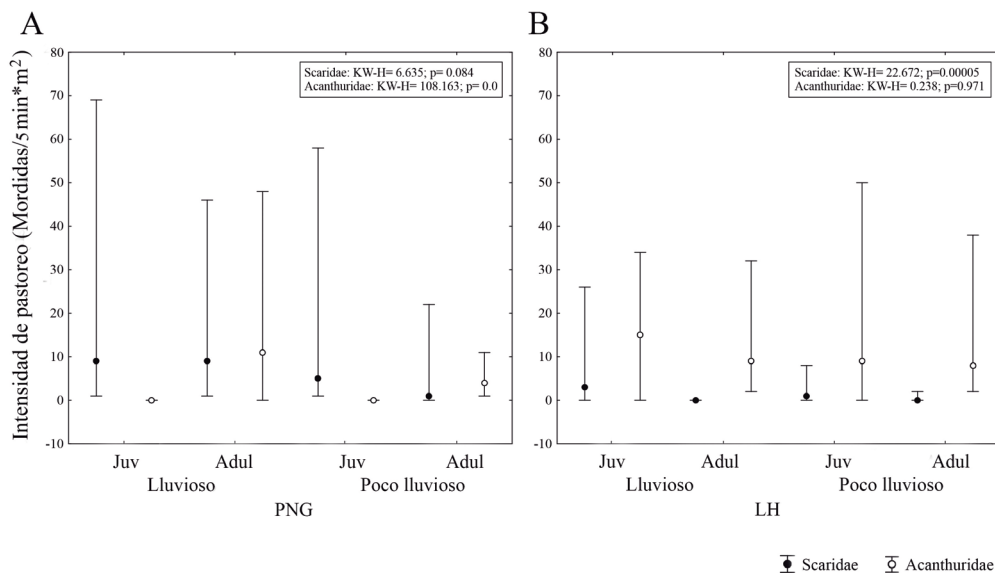


Figura 2. Intensidad de pastoreo (mordidas/5 minutos*m²) de juveniles y adultos de Scaridae y Acanthuridae en dos localidades occidentales de Cuba durante periodos lluvioso y poco lluvioso. Scaridae, círculos negros; Acanthuridae, círculos blancos; PNG, Parque Nacional Guanahacabibes; LH, La Habana (LH); KW-H, valor del test de Kruskal-Wallis.

Tabla II. Grupos morfo-funcionales y géneros de algas identificados en el Parque Nacional Guanahacabibes y La Habana

Grupo Morfo-Funcional	Parque Nacional Guanahacabibes	La Habana
<i>Dictyota</i> spp.	X	X
<i>Martensia</i> spp.		X
<i>Styopodium</i> spp.		X
<i>Valonia</i> spp.	X	X
Filamentosas		
<i>Bryopsis</i> spp.	X	X
Calcáreas articuladas		
<i>Amphiroa</i> spp.	X	X
<i>Jania</i> spp.		X
<i>Halimeda</i> spp.	X	X
<i>Penicillus</i> spp.	X	X
<i>Sargassum</i> spp.	X	X
<i>Lobophora</i> spp.	X	X
<i>Rhypocephalus</i> spp.		X
<i>Laurencia</i> spp.		X

En el PNG ambos periodos estacionales mostraron mayor representación de algas foliosas y globosas (Fig. 3), donde *Dictyota* spp. fue el género que más se destacó. De los dos géneros observados de algas calcáreas articuladas, *Halimeda* spp. fue el más representativo y

Lobophora spp. en las macrofitas coriáceas. En LH predominaron las algas macrofitas coriáceas en ambos periodos estacionales (Fig. 3), donde *Sargassum* spp. mostró mayor representación. De las calcáreas articuladas, *Amphiroa* spp. fue la más abundante y de las foliosas y globosas, se destacó *Styopodium* spp. Además, LH fue la única localidad que mostró algas macrofitas corticadas, representadas sólo por el género *Laurencia* en el período poco lluvioso.

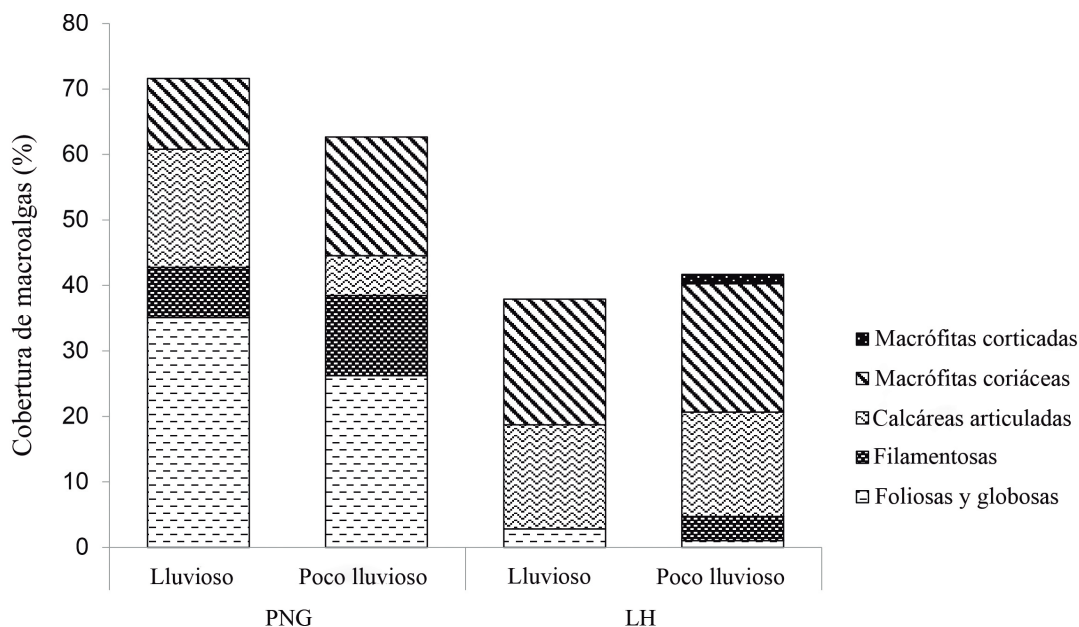


Figura 3. Cobertura (%) de los grupos morfo-funcionales de algas observados en dos localidades occidentales de Cuba durante periodos lluvioso y poco lluvioso. PNG, Parque Nacional Guanahacabibes; LH, La Habana.

Se encontró alta y significativa correlación entre la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae y Acanthuridae con la cobertura de las algas (cuatro y tres géneros respectivamente), cuyos valores se muestran en la Tabla III. El género *Halimeda* mostró el mayor coeficiente R en las correlaciones con la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae, en ambos, la correlación dio positiva. La densidad e intensidad de pastoreo de Acanthuridae sólo mostró correlación significativa con la cobertura de *Styopodium* spp., ambos coeficientes R fueron positivos.

Tabla III. Coeficientes de correlación R que resultaron significativos entre la densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae y Acanthuridae con los diferentes géneros de macroalgas

Pares de variables	Coefficiente R	p
D.Sca- <i>Sargassum</i> spp.	-0.756323	0.029884
D.Sca- <i>Styopodium</i> spp.	-0.732589	0.038731
D.Sca- <i>Halimeda</i> spp.	0.833333	0.010176
D.Aca- <i>Styopodium</i> spp.	0.773021	0.024484
P.Sca- <i>Styopodium</i> spp.	-0.732589	0.038731
P.Sca- <i>Halimeda</i> spp.	0.761905	0.028005
P.Aca- <i>Styopodium</i> spp.	0.763763	0.027396

D.Sca y D.Aca: Densidad de Scaridae y de Acanthuridae, respectivamente. P.Sca y P.Aca: Intensidad de pastoreo de Scaridae y de Acanthuridae, respectivamente.

DISCUSIÓN

El total de especies observadas entre Scaridae y Acanthuridae, es inferior al de otras investigaciones en el resto del Caribe (Toller *et al.*, 2010; Kopp *et al.*, 2012; Hernández-Landa *et al.*, 2014) y dentro de los mismos sitios de estudio (Cabrera-Guerra *et al.*, 2018) y representa sólo el 58 % del total reportado para Cuba (Human y DeLoach, 2014; Froese y Pauly, 2019). Es probable que el método empleado (Steneck, 1983) y su derivado en video-transectos, no haya sido el adecuado para estimar densidad con pocos muestreos. Este método abarca un área muy reducida, lo cual pudiera ser una desventaja para calcular densidad, dada la movilidad de los peces. Sin embargo, se ha comprobado la factibilidad del mismo para el estudio de la actividad alimentaria en peces herbívoros (Steneck, 1983; Duran y Claro, 2009; Vergés *et al.*, 2016).

Históricamente el PNG ha mostrado todas las especies de Scaridae y Acanthuridae reportadas para Cuba (Claro y Cantelar, 2003; Cobián-Rojas *et al.*, 2011; Cobián-Rojas, 2016) y estudios recientes muestran el buen estado de sus poblaciones, las cuales incluyen especies con tallas superiores a los 30 cm de largo total (Cabrera-Guerra *et al.*, 2018). En LH, las especies de Acanthuridae suelen ser las más abundantes y de Scaridae predominan las del género *Sparisoma* (Cabrera-Guerra *et al.*, 2018) lo cual se refleja en este estudio, salvo la ausencia de especies del género *Scarus* en los video-cuadrantes. Hasta el momento no se ha afectado el reclutamiento de Scaridae en LH dada la abundancia de juveniles, a pesar de la escasez de individuos adultos (Duran y Claro, 2009; Cabrera-Guerra *et al.*, 2018). Este proceso pudiera estar favorecido por la importación de larvas desde sitios mejor conservados (Hawkins y Roberts, 2003).

La herbivoría es más intensa en los trópicos (Vergés *et al.*, 2016), en Cuba el ambiente cálido se extiende durante casi todo el año y destacan dos periodos estacionales marcados por las lluvias. El enriquecimiento de las aguas provocado por las precipitaciones, generalmente favorece los picos de biomasa en las algas (Ávila-Alonso *et al.*, 2013). Es por esto que la mayor intensidad de pastoreo se observó en el periodo lluvioso para ambas localidades. Por otro lado, esta actividad alimentaria destacó en los juveniles de Scaridae tanto en el PNG como en LH. Gracias al metabolismo rápido de estos ejemplares, la estrategia evolutiva contra los depredadores es el crecimiento rápido (Claro y García-Arteaga, 2001), de ahí la necesidad de consumir la mayor cantidad de alimento posible en menos tiempo. En cambio, los adultos presentan una boca más grande, por lo que con pocas mordidas son capaces de incorporar mayor materia orgánica. Esta misma estrategia fue observada en Acanthuridae, aunque solo en LH.

La mayor proporción de Acanthuridae respecto a Scaridae que figura en muchos sitios de LH, ya es una tendencia invariable desde hace más de 10 años a causa de la sobrepesca (Aguilar, 2005; Duran y Claro, 2009; García-Rodríguez *et al.*, 2012; Cabrera-Guerra *et al.*, 2018; Duran *et al.*, 2018). Esta pérdida excesiva de Scaridae de media y gran talla en sitios más antropizados, implica que Acanthuridae representa un exceso de un grupo funcional que no se especializa en eliminar grandes parches de macroalgas (Francini-Filho *et al.*, 2010; Marshall y Mumby, 2015). El sustrato desnudo que provee la intensidad de pastoreo de Scaridae, es vital para el reclutamiento de corales y algas coralinas costrosas (Mumby *et al.*, 2014; Mumby, 2016).

Las algas foliosas y globosas fueron las que más predominaron en el PNG en ambos periodos estacionales, sin embargo, no se encontró correlación significativa. Este escenario parece ser un factor recurrente en la zona (Perera-Valderrama *et al.*, 2016, 2017), lo cual puede estar condicionado por la presencia de un sistema de lagunas costeras interconectadas con el área marina. Estas lagunas costeras terrestres normalmente aportan nutrientes a través del flujo debajo de la duna, que depende de la dinámica de las mareas y el nivel del mar y se favorece por la estructura kárstica permeable característica del PNG (Iturralde-Vinent, 2010).

Además, la baja diversidad de macroalgas observada en el PNG comparado con LH, sugiere el buen estado de conservación y la escasa contaminación del área protegida.

La densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae tuvo una correlación positiva con *Halimeda* spp. Tanto Scaridae como *Halimeda* spp. estuvieron mejor representados en el PNG y este resultado pudiera tener dos significados. En primer lugar, las características morfológicas y los compuestos químicos secundarios de *Halimeda* spp. parecen reducir la herbivoría. Lewis (1985) observó cierta susceptibilidad de Scaridae ante *Halimeda* spp. aunque la correlación de la herbivoría con las características de estas algas, no ha sido muy clara. Además, en los trópicos los peces herbívoros han aumentado su resistencia a las defensas químicas de algunas macroalgas, por lo que cuando aumenta la cobertura de las mismas, también hay mayor densidad e intensidad de pastoreo de los herbívoros (Cronin *et al.*, 1997; Vergés *et al.*, 2016). Por otro lado, Ferreira y Gonçalves (2006) y Castro-Sanguino *et al.* (2016), refieren que las especies del género *Halimeda* son muy consumidas por la familia Scaridae. La incorporación de entidades alimentarias con abundante carbonato de calcio es muy común en la familia Scaridae, incluso raspan la superficie de corales como *Porites* spp. y *Orbicella* spp. (Burkpile, 2012; Welsh *et al.*, 2015).

Las algas *Sargassum* spp. y *Styopodium* spp. mostraron mayor cobertura en LH y una correlación negativa con la familia Scaridae. Aunque es de esperar por la baja densidad e intensidad de pastoreo de Scaridae, estos peces consumen en menor medida algas foliosas como *Styopodium* spp. Muchas especies de algas foliosas pueden absorber altas tasas de compuestos tóxicos derivados del amonio y fosfato, y a mayor velocidad que otros organismos del arrecife (Den Haan *et al.*, 2013). Las grandes concentraciones de estas sustancias disueltas en el mar están asociadas a fuentes contaminantes que llegan por escorrentía y vertimientos (Mumby *et al.*, 2014), de ahí que la alta densidad de muchas especies de algas son bioindicadoras de eutrofización (Östman *et al.*, 2016), sobre todo en sitios tan contaminados como los de LH. Respecto a *Sargassum* spp., varias especies de este género figuran entre las entidades alimentarias de los peces herbívoros en general (Lewis, 1985; Ferreira y Gonçalves, 2006; Hoey y Bellwood, 2010), pero es poco probable que el pastoreo de los juveniles pueda desprender el talo fuerte de las mismas. La cobertura de *Sargassum* spp. suele ser muy exitosa ante el herbivorismo gracias a su estructura morfológica con cauloides espinosos y filoides con bordes duros y dentados (Hoey y Bellwood, 2010; Loffler *et al.*, 2018), más bien las algas epifitas que crecen sobre esta especie, son el objetivo principal de algunos herbívoros (Ferreira y Gonçalves, 2006).

La familia Acanthuridae sólo mostró correlación significativa con *Styopodium* spp. y el hecho de ser positiva pudiera indicar la elevada densidad que muestran estos grupos en LH. Sobre *Styopodium* spp. crecen muchas algas epifitas como *Ceramium* spp., *Gelidium* spp. y *Amphiroa* spp. (Suárez *et al.*, 2014), que constituyen entidades alimentarias de Acanthuridae, sobre todo las filamentosas (Ferreira y Gonçalves, 2006; Abitia-Cárdenas *et al.*, 2011). Este grupo funcional de herbívoros tiende a tener las tasas de pastoreo más altas (Duran y Claro, 2009; Francini-Filho *et al.*, 2010) y probablemente son los principales contribuyentes al cultivo de algas cespitosas (Marshall y Mumby, 2015), las cuales, a menudo, son el primer grupo bentónico en aumentar su densidad luego de la mortalidad de los corales (Vermeij *et al.*, 2010). De ahí la reiterada importancia de presentar comunidades más equitativas con diferentes grupos funcionales de peces herbívoros que contribuyan a un control más efectivo de las macroalgas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La riqueza de especies fue similar en ambas localidades, pero es necesario emplear simultáneamente métodos de muestreo de densidad y actividad alimentaria, además de aumentar el número de muestreos, lo cual podría brindar mejores estimados. Aunque la intensidad de pastoreo se favorece con la mayor diversidad y cobertura algal que muestra el periodo lluvioso, el nivel de contaminación y sobrepesca que existe en LH no beneficia la comunidad de Scaridae y su consecuente rol de control biológico. La limpieza que presentan las aguas del PNG, pudiera favorecer la calidad de las algas como alimento, aunque haya menos diversidad. Un estudio más prolongado en el tiempo en localidades protegidas y mejor conservadas como el PNG, puede enriquecer la información sobre la intensidad de pastoreo y la preferencia alimentaria de los peces herbívoros. Al parecer, Acanthuridae no se ve seriamente perjudicada por el impacto antrópico, más bien son los herbívoros dominantes en LH y esto representa un exceso de un grupo funcional de peces cuya actividad alimentaria no provee un sustrato desnudo para el exitoso reclutamiento del bentos.

AGRADECIMIENTOS

Por la elaboración del conjunto de actividades que hicieron posible este trabajo, los autores agradecen a los colaboradores del Parque Nacional Guanahacabibes, a todos los trabajadores del Centro Internacional de Buceo María la Gorda, a la MC. Julieta González Méndez del Centro Nacional de Áreas Protegidas de Cuba y al Dr. Hansel Caballero Aragón de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad de México.

LITERATURA CITADA

- Abitia-Cárdenas, L., X. Moreno-Sánchez, D. Palacio-Salgado y O. Escobar-Sánchez. 2011. Feeding habits of the convict surgeonfish *Acanthurus triostegus* (Teleostei: Acanthuridae) on the Los Frailes reef, Baja California Sur, Mexico. *Aqua International Journal of Ichthyology*, 17 (3): 103–108.
- Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). 2001. *The AGRRA Rapid Assessment Protocol. Atlantic and gulf Rapid Reef Assessment methodology*. <http://coral.aoml.noaa.gov/agra/methodhome.htm> (accesado: junio 25, 2001).
- Aguilar, C. 2005. *Ictiofauna costera de Ciudad de la Habana, efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples en varios niveles de organización biológica*. Tesis en opción al grado científico de Doctora en Ciencias Biológicas, 122 pp.
- Arias-González, J. E., T. Fung, R. Seymour, J. Garza-Pérez, G. Acosta-González, Y. Bozec y C. Jhonson. 2017. A coral–algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE*, 12 (4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174855>
- Ávila-Alonso, D., M. Guimaraes y R. Cárdenas. 2013. Variación espacio-temporal de grupos morfo-funcionales de macroalgas en pastos marinos al norte de Ciego de Ávila, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 33 (1): 14–22. ISSN: 1991–6089.
- Burkepile, D. E. 2012. Context-dependent corallivory by parrotfishes in a Caribbean reef ecosystem. *Coral Reefs*, 31 (1): 111–120. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0824-5>
- Burkepile, D. E. y M. E. Hay. 2011. Feeding complementarity versus redundancy among herbivorous fishes on a Caribbean reef. *Coral Reefs*, 30 (2): 351–362. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0726-6>

- Cabrera-Guerra, D., P. Chevalier-Monteagudo, D. Cobián, R. Corrada, R. Fernández, H. Caballero y K. Campos. 2018. Variación espacio-temporal de los peces herbívoros (Acanthuridae y Scaridae) en dos localidades arrecifales de Cuba con diferentes niveles de conservación. *Revista de Investigaciones Marinas*, 38: 67–82. ISSN:1991–6086 RNPS:2096
- Castellanos-Gell, J., A. Robainas-Barcia, D. Casane, P. Chevalier-Monteagudo, F. Pina-Amargós y E. García-Machado. 2012. The surgeonfish, *Acanthurus bahianus*, has crossed the Amazon-Orinoco outflow barrier. *Marine Biology*, 159: 1561–1565. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1942-5>
- Castro-Sanguino, C., C. Lovelock y P. J. Mumby. 2016. The effect of structurally complex corals and herbivory on the dynamics of *Halimeda*. *Coral Reefs*, 35: 597–606. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1412-5>
- Cheal, A. J., M. A. MacNeil, E. Cripps, M. J. Emslie, M. Jonker, B. Schaffelke y H. Sweatman. 2010. Coral–macroalgal phase shifts or reef resilience: links with diversity and functional roles of herbivorous fishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 29 (4): 1005–1015. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0661-y>
- Claro, R. y J. García-Arteaga. 2001. Growth patterns of fishes of the Cuban shelf, (pp. 149–178). En: Claro R., K. C. Lindeman y L. R. Parenti (Eds.). *Ecology of the marine fishes of Cuba*, Smithsonian Institution Press, Washington y Londres, 270 pp.
- Claro, R. y K. Cantelar Ramos. 2003. Rapid assessment of coral communities of María la Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: Reef fishes). *Atoll Research Bulletin*, 496 (16): 278–293. <https://doi.org/10.5479/si.00775630.496-16.278>
- Cobián-Rojas, D. 2016. *Impacto potencial del pez león sobre la comunidad de peces en dos áreas marinas protegidas del Caribe (Cuba y México)*. Tesis presentada como requisito parcial para optar al grado de Doctorado en Ciencias en Ecología y desarrollo sustentable con orientación en conservación de la biodiversidad, 126 pp.
- Cobián-Rojas, D., R. Claro, P. Chevalier-Monteagudo, S. Perera y H. Caballero. 2011. Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista Marina y Costera*, 3: 153–169. <https://doi.org/10.15359/revmar.1.6>
- Cronin, G., V. J. Paul, M. E. Hay y W. Fenical. 1997. Are tropical herbivores more resistant than temperate herbivores to seaweed chemical defenses? Diterpenoid metabolites from *Dictyota acutiloba* as feeding deterrents for tropical versus temperate fishes and urchins. *Journal of Chemical Ecology*, 23 (2): 289–302. <https://doi.org/10.1023/B:JOEC.0000006360.36833.13>
- Delfín, S. 2018. *Diversidad de organismos herbívoros en dos crestas arrecifales de la región noroccidental de Cuba*. Tesis presentada en opción al título de Licenciado en Biología, Universidad de la Habana, Cuba, 106 pp.
- Den Haan, J., J. Huisman, F. Dekker, J. ten Brinke, A. K. Ford, J. van Ooijen, F. van Duyl, M. Vermeij y P. M. Visser. 2013. Fast detection of nutrient limitation in macroalgae and seagrass with nutrient-induced fluorescence. *PLoS ONE*, 8 (7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068834>
- Duran, A. y R. Claro. 2009. Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Revista de Biología Tropical*, 57 (3): 687–697.

- Duran, A., A. A. Shantz, D. E. Burkepile, L. Collado-Vides, V. M. Ferrer, L. Palma, A. Ramos y P. González-Díaz. 2018. Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bulletin of Marine Science*, 94 (2): 213–228. <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1061>
- Edwards, C. B., A. M. Friedlander, A. G. Green, M. J. Hardt, E. Sala, H. P. Sweatman, I. Williams, B. Zgliczynski, A. Sandin y J. E. Smith. 2014. Global assessment of the status of coral reef herbivorous fishes: evidence for fishing effects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1774). <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1835>
- Ferreira, C. E. y J. E. A. Gonçalves. 2006. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 69 (5): 1533–1551. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01220.x>
- Fox, R. J. y D. R. Bellwood. 2007. Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 339: 49–59.
- Francini-Filho, R. B., C. M. Ferreira, E. O. C. Coni, R. L. De Moura y L. Kaufman. 2010. Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 90 (3): 481–492. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991147>
- Froese, R. y D. Pauly. 2019. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 06/2017.
- García-Rodríguez, A., A. L. Lorenzo y N. G. Rodríguez. 2012. Evaluación de las asociaciones de peces arrecifales en el oeste del litoral de La Habana, zona noroccidental de Cuba. *Serie Oceanológica*, 11: 77–90.
- González-Sansón, G. y C. Aguilar. 2010. Reef fish diversity components as indicators of cumulative effects in a highly impacted fringe reef. *Ecological Indicators*, 10: 766–772. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.009>
- Green, A. L. y D. R. Bellwood. 2009. *Monitoring functional groups of herbivorous reef fishes as indicators of coral reef resilience – A practical guide for coral reef managers in the Asia Pacific region*. IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs. IUCN, Gland, Switzerland, 70 pp.
- Hawkins, J. P. y C. M. Roberts. 2003. Effects of fishing on sex-changing Caribbean parrotfishes. *Biological Conservation*, 115: 213–226. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00119-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00119-8)
- Hernández-Landa, R. C., G. Acosta-González, E. Núñez-Lara y J. E. Arias-González. 2014. Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican Barrier Reef System. *Marine Ecology*, 36 (3): 432–446. <https://doi.org/10.1111/maec.12152>
- Hoey, A. S. y D. R. Bellwood. 2010. Among-habitat variation in herbivory on *Sargassum* spp. on a mid-shelf reef in the northern Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 157 (1): 189–200. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1309-8>
- Human, P. y N. DeLoach. 2014. *Reef fish identification. Florida, Caribbean, Bahamas*. (4th, Ed): New World Publications, Inc, Florida, Estados Unidos, 537 pp.

- Iturralde-Vinent, M. 2010. *Geología de Cuba para todos*. Editorial Científico-Técnica, La Habana, Cuba, 150 pp.
- Jackson, J., M. Donovan, K. Cramer y V. Lam. (Eds). 2014. *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970–2012*. *Global Coral Reef Monitoring Network*. IUCN, Gland, Switzerland, 304 pp.
- Kopp, D., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis, P. Legendre y C. Bouchon. 2012. Spatial and Temporal Variation in a Caribbean Herbivorous Fish Assemblage. *Journal of Coastal Research*, 28 (1A): 63–72. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-09-00165.1>
- Lewis, S. M. 1985. Herbivory on coral reefs: algal susceptibility to herbivorous fishes. *Oecologia*, 65 (3): 370–375. <https://doi.org/10.1007/BF00378911>
- Littler, M. M. y D. S. Littler. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74 (1): 13–34. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(84\)90035-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90035-2)
- Loffler, Z., A. Graba-Landry, J. T. Kidgell, E. McClure, M. S. Pratchett y A. S. Hoey. 2018. Holdfasts of *Sargassum swartzii* are resistant to herbivory and resilient to damage. *Coral Reefs*, 37 (4): 1075–1084. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-01745-w>
- Luna-Ortega, I. y F. de la Cruz. 2017. Ensamblajes de macroalgas sobre superficies muertas de corales escleractíneos (Anthozoa: Scleractinea) en el arrecife Oro Verde, Veracruz, México. *Oceanides*, 32 (1): 11–23. <http://dx.doi.org/10.37543/oceanides.v32i1.192>
- Marshall, A. y P. J. Mumby. 2015. The role of surgeonfish (Acanthuridae) in maintaining algal turf biomass on coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 473: 152–160. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.09.002>
- Mumby, P. J. 2016. Stratifying herbivore fisheries by habitat to avoid ecosystem overfishing of coral reefs. *Fish and Fisheries*, 17 (1): 266–278. <https://doi.org/10.1111/faf.12078>
- Mumby, P. J., J. Flower, I. Chollett, J. S. Box, Y. M. Bozec, C. Fitzsimmons, ... y S. M. Williams. 2014. *Hacia la resiliencia del arrecife y medios de vida sustentables: Un manual para los administradores de arrecifes de coral del Caribe*. Exeter: University of Exeter, 172 pp.
- Olivares-Rieumont, S., D. de la Lanza, L. Lima, D.W. Graham, K. D'Alessandro, J. Borroto, F. Martínez y J. Sánchez. 2005. Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments Havana City, Cuba. *Water Research*, 39: 3945–3953. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.011>
- Östman, Ö., J. Eklöf, B. K. Eriksson, J. Olsson, P. O. Moksnes y U. Bergström. 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 1138–1147. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12654>
- Perera-Valderrama, S., H. Hernández-Arana, M. Á. Ruiz-Zárate, P. M. Alcolado, H. Caballero-Aragón, J. González-Cano, J. González-Cano y D. Cobián-Rojas. 2016. Condition assessment of coral reefs of two marine protected areas under different regimes of use in the north–western Caribbean. *Ocean & Coastal Management*, 127: 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.001>

- Perera-Valderrama, S., H. Hernández-Arana, M. Á. Ruiz-Zárate, P. M. Alcolado, H. Caballero-Aragón, J. González-Cano, ... y E. de la Guardia-Llansó. 2017. Temporal dynamic of reef benthic communities in two marine protected areas in the Caribbean. *Journal of Sea Research*, 128: 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.007>
- Santana-Romero, J. L., M. Valdés-Callado, S. Olivares-Rieumont y L. Lima-Cazorla. 2012. Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros en aguas superficiales de los ríos Almendares y Luyanó en La Habana. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 43: 1–7.
- Schutte, V. G., E. R. Selig y J. F. Bruno. 2010. Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 402: 115–122. <https://doi.org/10.3354/meps08438>
- Steneck, R. S. 1983. Quantifying herbivory on coral reefs: Just scratching the surface and still biting off more than we can chew. En L. Reaka (ed.): *The ecology of deep and shallow coral reefs*, Simposia Series for Undersea Research. *NOAA'S Undersea Research Program*, 1 (1): 103–111.
- Steneck, R. S. y M. N. Dethier. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69: 476–498. <https://doi.org/10.2307/3545860>
- Suárez, A. M., B. Martínez-Daranas y Y. Alfonso. 2014. *Macroalgas marinas de Cuba*. Universidad de la Habana, 262 pp.
- Taylor, B. M., S. J. Lindfield y J. H. Choat. 2015. Hierarchical and scale-dependent effects of fishing pressure and environment on the structure and size distribution of parrotfish communities. *Ecography*, 38 (5): 520–530. <https://doi.org/10.1111/ecog.01093>
- Toller, W., A. O. Debrot, M. J. Vermeij y P. C. Hoetjes. 2010. Reef fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: assemblage structure across a gradient of habitat types. *PloS ONE*, 5 (5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009207>
- Vergés, A., C. Doropoulos, H. A. Malcolm, M. Skye, M. Garcia-Pizá, E. M. Marzinelli... y P. D. Steinberg. 2016. Long-term empirical evidence of ocean warming leading to tropicalization of fish communities, increased herbivory, and loss of kelp. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (48): 13791–13796. <https://doi.org/10.1073/pnas.1610725113>
- Vermeij, M. J., I. Van Moorselaar, S. Engelhard, C. Hornlein, S. M. Vonk y P. M. Visser. 2010. The effects of nutrient enrichment and herbivore abundance on the ability of turf algae to overgrow coral in the Caribbean. *PLoS ONE*, 5 (12): e14312 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014312>
- Welsh, J. Q., R. M. Bonaldo y D. M. Bellwood. 2015. Clustered parrotfish feeding scars trigger partial coral mortality of massive *Porites* colonies on the inshore Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 34 (1): 81–86. <https://doi.org/10.1007/s00338-014-1224-4>