

ARTICULO ORIGINAL

Foraminíferos bentónicos como indicador ambiental en arrecifes coralinos de un sector noroccidental de Cuba

Benthic foraminifera as environmental indicator in coral reefs from northwestern sector of Cuba

Jazmín Y. Núñez-Luis^{1*}
Aida C. Hernández-Zanuy¹
Manuel Herrera Soto¹
Beatriz Martínez-Daranas²

¹ Instituto de Ciencias del Mar, Calle Loma No. 14 e/ 35 y 37, Alturas del Vedado Plaza de la Revolución, La Habana, Cuba..

² Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana. Calle 16 No. 114 e/ 1ra y 3ra, Miramar, Playa, La Habana, Cuba..

Autor para correspondencia:
jazmin@icimar.cu

OPEN ACCESS

Distribuido bajo:
Creative Commons Atribución-
NoComercial 4.0 Internacional
(CC BY-NC 4.0)

Editor:
Ana María Suárez
CIM-UH

Recibido: 04.09.2021
Aceptado: 22.09.2023

Resumen

Los foraminíferos bentónicos marinos se utilizan con éxito para evaluar las condiciones del hábitat a través del estudio de sus comunidades o mediante el empleo de índices como el FoRAM y el índice de blanqueamiento de *Amphistegina gibbosa* (AMPHI). En el presente estudio se emplearon los criterios anteriores para evaluar las condiciones del hábitat en seis sitios de arrecifes coralinos de la costa norte de las provincias La Habana y Mayabeque en la región noroccidental de Cuba. Los valores obtenidos para el índice FoRAM (entre 4 y 5) indican que la calidad del agua en los sitios evaluados es adecuada para el crecimiento coralino, mientras que la densidad poblacional de *A. gibbosa* y el Índice AMPHI bajo muestran que la zona está impactada por un estrés fótico crónico asociado a blanqueamiento alto en todos los sitios de muestreo. Los resultados obtenidos indican que la calidad de agua no es el único factor estresante para los arrecifes coralinos estudiados. Estos se encuentran bajo un estrés fótico crónico y pudieran estar afectados también por la elevada hidrodinámica en la región.

Palabras clave: Índice FoRAM, blanqueamiento, *Amphistegina gibbosa*, Cuba.

Abstract

Marine benthic foraminifera are successfully used to assess habitat conditions, either through the study of their communities or through the use of indices such as FORAM and *Amphistegina gibbosa* bleaching index (AMPHI). In the present study, the above-mentioned criteria were used to evaluate habitat conditions in six coral reef sites on the north coast of Havana and Mayabeque provinces in the northwestern region of Cuba. The FORAM index values (between 4 and 5) indicate that water quality in the evaluated sites is adequate for coral growth, while *A. gibbosa* population density (low AMPHI Index) shows that the area is impacted by a chronic photic stress associated with high bleaching at all sampling sites. The results obtained indicate that the water is not the only

stressor for the studied coral reefs. These are under chronic photic stress and would be affected by the intense hydrodynamics in the region.

Keywords: FoRAM index, bleaching, *Amphistegina gibbosa*, Cuba.

Introducción

Los arrecifes coralinos son considerados entre los ecosistemas más diversos del mundo y contribuyen al bienestar de las comunidades humanas costeras gracias a su aporte a la alimentación, recreación e ingresos provenientes del turismo y la pesca que son sus principales actividades productivas (Alcolado, 2014). A pesar de lo anterior, cada vez son mayores las amenazas que se ciernen sobre estos ecosistemas; por ejemplo, los impactos antrópicos locales y regionales como la sobrepesca, la eutrofización y la destrucción del hábitat. Las consecuencias de estos impactos se amplifican debido al creciente efecto del cambio climático sobre los océanos, como la acidificación y el incremento de la temperatura superficial del mar (Hallock, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). Todo ello en conjunto altera y cambia la calidad del agua de mar donde este ecosistema se desarrolla.

No es sencillo definir un único indicador para determinar que el arrecife está saludable, ya que hay muchos procesos que afectan la salud y disímiles problemas que afectan de manera diferente a cada una de ellas (McField *et al.*, 2007). Por ello se utilizan cada vez con más frecuencia indicadores de la salud de los arrecifes que vinculan datos de calidad del agua y el estado de la comunidad bentónica (Barbosa *et al.*, 2012; Prazeres *et al.*, 2020). Dos de los indicadores de salud del arrecife coralino son el Índice FoRAM (Foraminifera in Reef Assessment and Monitoring) y el Índice AMPHI, ambos basados en la evaluación de algunos componentes de las comunidades de foraminíferos que habitan en un sitio determinado (Hallock, 2012; William *et al.* 2004). La inclusión de los foraminíferos en los protocolos de monitoreo del estado de salud de los arrecifes

coralinos está siendo ampliamente utilizada por ser indicadores rápidos, efectivos y económicos de los cambios en este ecosistema (Hallock *et al.*, 2003; William *et al.* 2004; Eichler *et al.*, 2012; Moynihan *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2012 y Camacho *et al.*, 2015).

Aunque los foraminíferos bentónicos recientes han sido relativamente poco estudiados en Cuba, y solo desde el punto de vista taxonómico (Chávez *et al.* 2005; Claro, 2007), su taxonomía y empleo como bioindicador merece atención teniendo en cuenta que los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas marinos y costeros más importantes de la plataforma insular cubana (Alcolado *et al.*, 2007).

El Índice FoRAM se basa en la clasificación de los foraminíferos en: (a) hospederos de simbioses que requieren condiciones de calidad de agua similares a los corales; (b) heterótrofos que se reproducen rápidamente y poseen ventajas competitivas con respecto a los anteriores cuando aumentan los nutrientes; y (c) oportunistas tolerantes a estrés capaces de vivir en los lugares donde la contaminación orgánica provoca anoxia en los sedimentos (Hallock *et al.*, 2003). Este índice ha sido ampliamente utilizado como indicador indirecto de la calidad del agua marina en el mundo (Stephenson *et al.*, 2015; Humphreys *et al.*, 2018; Nagendra y Nallapa Reddy, 2019) y en la región del Caribe (Velásquez *et al.*, 2011; Oliver *et al.*, 2014, 2018; Emrich *et al.*, 2017; Sánchez *et al.*, 2019).

Es importante señalar que el índice FoRAM se puede utilizar como una alerta temprana de los cambios que ocurren en los arrecifes, independientemente de la condición que estos presenten. El ciclo de vida de los foraminíferos es corto, entre unos meses y dos años como máximo, por lo que su respuesta ante los cambios ambientales es más rápida que la de los corales (Hallock *et al.*, 2003; Renema, 2018). En particular, el grupo de los foraminíferos que albergan simbioses se transforma después que ocurren cambios en la calidad del agua y el tipo de sustrato (Renema, 2018; Girard *et al.*, 2022). Es por ello que el índice FoRAM se puede utilizar como

un indicador independientemente de la condición del arrecife coralino informando si la calidad del agua promueve a organismos calcificantes portadores de simbiosis (Hallock *et al.*, 2003)

Para complementar los resultados que ofrece el índice FoRAM se utiliza el llamado índice AMPHI Hallock *et al.* (2006) o de blanqueamiento de la especie de foraminífero *Amphistegina gibbosa* (D'Orbigny, 1839). Este índice propuesto por William *et al.* (2004) se basa en la pérdida del pigmento de las diatomeas simbiosis dentro de los foraminíferos o en la pérdida de las propias diatomeas (Talge y Hallock, 2003). Los individuos de este foraminífero, como protistas unicelulares, responden a la fotoinhibición aguda a escala de horas/días o a la exposición a una oscuridad prolongada (Hallock *et al.*, 1992; 1995). Este estrés se vuelve crónico en cuestión de varios días o semanas constituyendo un indicador de impacto de la radiación, independiente

de la temperatura del agua en los arrecifes (Hallock *et al.*, 2006).

El objetivo del presente estudio es utilizar los índices FoRAM y AMPHI para estimar el impacto ambiental en varios arrecifes coralinos de un sector noroccidental de Cuba.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en un sector del litoral costero desde Calle 70 en la provincia La Habana, al oeste, hasta Calderas en la provincia Mayabeque, al este (Fig. 1). En este tramo costero se seleccionaron seis sitios que se ubicaron a una profundidad de 10 m sobre el arrecife coralino, en la terraza poco profunda y de pendiente suave que parte de la costa y se prolonga hasta un escarpe o veril según la descripción de González-Ferrer (2004) (Tabla 1).

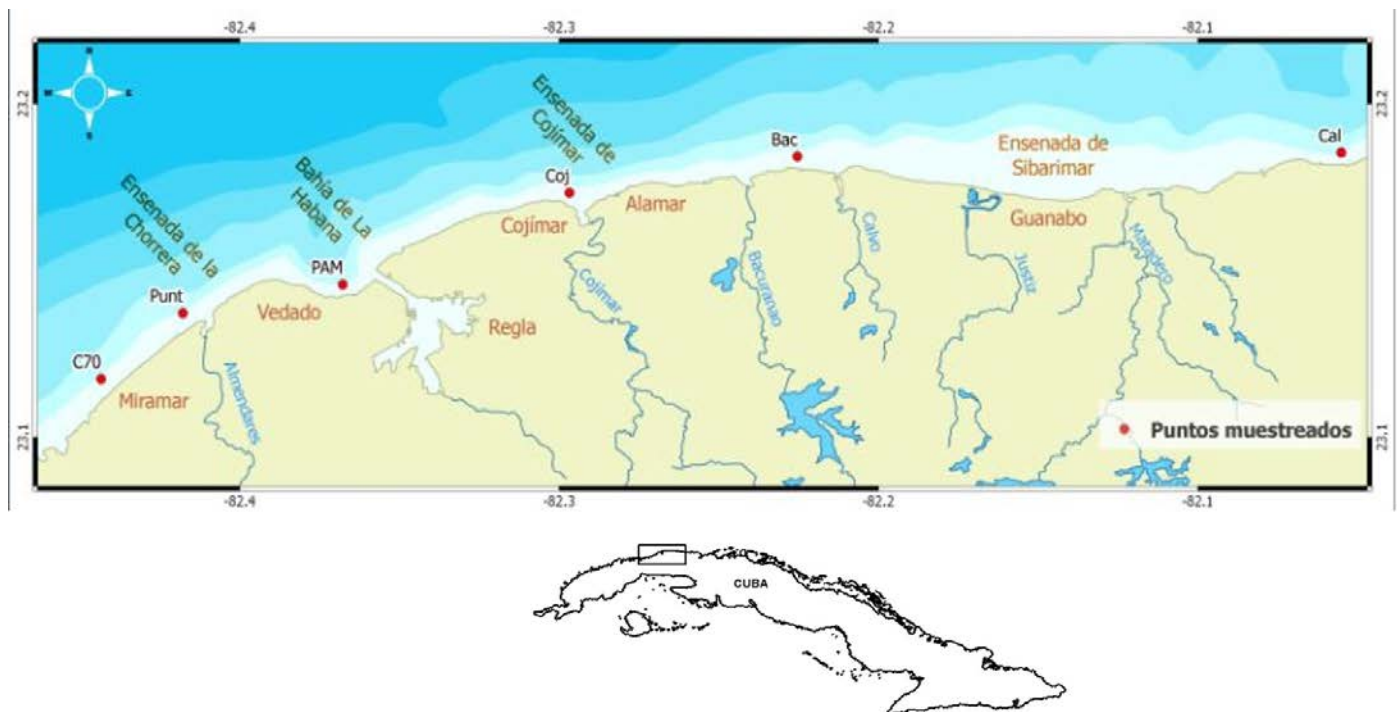


Fig. 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo. C70: Calle 70, Punt: La Puntilla, PAM: Parque Antonio Maceo, Coj: Cójimar, Bac: Bacuranao, Cal: Calderas.

Tabla 1. Sitios de muestreo con su identificación, coordenadas geográficas y mes en que se realizó la toma de las muestras.

Sitio	Código	Latitud N	Latitud O	Mes
Calle 70	C70	23°06'92"	82°26'41"	Septiembre
La Puntilla	Punt	23°08'13"	82°24'77"	Septiembre
Parque Antonio Maceo	PAM	23°08'32"	82°22'12"	Agosto
Cojímar	Coj	23°10'08,1"	82°17'49,5"	Agosto
Bacuranao	Bac	23°10'48,6"	82°13'29,0"	Julio
Calderas	Cal	23°10'54,1"	82°03'14,9"	Julio

Cinco de los sitios estudiados se localizan frente a la costa de La Habana (Calle 70, La Puntilla, Parque Antonio Maceo, Cojímar y Bacuranao) y se encuentran cercanos a fuentes contaminantes como son el Río Almendares, el emisario submarino del río Almendares en La Puntilla, la bahía de La Habana, y los ríos Cojímar y Guanabo. El sitio de Boca de Caldera se consideró como referencia (o sea, no impactado) por estar alejado del desarrollo urbano e industrial de la ciudad de La Habana. Además, este lugar presenta arrecifes coralinos con condiciones de salud adecuadas según Alcolado-Prieto *et al.* (2012); Busutil (2013) y Rey-Villiers y Sánchez (2018).

Las muestras fueron tomadas utilizando equipo de buceo autónomo (SCUBA) entre el 29 de julio y el 12 de septiembre del 2014. En cada sitio se recolectaron tres submuestras para alcanzar un tamaño de muestra adecuado como fue propuesto por Boltovscoy (1965). Se colocó un transecto de 100 m de longitud paralelo a la costa, y se recolectaron muestras del sedimento que se acumula en las oquedades de las estructuras arrecifales del fondo. La primera submuestra se recogió al inicio del transecto, la segunda en medio y la última al final. El sedimento se tomó raspando el fondo con una espátula y se colocó en bolsas del plástico.

Una vez en el laboratorio las muestras fueron tamizadas. La fracción entre 63 y 500 μm se lavó con abundante agua corriente y se dejó secar a temperatura ambiente

en un lugar donde no les diera la luz solar directamente para evitar que los organismos se decoloraran. Luego de secar totalmente la muestra, se homogenizó y se pesó 1 g en una balanza analítica (Sartorius) con una precisión de 0.1 g. Esta fracción de la muestra se colocó en una placa Petri y se examinó usando un microscopio estereoscópico Leica (Modelo: MDG34/10450124) con un aumento de 40x. Se extrajeron y cuantificaron de manera aleatoria entre 298 y 310 ejemplares de foraminíferos por sitio. Se considera que este número de individuos es representativo de las especies que están en la comunidad (Boltovscoy, 1965).

Los foraminíferos fueron identificados hasta el taxón más bajo posible siguiendo los criterios de Loeblich y Tapan (1988), Sen Gupta (1999) y el catálogo de especies propuesto por Hallock *et al.* (2003). La taxonomía se actualizó utilizando la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS, 2019).

Se calculó la abundancia relativa por especies con respecto al total de individuos extraídos por muestra lo que se expresa en porcentaje.

Índice FoRAM

Se realizó la clasificación morfofuncional de las especies según los criterios de Hallock *et al.* (2003; 2012): Foraminíferos grandes que albergan simbiontes, foraminíferos heterótrofos pequeños y foraminíferos oportunistas. Con estos grupos se calculó el índice FoRAM (FI). FI presenta valores entre 1 y 10. Un FI < 2 indica que las concentraciones de materia orgánica y nutrientes son altas y por tanto las condiciones son desfavorables para el crecimiento del arrecife coralino. Un FI entre 2 y 4 indica que las condiciones no son favorables para que el arrecife se recupere en caso de ocurrir algún evento de mortalidad. Si FI > 4 las condiciones son favorables para el crecimiento coralino y con ello, la recuperación del arrecife en caso de ocurrir algún evento de mortalidad. Sin embargo, si los valores de FI están entre 3 y 5 se considera que el arrecife está en periodo de cambio (Hallock *et al.*, 2003).

Índice de blanqueamiento utilizando *Amphistegina gibbosa* (AMPHI)

De las muestras recolectadas se extrajeron todos los individuos de *A. gibbosa* que estuvieron vivos en el momento del muestreo. Estos se diferencian de los individuos muertos porque tienen un color marrón dorado relativamente uniforme (a veces verde olivo). Se cuantificó el total de individuos de *A. gibbosa* y se separaron en juveniles (< 0.6 mm), adultos de apariencia normal y adultos parcialmente blanqueados. Los parcialmente blanqueados pueden variar desde pequeñas manchas blancas a extensas zonas blancas o "moteados" (Fig. 2). No se tienen en cuenta los individuos totalmente blanqueados porque no se diferencian de los individuos muertos. Los datos de abundancia fueron normalizados con logaritmos en base 10 para minimizar los efectos de la pérdida de individuos durante la manipulación o del conteo involuntario de ejemplares muertos (Hallock *et al.*, 2006).

Posteriormente se calculó la densidad de la población normalizada y el porcentaje de adultos parcialmente blanqueados. Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar las medianas de densidad de *A. gibbosa* entre sitios con $\alpha = 0.05$. Todos los análisis fueron realizados con el programa Microsoft Office Excel.

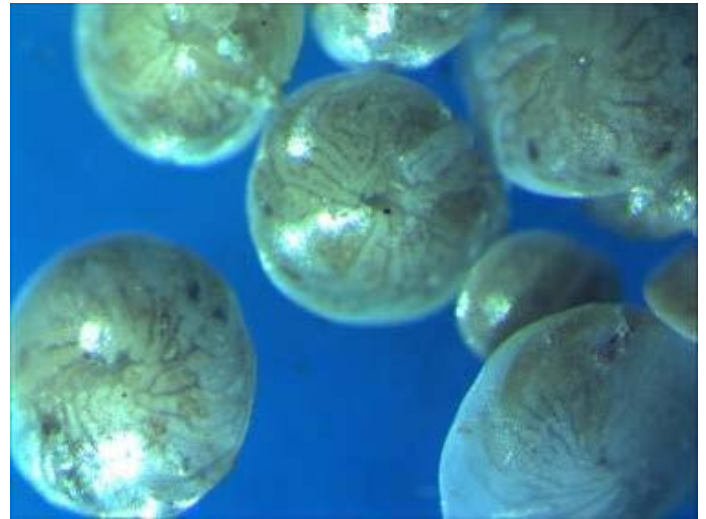


Fig. 2. Ejemplares de *Amphistegina gibbosa* con varias formas de blanqueamiento, todas las manchas blancas o moteados que se observan en los ejemplares son producto del blanqueamiento.

Resultados

En los seis sitios estudiados se contó un total de 5284 individuos e identificaron 38 especies de foraminíferos. La riqueza de especies varió entre 24 y 34 especies (Tabla 2). La especie más abundante fue *Rotorbinella rosea* (d'Orbigny in Guérin-Méneville, 1832) que varió entre 19% en Cojímar y 40% en Bacuranao, respectivamente. Sin embargo, la abundancia relativa del resto de las especies fue similar para todos los sitios (Tabla 2).

Tabla 2. Número de especies y abundancia relativa de cada especie de foraminíferos bentónicos con respecto al total de individuos extraídos (%) de cada uno de los seis sitios del litoral de La Habana-Mayabeque, clasificados morfofuncionalmente según Hallock *et al.* (2003). Calle 70: C70, La Puntilla: Punt, Parque Antonio Maceo: PAM, Cojímar: Coj, Bacuranao: Bac y Calderas: Cal

	C70	Punt	PAM	Coj	Bac	Cal
Número de especies	30	34	24	30	31	32
Especies						
Portadores de Simbiontes						
<i>Amphistegina gibbosa</i> (D'Orbigny, 1839)	3	21	20	16	4	10
<i>Archaias angulatus</i> (Fichtel y Moll, 1798)	3	3	0	3	6	8
<i>Asterigerina carinata</i> (D'Orbigny, 1839)	5	4	2	1	6	8
<i>Borelis pulchra</i> (d'Orbigny, 1839)	2	2	1	1	1	2
<i>Cyclorbiculina compressa</i> (D'Orbigny, 1839)	0	0	0	1	1	0
<i>Heterostegina antillarum</i> (D'Orbigny, 1839)	1	0	0	0	0	0

	C70	Punt	PAM	Coj	Bac	Cal
Número de especies	30	34	24	30	31	32
Especies						
<i>Laevipeneroplis bradyi</i> (Cushman, 1930)	2	2	2	1	1	0
<i>Laevipeneroplis proteus</i> d'Orbigny, 1839	1	2	1	1	2	1
<i>Parasorites orbitolitoideus</i> Hofker, 1930	3	5	5	3	6	4
<i>Peneroplis pertusus</i> Forsskål in Niebuhr, 1775	0	1	3	2	2	1
<i>Sorites marginalis</i> (Lamarck, 1816)	2	2	3	4	0	2
Heterótrofos Pequeños						
<i>Articulina mucronata</i> d'Orbigny, 1839	2	2	0	3	2	0
<i>Articulina pacifica</i> Cushman, 1944	2	2	1	2	2	2
<i>Bigenerina nodosaria</i> d'Orbigny, 1826	0	0	0	0	0	0
<i>Comuspira planorbis</i> Schultze, 1853	0	0	0	0	0	0
<i>Cycloforina sidebottomi</i> Rasheed, 1971	0	0	0	0	0	0
<i>Discogypsina vesicularis</i> Silvestri, 1937	0	0	0	0	0	0
<i>Discorbis</i> sp. Lamarck, 1804	27	25	39	19	41	29
<i>Hauerina</i> sp. d'Orbigny, 1839	13	8	2	11	11	20
<i>Miliolinella</i> sp. Wiesner, 1931	0	0	0	0	0	0
<i>Nodobacularella sulcata</i> Reuss, 1850	5	3	3	9	0	1
<i>Nonionoides grateloupi</i> d'Orbigny, 1839	0	0	0	0	0	0
<i>Planogypsina acervalis</i> (Brady, 1884)	4	2	0	2	0	0
<i>Pseudohauerinella occidentalis</i> Cushman, 1946	2	0	0	2	2	0
<i>Pseudotriloculina linneiana</i> d'Orbigny, 1839	2	2	0	0	0	1
<i>Pyrgo denticulata</i> Brady, 1884	3	2	2	5	2	2
<i>Pyrgo peruviana</i> d'Orbigny, 1839	3	3	3	4	2	2
<i>Quinqueloculina bosciana</i> d'Orbigny, 1839	4	2	3	5	3	2
<i>Quinqueloculina lamarckiana</i> d'Orbigny, 1839	5	4	5	0	2	1
<i>Quinqueloculina</i> sp. d'Orbigny, 1826	0	0	0	2	1	1
<i>Quinqueloculina tricarinata</i> d'Orbigny, 1839	2	0	0	0	0	0
<i>Reussella</i> sp. Galloway, 1933	0	0	1	1	1	0
<i>Rotorbinella rosea</i> d'Orbigny in Guérin-Méneville, 1832	2	2	3	2	0	0
<i>Spiroloculina antillarum</i> d'Orbigny, 1839	2	0	0	0	0	1
<i>Textularia agglutinans</i> d'Orbigny, 1839	0	0	0	0	0	0
<i>Triloculina trigonula</i> Lamarck, 1804	0	0	0	0	0	0
<i>Vertebrasigmolilina mexicana</i> Cushman, 1922	0	2	0	1	0	1
Oportunistas						
<i>Bolivina lowmani</i> Phleger and Parker, 1951	0	0	1	0	0	0

Índice FORAM

El grupo morfofuncional de los foraminíferos heterotróficos pequeños dominó en los seis sitios contribuyendo en más del 50% del total de individuos por muestra. Le siguió el grupo de los foraminíferos

que albergan simbioses, que estuvo representado principalmente por *A. gibbosa* con 692 individuos en total. Este grupo representó entre el 20% y el 40% en todos los sitios. Los foraminíferos oportunistas tuvieron una representación muy baja

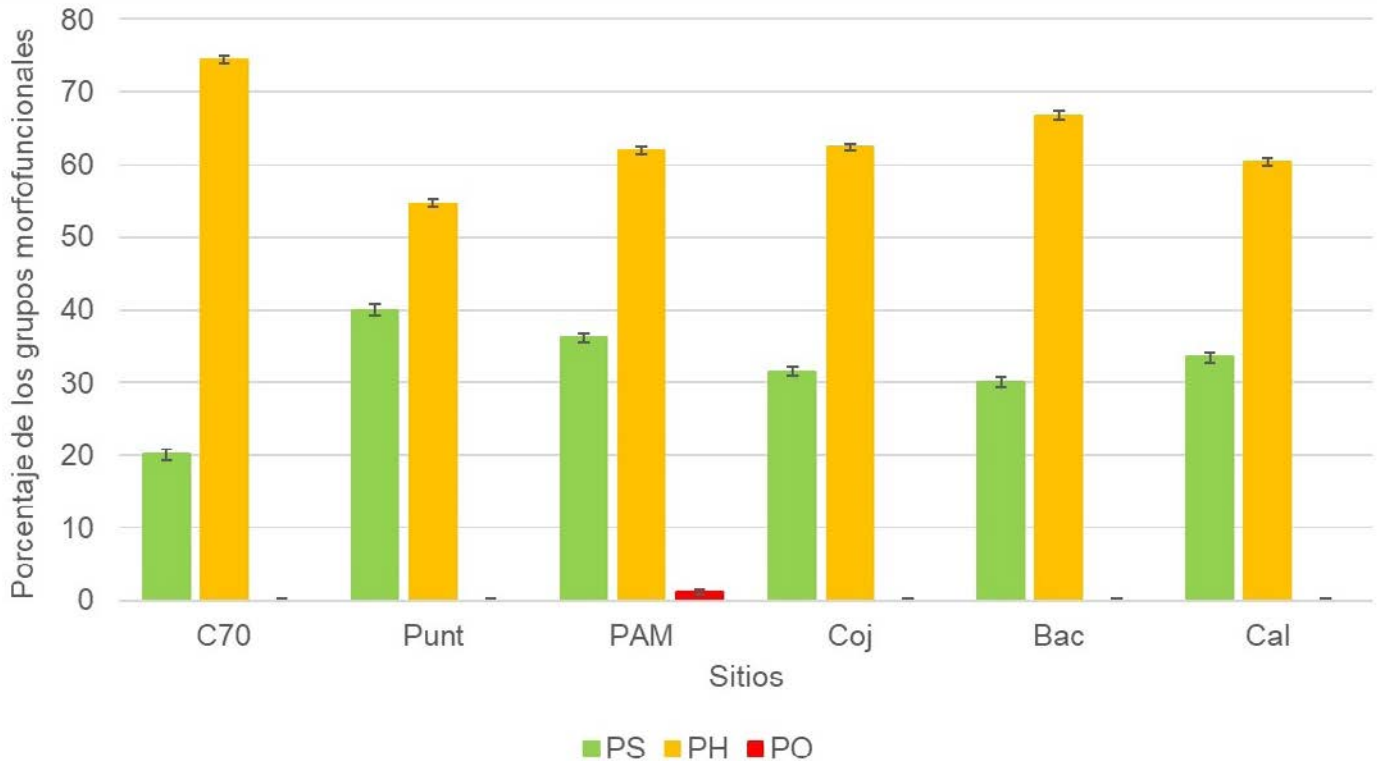


Fig. 3. Porcentaje de los grupos funcionales de foraminíferos bentónicos obtenidos para cada uno de los sitios de muestreo. C70: Calle 70, Punt: La Puntilla, PAM: Parque Antonio Maceo, Coj: Cojímar, Bac: Bacuranao, Cal: Calderas. PS: porcentaje del grupo de foraminíferos que albergan simbioses PH: porcentaje del grupo de foraminíferos heterotróficos y PO porcentaje del grupo de foraminíferos oportunistas

(< 1%) y sólo aparecieron en el sitio Parque Antonio Maceo (Fig. 3).

El índice FoRAM varió entre 3.72 y 5.25, con un mínimo en Calle 70 y un máximo en La Puntilla. El resto de los sitios tuvieron un índice FoRAM entre 4 y 5 (Fig. 4).

Índice de blanqueamiento de *Amphistegina gibbosa* (AMPHI)

La densidad poblacional de *A. gibbosa* varió entre 0.60 en Calle 70 y 1.78 en La Puntilla. En general, los valores AMPHI no tienen diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Tabla 3). Los porcentajes de blanqueamiento en los adultos de esta especie, para los seis sitios fueron muy similares; entre 1.99 en Bacuranao y en La Puntilla y 2.00 en Calle 70, Parque Antonio Maceo, Cojímar y Calderas. El número de individuos

adultos de *A. gibbosa* varió entre 166 en Calderas y 479 en La Puntilla. Los individuos juveniles encontrados en La Puntilla representaron el 31% de la población y en Cojímar el 64%. Más del 90% de los individuos

Tabla 3. Densidad poblacional y porcentaje de blanqueamiento de las poblaciones de *Amphistegina gibbosa*. Calle 70: C70, La Puntilla: Punt, Parque Antonio Maceo: PAM, Cojímar: Coj, Bacuranao: Bac y Calderas: Cal. (Kruskal Wallis $p \leq 0.05$)

Sitios	Densidad normalizada (log10)	% de blanqueamiento normalizado (log10)
C70	0,60 ^a	2
Punt	1,78 ^a	1,99
PAM	1,67 ^a	2
Coj	1,30 ^a	2
Bac	1,34 ^a	1,99
Cal	1,12 ^a	2

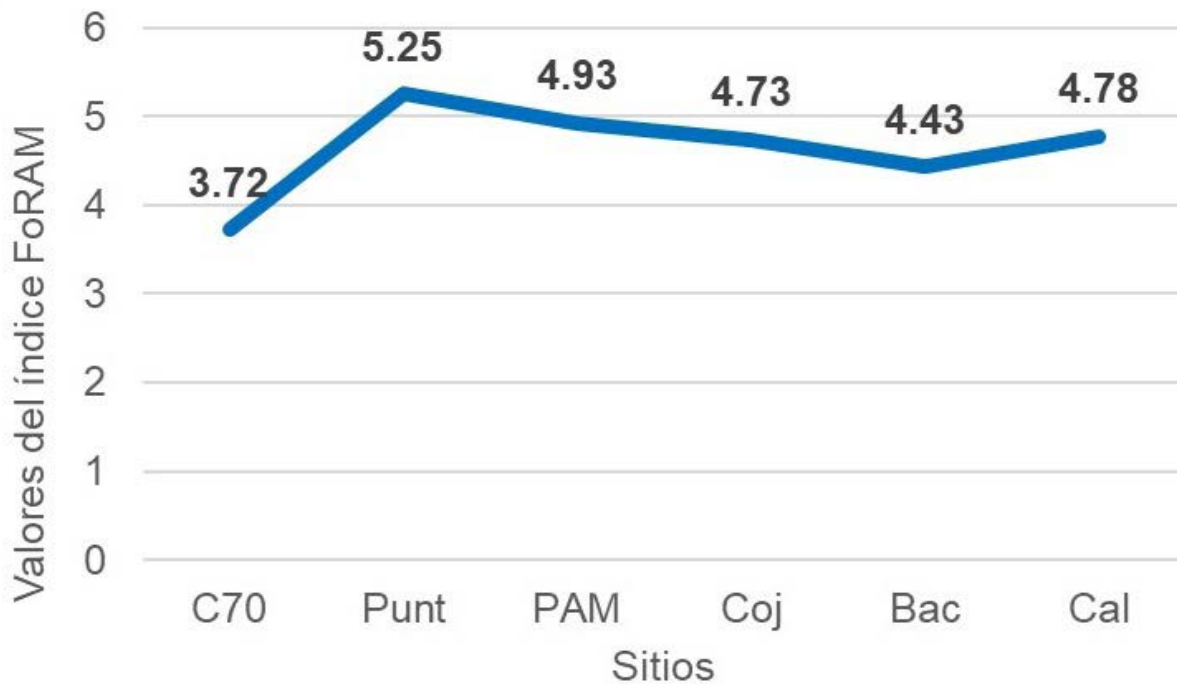


Fig. 4. Índice *FoRAM* para cada sitio muestreo. C70: Calle 70, Punt: La Puntilla, PAM: Parque Antonio Maceo, Coj: Cojímar, Bac: Bacuranao, Cal: Calderas.

juveniles de *A. gibbosa* observados en todos los sitios mostraron síntomas de blanqueamiento.

Discusión

La riqueza de especies de foraminíferos en los seis sitios estudiados es semejante e indica comunidades diversas, ya que se encontraron aproximadamente 30 especies en todos los sitios. Murray (1973) sugiere que cuando el número de especies de foraminíferos es mayor de 30, las comunidades de este grupo tienen una diversidad alta. Sin embargo, Núñez-Luis *et al.* (2019), empleando varios índices ecológicos, catalogaron a la comunidad de foraminíferos de la región estudiada como de diversidad media.

En todos los sitios predominó el grupo de los foraminíferos heterotróficos, aunque también presentaron porcentajes importantes los foraminíferos que albergan simbioses. Sólo en Parque Antonio Maceo se encontraron foraminíferos oportunistas, en un porcentaje

pequeño, las especies pertenecientes a este grupo son capaces de vivir en lugares donde la contaminación orgánica puede provocar periodos de anoxia en los sedimentos (Hallock *et al.*, 2003). Ello corrobora la mala calidad del agua y condiciones ambientales encontradas sistemáticamente en este sitio en estudios anteriores (Reyes-Fernández *et al.*, 2015; Gómez *et al.*, 2020).

Las especies *R. rosea*, *Discorbis* sp. y *A. gibbosa* resultaron ser las más abundantes. Las dos primeras especies pertenecen al grupo de los foraminíferos heterotróficos, mientras que *A. gibbosa* pertenece al grupo de los foraminíferos que albergan simbioses. *R. rosea* y el género *Discorbis* son indicadores de ambientes con oleaje intenso, ya que presentan conchas robustas que son resistentes a las roturas y al transporte (Triffleman *et al.*, 1991; Peebles *et al.*, 1997; Emrich *et al.*, 2017). Esta zona de estudio se caracteriza por tener una plataforma estrecha lo que hace que su hidrodinámica favorezca el intercambio con las aguas oceánicas, sobre todo

durante las fuertes marejadas que ocasionan la entrada de frentes fríos (Morales *et al.*, 1995; García y Rodas, 1999).

La disminución de la abundancia de los taxones pertenecientes al grupo de foraminíferos que albergan simbiosis ha sido relacionada con la turbidez (Uthicke y Altenrath, 2010; Fabricius *et al.*, 2012), con contaminación por aguas residuales (Koukousioura *et al.*, 2011), con altas concentraciones de sólidos o de clorofila en la columna de agua (Uthicke y Nobes, 2008). Sin embargo, la concentración de nutrientes dañina para los foraminíferos puede diferir por especies y por ambientes (Fujita *et al.*, 2014). Lo anterior, coincide con los resultados obtenidos por Reyes-Fernández *et al.* (2015) que clasificaron las aguas de estos sitios como mesotróficas a partir de la concentración de fitoplancton y clorofila *a*. Estos autores y Gómez *et al.* (2020) observaron que las aguas marino-costeras de La Habana se han visto afectadas reiteradamente por los residuales líquidos procedentes de las escorrentías superficiales y el manejo inadecuado de las aguas residuales urbanas del sector residencial y turístico.

A pesar de lo anterior, los resultados obtenidos del índice FoRAM indican que la calidad del agua aún es apropiada para el crecimiento de organismos arrecifales y presenta buen potencial para la recuperación de este ecosistema en caso de que ocurra algún evento que cause mortalidad masiva de los corales. Los valores obtenidos para el índice FoRAM estuvieron alrededor de los valores 3 y 5, según Hallock *et al.* (2003) los valores que son cercanos a los límites del índice son característicos de sistemas arrecifales que están en periodo de cambio. Por lo que la calidad del agua en estos arrecifes pudiera estar cambiando con respecto a años anteriores. Es importante poder contar con indicadores de respuesta rápida de la calidad del agua y los sedimentos en los arrecifes, como pueden ser los microorganismos tales como bacterias heterótrofas totales, fitoplancton o los foraminíferos, que sean capaces de dar la señal de alarma de que las condiciones ambientales en esos ecosistemas

están cambiando antes de que puedan observar estos cambios en el megazoobentos (Glasl *et al.*, 2019; Girard *et al.*, 2022).

Resultados similares fueron obtenidos por Gómez *et al.* (2020), al evaluar las comunidades de organismos bentónicos en el año 2019 en esta zona. Estos autores encontraron evidencia de ligeros cambios favorables en las comunidades bentónicas del supralitoral rocoso en este tramo costero comparado con estudios anteriores, lo que pudiera ser un indicador de que el impacto de la contaminación orgánica está disminuyendo. Al parecer los contaminantes orgánicos que desembocan en esta zona pudieran diluirse al estar expuesta a un recambio de agua muy intenso por corrientes y oleaje característicos de esta zona (Alcolado-Prieto *et al.*, 2012).

El Índice FoRAM indica la calidad del agua en los arrecifes coralinos, aun cuando no existan poblaciones saludables de coral, que permita pronosticar si la calidad del agua es propicia para la recuperación de los mismos (McField *et al.*, 2007). Esto ocurre en el sitio de Parque Antonio Maceo ya que Reyes-Fernández *et al.* (2015) determinaron que fue el arrecife que mostró las peores condiciones. Sin embargo, este índice presentó un valor de IF de 4.93 indicando que la calidad del agua es adecuada para el crecimiento del arrecife. Con ello se puede inferir que esta no es la condición que más afecta a este sitio o que la calidad del agua ha mejorado en los últimos años. Este resultado pudiera explicarse también considerando que la contaminación de la bahía de La Habana puede estar disminuyendo. Según CIMAB (2000; 2009), en el canal de entrada de la bahía de La Habana ha ocurrido un aumento en los niveles de oxígeno disuelto, una disminución del nitrógeno amoniacal, de los sólidos suspendidos y del silicato soluble (indicador de influencia terrígena).

Por otro lado, Boca de Caldera ha sido considerado un sitio con condiciones adecuadas para el desarrollo de los arrecifes coralinos teniendo en cuenta el resultado de varias investigaciones (Alcolado-Prieto *et al.* 2012; Rey-Villiers y Sánchez, 2018 y Rey-Villiers *et al.*, 2020).

El resultado obtenido con el valor del índice FoRAM en este sitio en el presente estudio indica que también este lugar pudiera estar en condiciones de cambio como en el resto de los sitios, lo que pudiera ser una señal de alarma por lo que se sugiere que sea monitoreado. Reyes-Fernández *et al.* (2015) clasificaron las aguas de este sitio como mesotróficas mediante indicadores de respuesta rápida como son las bacterias heterótrofas totales y el fitoplancton. Sin embargo, Rey-Villiers *et al.*, (2020) considera que el sitio mantiene buena calidad del agua a partir del empleo de indicadores de calidad higiénico sanitaria como son coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales. Pero estos autores no tuvieron en cuenta que la zona pudiera estar siendo afectada por la llegada de materia orgánica de otro origen la cual ha sido detectada mediante otros indicadores de respuesta rápida por Reyes-Fernández *et al.* (2015) y por los resultados del índice FoRAM obtenidos en este trabajo.

Es importante señalar que los valores de FI reflejan sólo la calidad del agua y los sedimentos (Hallock *et al.* 2003) y no son útiles para la detección de cambios en las comunidades de coral relacionados con factores tales como alta temperatura, blanqueamiento, daños físicos por tormentas o enfermedades de los corales. Este índice no puede medir estos eventos de manera efectiva porque los foraminíferos no sufren de las mismas enfermedades que los corales, y se recuperan muy rápidamente después de eventos de blanqueamiento y tormentas (Schueth y Frank, 2008).

Por otro lado, los porcentajes de blanqueamiento en *A. gibbosa* fueron elevados en todos los sitios lo que indicó que las poblaciones de esta especie se encuentran en un periodo de estrés fótico agudo. Este estrés pudiera ser también una causa de que porcentajes del grupo de los foraminíferos que albergan simbioses sean bajos, ya que este problema afecta a todas las especies que presentan un estilo de vida mixotrófico, con diferencias de susceptibilidad para cada una de las especies pertenecientes a este grupo (Ziegel y Uthicke 2011).

Spezzaferri *et al.* (2018) y Stainbank *et al.* (2020) observaron porcentajes elevados de blanqueamiento en poblaciones de *Amphistegina* sp. en las Maldivas para los años 2015 y 2018 años en que también hubo grandes blanqueamientos coralinos.

La densidad de la población de *A. gibbosa* en todos los sitios analizados mostró que las condiciones ambientales son muy desfavorables para el desarrollo de la población de esta especie. Según Hallock *et al.* (2006) la densidad poblacional baja de esta especie puede deberse a la disminución de la calidad del agua, el estrés fótico o las condiciones hidrodinámicas. Sin embargo, por los resultados obtenidos para el IF se descarta que la mala calidad del agua sea la causa. Lo cual coincide con las ligeras mejorías de la calidad del agua detectadas por el CIMAB (2000; 2009) en el litoral habanero. Además, por los porcentajes altos de blanqueamiento obtenidos para esta especie esta pudiera ser la causa fundamental de la disminución de la densidad poblacional para esta especie en estos sitios.

Aunque no se dispone de datos sobre la estrategia reproductiva de *A. gibbosa* para Cuba, la posición geográfica de la isla es similar a la de Florida, donde Hallock *et al.* (1995) documentó que la reproducción en las poblaciones de esta especie fue severamente afectada por el blanqueamiento. Se ha informado que la temperatura es un factor fundamental en la reproducción en este género (Gruber *et al.*, 2007; Prazeres *et al.*, 2016). Esto pudiera estar afectando la proliferación de esta especie en los sitios de estudio ya que se sabe que las temperaturas en la región son elevadas y han aumentado en los últimos años (IPCC, 2013).

Otro elemento que hace inferir que el estrés fótico es crónico en este estudio, fue que todos los individuos juveniles de esta especie presentaron algún tipo de blanqueamiento. Esto se contrapone con lo expuesto en la literatura consultada, ya que expresa que rara vez este grupo de la población se blanquea (Hallock *et al.*, 1995; Hallock *et al.*, 2006). Hallock *et al.* (1992) plantean, que las primeras etapas de blanqueamiento en esta especie, se

observa con mayor frecuencia en los ejemplares de tamaño intermedio entre 0.6 y 0.8 mm de diámetro. Se observó, también que los individuos de diámetro superior a 0.8 mm mostraron un alto grado de blanqueamiento en los cayos de Florida durante los meses de verano (Williams *et al.*, 1997; Williams, 2002). No obstante, Stainbank *et al.* (2020) obtuvieron resultados contradictorios ya que encontraron porcentajes altos de blanqueamiento en especies de este género, sin embargo, la cantidad de juveniles fue elevada. A pesar de que en el tiempo en que realizaron el muestreo se reportaron valores elevados de radiación fotosintéticamente activa. Por ello concluyeron que un evento de reproducción de esta especie de foraminíferos se produjo justo antes del inicio del blanqueamiento (Stainbank *et al.*, 2020).

Reyes-Fernández *et al.* (2015) también obtuvieron porcentaje de blanqueamiento coralino elevados en los mismos sitios de muestreo, con mayor medida en los muestreos que se realizaron en septiembre que en los que se realizaron en junio (Reyes-Fernández *et al.*, 2015). Richardson (2001) recomiendan que la evaluación de blanqueamiento coralino se realice a finales del verano (septiembre), cuando el blanqueamiento y las enfermedades tienden a aumentar.

El reflejo visual del estrés en los corales (blanqueamiento) es una respuesta retrasada, ya que, para ser observada por el ojo humano, el coral debe haber perdido al menos el 50% de los simbiontes (Stimson, 1997; Krueger *et al.*, 2015; Gardner *et al.*, 2017). Sin embargo, Williams *et al.* (1997, 2002) notaron que los mayores porcentajes de blanqueamiento de *A. gibbosa* se producen en mayo y julio y fueron disminuyendo en agosto y septiembre. Con lo que mediante este índice de blanqueamiento de *A. gibbosa* se pudiera pronosticar si se espera un blanqueamiento coralino elevado o no antes de que ocurra. Es importante señalar que, en el presente estudio, en septiembre no se observaron signos de recuperación del blanqueamiento en las poblaciones de *A. gibbosa*, lo que pudiera indicar una vez más que estas poblaciones sufrieron un estrés fótico crónico.

Se concluye que en la zona de estudio, a pesar de la carga de materia orgánica y nutrientes que recibe (Gómez *et al.*, 2020), la calidad del agua es adecuada para el crecimiento coralino y existe potencial para su recuperación luego de un posible evento de mortalidad. Sin embargo, la zona es afectada por una hidrodinámica intensa y los foraminíferos más abundantes presentan características que les permite adaptarse a estas condiciones. Además, al analizar la densidad y el blanqueamiento de las poblaciones de *A. gibbosa* se puede afirmar que el estrés fótico presente en el área es crónico y puede estar afectando considerablemente la reproducción de dicha especie. El conjunto de estas condiciones de estrés y su duración en el tiempo pudieran ser causantes de los diferentes grados de deterioro en los que se encuentran los arrecifes coralinos en la zona de estudio (Reyes-Fernández *et al.*, 2015).

Declaraciones

Contribución de autores

"Conceptualización, JNL y AHZ; Metodología, JNL, AHZ; Software, BMD; Análisis formal, JNL, AHZ y BMD; Investigación, JNL y AHZ; Curación de datos, JNL, AHZ, MHS y BMD; Escritura - Original" Preparación del borrador, JNL; Escritura - Revisión y edición, JNL, AHZ y BMD; Visualización, JNL, AHZ, MHS y BMD; Supervisión, AHZ y BMD.

Financiamiento

No se recibió ningún tipo de financiamiento para la realización de este estudio.

Conflicto de intereses

No existen conflicto de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

Comportamiento ético

Se han seguido todas las recomendaciones aplicables tanto internacionales, nacionales como institucionales

relacionadas con el uso y manejo de animales para la investigación.

Permisos de muestreo y otros permisos

El autor ha recibido de las autoridades pertinentes los permisos necesarios para realizar los muestreos.

Referencias bibliográficas

- Alcolado, P.M., García, E.E., Arellano-Acosta, M. (Eds.) (2007). *Ecosistema Sabana-Camagüey: Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad*. Editorial Academia. La Habana.
- Alcolado-Prieto, P., Caballero-Aragón, H., Alcolado, P., Lopeztegui-Castillo, A. (2012). Reclutamiento de corales pétreos en arrecifes coralinos a diferentes distancias de fuentes de contaminación en La Habana, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 60(3), 981-994.
- Alcolado, P. M. (2014). *Conocimientos básicos para un monitoreo voluntario rápido de alerta temprana en arrecifes coralinos*. Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático, 122.
- Barbosa, C. F., Ferreira, B. P., Seoane, J. S., Oliveira-Silva, P., Gaspar, A. B., Cordeiro, R. C., Soares-Gomes, A. (2012). Foraminifer-based coral reef health assessment for southwestern atlantic offshore archipelagos, Brazil. *J. Foraminifer. Res.*, 42 (2), 169-183.
- Boltovskoy, E. (1965). *Los foraminíferos recientes*. Eudeba.
- Busutil, L. (2013). *Características de las comunidades de esponjas como bioindicadores potenciales de contaminación en arrecifes coralinos*. (Tesis presentada en opción al grado académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura), Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba.
- Camacho, S., Moura, D., Connor, S., Scott, D., Boski, T. (2015), Ecological zonation of benthic foraminifera in the lower Guadiana Estuary (southeastern Portugal). *Mar. Micropaleontol.*, 112, 1-18.
- Cesar, H., Burkeand, L., Pet-Soede, L. (2003). *The economics of worldwide coral reef degradation*. Cesar Environmental Economics Consulting, Arnhem, and WWF-Netherlands, Zeist, The Netherlands.
- Chávez, M. E., Rivas, L., Orozco, M. V. (2005). Relación taxonómica actualizada de los foraminíferos modernos de Cuba. *Cocuyo*, 15, 5-14.
- CIMAB (2000). *Control y evaluación de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana y el litoral adyacente*. Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas.
- CIMAB (2009). *Control y evaluación de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana*. Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas.
- Claro, R. (ed.) (2007): *La Biodiversidad Marina de Cuba*. Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencias, Tecnología y Medio Ambiente. La Habana. CD-ROM, ISBN: 978-959-298-001-3.
- Eichler, P., Eichler, B., Sen Gupta, B. K., Rosch, A. (2012). Foraminifera as indicators of marine pollutant contamination on the inner continental shelf of southern Brazil. *Mar. Poll. Bull.*, 64, 22-30.
- Emrich, K., Martínez-Colón, M., Alegría, H. (2017). Is untreated sewage impacting coral reefs in Caye Caulker, Belize? *J. Foraminifer. Res.*, 47, 20-33.
- Fabricius, K. E., Cooper, T. F., Humphrey, C., Uthicke, S., De'ath, G., Davidson, J., LeGrand, H., Thompson, A., Schaffelke, B. (2012). A bioindicator system for water quality on inshore coral reefs of the Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 65(4-9), 320-332.
- Fujita, K., Nagamine, S., Ide, Y., Umezawa, Y., Hosono, T., Kayanne, H., Yamano H. (2014). Distribution of large benthic foraminifera around a populated reef island: Fongafale Island, Funafuti Atoll, Tuvalu. *Mar. Micropaleontol.*, 113, 1-9.
- García, G., Rodas L. (1999). Modelación de la dispersión de los residuales domésticos provenientes del emisario submarino diseñado para el Reparto Flores. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*, 229-232.
- Gardner, S.G., Raina, J.B., Nitschke, M.R., Nielsen, D.A., Stat, M., Motti, C.A., Ralph, P.J., Petrou, K. (2017). A multi-trait systems approach reveals a

- response cascade to bleaching in corals. *BMC Biol.* 15, 117.
- Girard, E. B., Ferse, S., Ambo-Rappe, R., Jompa, J., Renema, W. (2022). Dynamics of large benthic foraminiferal assemblages: A tool to foreshadow reef degradation? *Sci. Total Environ.*, 811, 151396.
- Glasl, B., Bourne, D. G., Frade, P. R., Thomas, T. Schaffelke, B., Webster, N. S. (2019). Microbial indicators of environmental perturbations in coral reef ecosystems. *Microbiome*, 7, 94
- Gómez, Y., Beltrán J., Hernández-Zanuy A., Ramírez V., Díaz Y., Rubio R., Criz P., Pérez D. Tainié T., Alvarez S., Almeida Y., Ledesma R. M. (2020). *Plan de vigilancia y monitoreo (PVA) de la zona marina y costera de la Habana con enfoque ecosistémico 2019*. Informe Final de Proyecto. Delegación Territorial del CTMA, Habana.
- González-Ferrer, S. (Ed.) (2004). *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. Editorial Academia, Impresora da Vinci, La Habana.
- Gruber, L., Almogi-Labin, A., Sivan, D., Herut, B. (2007). The life cycle of the symbiontbearing foraminifera *Amphistegina lobifera*, a new arrival at the Israeli shelf. *Rap. Comm. int. Mer Médit.* 38, 491.
- Hallock, P. (2005). Global change and modern coral reefs: New opportunities to understand shallow-water carbonate depositional processes. *Sediment. Geol.*, 175, 19-33.
- Hallock, P. (2012). *The FoRAM Index revisited: uses, challenges, and limitation*. 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, July 2012, 9-13.
- Hallock, P., Lidz, B. H., Cockey-Burkhard, E. M., Donnelly, K. B. (2003). Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: The FORAM Index. *Environ. Monit. Assess.*, 81, 221-238.
- Hallock, P., Talge, H. K., Cockey, E. M., Muller, R. G. (1995). A new disease in reef-dwelling foraminifera: Implications for coastal sedimentation. *J. Foraminifer. Res.*, 25, 280-286.
- Hallock, P., Talge, H. K., Smith, K. M., Cockey, E. M. (1992). *Bleaching in a Reef-Dwelling Foraminifer, Amphistegina gibbosa*. Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium, Guam, June 1992, pp. 42-47.
- Hallock, P., Williams, D. E., Fisher, E. M., Toler, S. K. (2006). Bleaching in Foraminifera with Algal Symbionts: Implications for Reef Monitoring and Risk Assessment. *Anu. do Inst. de Geocienc.*, 29 (1), 108-128.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., ... Hatzioiols, M. E. (2007). Coral Reef Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Sci. Rev.*, 318(5), 1737-1742.
- Humphreys, A.F., Halfar, J., Ingle, J.C., Manzello, D., Raymond, C.E., Westphal, H., Riegl, B. (2018). Effect of seawater temperature, pH, and nutrients on the distribution and character of low abundance shallow water benthic foraminifera in the Galapagos. *PLoS One* 13, e0202746.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis of the Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge university press.
- Koukousioura, O., Dimiza, M. D., Triantaphyllou, M. V., Hallock, P. (2011). Living benthic foraminifera as an environmental proxy in coastal ecosystems: A case study from the Aegean Sea (Greece, NE Mediterranean). *J. Mar. Syst.*, 88, 489-501.
- Krueger, T., Hawkins, T.D., Becker, S., Pontasch, S., Dove, S., Hoegh-Guldberg, O., Leggat, W., Fisher, P.L., Davy, S.K. (2015). Differential coral bleaching-Contrasting the activity and response of enzymatic antioxidants in symbiotic partners under thermal stress. *Comp. Biochem. Physiol. Part A* 190, 15-25.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.*, 47 (260), 583-621
- Loeblich, A. R., Tappan, H. (1988). *Foraminiferal genera and their classifications*. Van Nostrand Reinhold, New York. Vol 2.
- McField, M., Kramer, P., Gorrez, M., McPherson, M. (2007). *Guía de indicadores de salud de arrecifes y*

- bienestar social en la región del Arrecife Mesoamericano: Arrecifes saludables para gente saludable.*
- Morales, A., H. Rondón, D. López, G. Díaz, L. Rubiera, Cerveto, A. (1995). *Estudio de las causas que originan las penetraciones del mar en el malecón habanero y principales características hidroquímicas y dinámicas de las aguas del litoral.* Informe Científico Técnico. Especialidad de Oceanografía. Proyecto: Malecón Habanero (mayo 1995). GEOCUBA Estudios Marinos.
- Moynihan, M. A., Baker, D. M., Mmochi, A. J. (2012). Isotopic and microbial indicators of sewage pollution from Stone Town, Zanzibar, Tanzania. *Mar. Pollut. Bull.*, 64(7), 1348-1355.
- Murray, J.W. (1973). *Distribution and Ecology of Living Foraminifera.* The John Hopkins Press. Baltimore
- Nagendra, R., Nallapa Reddy, A. (2019). Benthic foraminifera response to ecosystem pollution in the Uppanar Estuary, Tamil Nadu Coast, India. *J. Geol. Soc. India*, 93, 555-566.
- Núñez-Luis, J. Y., Hernández-Zanuy, A. C., Martínez-Suárez, A., Cruz, P. M., Martínez-Daranas, B. (2019). Abundancia y distribución de los foraminíferos bentónicos recientes en arrecifes coralinos de un sector noroccidental de Cuba. *Ser. Oceanol.*, (18).
- Oliver, L. M., Fisher, W. S., Dittmar, J., Hallock, P., Campbell, J., Quarles, R. L., Harris, P., LoBue, C. (2014). Contrasting responses of coral reef fauna and foraminiferal assemblages to human influence in La Parguera, Puerto Rico. *Mar. Environ. Res.*, 99, 95-105.
- Oliver, L. M., Fisher, W. S., Fore, L., Smith, A., Bradley, P. (2018). Assessing land use, sedimentation, and water quality stressors as predictors of coral reef condition in St. Thomas, US Virgin Islands. *Environ. Monit. Assess.*, 190, 213.
- Peebles, M. W., Hallock, P., Hine, A. C. (1997). Benthic Foraminiferal Assemblages from Current-Swept Carbonate Platforms of the Northern Nicaraguan Rise, Caribbean Sea. *J. Foraminifer. Res.*, 27, 42-50.
- Prazeres, M., Martínez-Colón, M., Hallock, P. (2020). Foraminifera as bioindicators of water quality: The FORAM Index revisited. *Environ. Pollut.*, 257, 113612.
- Prazeres, M., Uthicke, S., Pandolfi, J.M. (2016). Changing light levels induce photo-oxidative stress and alterations in shell density of *Amphistegina lobifera* (Foraminifera). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 549, 69–78.
- Renema, W. (2018). Terrestrial influence as a key driver of spatial variability in large benthic foraminiferal assemblage composition in the Central Indo-Pacific. *Earth Sci. Rev.*, 177, 514-544.
- Reyes-Fernández, T. T., Rubio-Muiñas, R., Albuquerque, O. Echevarría, Y., Álamo, B., Alcolado-Prieto, P., Rey-Villiers, N., Busutil, L., Núñez-Luis, J. Y., García-Fernández, F., García-Rodríguez, A., Rodríguez-Machado, S., Pérez-Zayas, D., Tamayo, D., Sánchez-Lorenzo, M., Fernández, J. y Hernández-López, J. (2015). *Monitoreo Ambiental de la Zona Marino-Costera. Informe Integrado del Servicio Científico-Técnico Estatal.* Cliente: Agencia De Medio Ambiente (AMA), La Habana, Cuba.
- Rey-Villiers, N., Sanchez, A. (2018). ¿Puede la contaminación orgánica afectar la tasa de crecimiento de los octocorales en el Caribe? *Gayana (concepción)*, 82(2), 166-170.
- Rey-Villiers, N., Sánchez, A., Caballero-Aragón, H., González-Díaz, P. (2020). Spatio temporal variation in octocoral assemblages along a water quality gradient in the northwestern region of Cuba. *Mar. Pollut. Bull.*, 153, 110981
- Richardson, C. A. (2001). Residual luminescence signals in modern coastal sediments. *Quat. Sci. Rev.*, 20 (5-9), 887-892.
- Sánchez, J. A., Gómez-Corrales, M., Gutierrez-Cala, L., Vergara, D. C., Roa, P., González-Zapata, F. L., Gnecco, M., Puerto, N., Neira, L., Sarmiento, A. (2019). Steady decline of corals and other benthic organisms in the SeaFlower biosphere reserve (Southwestern Caribbean). *Front. Mar. Sci.*, 6, 73.
- Schueth, J. D., Frank, T. D. (2008). Reef Foraminifera as Bioindicators of Coral Reef Health: Low Isles Reef, Northern Great Barrier Reef, Australia. *J. Foraminifer. Res.*, 38(1), 11-22.
- Sen Gupta, B. K. (1999). Introduction to modern foraminifera. En Sen Gupta (ed.) *Modern foraminifera.* Kluwer Academic Publ.

- Spezzaferri, S., El Kateb, A., Pisapia, C., Hallock, P. (2018). In situ observations of foraminiferal bleaching in the Maldives, Indian Ocean. *J. Foraminifer. Res.*, 48, 75-84.
- Stainbank, S., Spezzaferria, S., Beccaria, V., Hallock, P., Adams, A., Angeloz, A., Bassoe, D., ..., Vimpered, L. (2020). Photic stress on coral reefs in the Maldives: The *Amphistegina* bleaching index. *Ecol. Indic.*, 113, 106257
- Stephenson, C. M., Hallock, P., Kelmo, F. (2015). Foraminiferal assemblage indices: A comparison of sediment and reef rubble samples from Conch Reef, Florida, USA. *Ecol. Indic.*, 48, 1-7.
- Stimson, J. (1997). The annual cycle of density of zooxanthellae in the tissues of field and laboratory-held *Pocillopora damicornis* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 214, 35-48.
- Sun, M. Y., Dafforn, K. A., Brown, M. V., Johnston, E. L. (2012). Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Mar. Pollut. Bull.*, 64(5), 1029-1038.
- Talge, H. K., Hallock, P. (2003). Ultrastructural responses in field-bleached and experimentally stressed *Amphistegina gibbosa* (Class Foraminifera). *J. Eukaryot Microbiol.*, 50, 324-333.
- Triffleman, N. J., Hallock, P., Hine, A. C., Peebles, M. (1991). Distribution of Foraminiferal Tests in Sediments of Serranilla Bank Site, Nicaraguan Rise, Southwestern Caribbean. *J. Foraminif. Res.*, 21, 39-47.
- Uthicke, S., Altenrath, C. (2010). Water column nutrients control growth and C:N ratios of symbiont-bearing benthic foraminifera on the Great Barrier Reef, Australia. *Limnol. Oceanogr.*, 55, 1681-1696.
- Uthicke, S., Nobes, K. (2008). Benthic Foraminifera as ecological indicators for water quality on the Great Barrier Reef. *Estuar. Coast. Shelf.*, 78, 763-773.
- Velásquez, J., Lopez-Angarita, J., Sanchez, J. A. (2011). Evaluation of the FORAM index in a case of conservation: Benthic foraminifera as indicators of ecosystem resilience in protected and non-protected coral reefs of the southern Caribbean. *Biodivers. Conserv.*, 20, 3591-3603.
- Williams, D. E. (2002). *Population Ecology of Bleaching-Stressed Amphistegina gibbosa in the Florida Keys (1991-1999) and the role of solar radiation*. (Tesis de opción al grado académico de Maestría). University of South Florida, Tampa, Florida.
- Williams, D. E., Hallock, P. (2004). Bleaching in *Amphistegina gibbosa* d'Orbigny (Class Foraminifera): Observations from laboratory visible and ultraviolet light experiments. *Mar. Biol.*, 145, 641-649.
- Williams, D. E., Hallock, P., Talge, H. K., Harney, J. N., McRae, G. (1997). Responses of *Amphistegina gibbosa* populations in the Florida Keys to a multi-year stress event (1991-96). *J. Foraminifer. Res.*, 27, 264-269.
- WoRMS – WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (2019). In Hayward B. W., Cedhagen T., Kaminski M., Gross O. *World Foraminifera Database*. 2017. Disponible en: <http://www.marinespecies.org>. Acceso en noviembre 2017.
- Ziegel, M., Uthicke, S. (2011). Photosynthetic plasticity of endosymbionts in larger benthic coral reef Foraminifera. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 407, 70-80.

Como citar este artículo

Núñez-Luis, J.Y., Hernández-Zanuy, A.C., Herrera Soto, M., Martínez-Daranas, B. (2023). Foraminíferos bentónicos como indicador ambiental en arrecifes coralinos de un sector noroccidental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 43(2), 53-67.