

ARTICULO ORIGINAL

COMUNIDADES DE FORAMINÍFEROS BENTÓNICOS EN LOS ARRECIFES CORALINOS DEL ARCHIPIÉLAGO JARDINES DE LA REINA

Communities of Benthic Foraminifera in Coral Reefs of Jardines de la Reina archipelago

Jazmin Y. Núñez-Luis^{1*}, Stephanie Leyva Maceda¹

¹ Instituto de Ciencias del Mar, Calle Loma No. 14 e/ 35 y 37, Alturas del Vedado

Plaza de la Revolución, La Habana, Cuba.

* Autor para correspondencia: jazmin@icimar.cu

Recibido 18.12.2019

Aceptado 17.10.2020

RESUMEN

Los arrecifes coralinos cada vez están más en peligro a causa de los impactos antrópicos locales y por los efectos del cambio climático global. Es por ello que es de vital importancia contar con indicadores biológicos que den una idea de la salud de esos ecosistemas. Los foraminíferos bentónicos recientes son unos microorganismos que se han utilizado ampliamente en el mundo con este fin, ya sea con el análisis de las comunidades de foraminíferos o mediante el Índice *FoRAM*. El archipiélago Jardines de la Reina, como zona de estudio, se encuentra alejado de asentamientos humanos, por lo que representa una buena oportunidad para evaluar la resiliencia de este ecosistema ante los impactos del cambio climático. En los sitios estudiados se contaron un total de 3038 individuos, que se identificaron hasta el taxón más bajo posible, registrando 44 especies y 24 géneros. Las especies más abundantes fueron *Rotorbinella rosea* y *Archaias angulatus*. Según los resultados obtenidos en el índice *FoRAM*, la calidad del agua es buena, de forma general, aunque en el este de Caballones dominan los pequeños heterótrofos sobre el grupo de foraminíferos que albergan simbioses.

PALABRAS CLAVE: foraminíferos, indicadores, Jardines de la Reina, Índice *FoRAM*

ABSTRACT

Coral reefs are increasingly endangered because of local anthropogenic impacts and the effects of global climate change. Therefore, it is vitally important to have biological indicators that give an idea of these ecosystems' health. Recent benthic foraminifera are microor-

ganisms that have been widely used for this purpose worldwide, either by the analysis of foraminifera communities or through the FoRAM Index. Jardines de la Reina archipelago, as study area, is far from human settlements; thus, it represents a good opportunity to assess this ecosystem's resilience to climate change impacts. A total of 3038 individuals were counted in the studied sites, which were identified to the lowest possible taxon, registering 44 species and 24 genera. The most abundant species were *Rotorbinella rosea* and *Archaias angulatus*. According to the results obtained in the FoRAM Index, water quality is generally good, although in the area east of Caballones, small heterotrophs dominate over the foraminifera group that hosts symbionts.

KEY WORDS: foraminifera, incators, Jardines de la Reina, FoRAM Index

INTRODUCCIÓN

El deterioro de los arrecifes coralinos en las décadas recientes ha sido atribuido a factores globales (e.g. cambio climático y acidificación) (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007) y a factores locales (e.g. sobrepesca, contaminación y turismo descontrolado) (Richmond, 1993). La eutrofización es probablemente el factor más importante en los cambios de las comunidades marino-costeras (Rabalais *et al.*, 2014). La alta carga de nutrientes genera cambios en la estructura y función de los arrecifes coralinos comprometiendo su habilidad de generar beneficios y servicios para la sociedad (Hughes *et al.*, 2005). Esto ocurre debido al crecimiento y dominancia de organismos oportunistas (e.g. algas) que compiten con los corales disminuyendo su cubrimiento y diversidad (Birkeland, 1987; Rabalais *et al.*, 2014).

Por esta razón es necesaria la búsqueda de indicadores confiables para diagnosticar ecosistemas impactados y mejorar las estrategias de manejo y conservación (Busutil, 2013).

Los foraminíferos bentónicos han sido utilizados como bioindicadores de procesos oceanográficos y de condiciones ambientales. Estos microorganismos tienen gran sensibilidad ecológica por tener ciclo de vida corto y testas que quedan en los sedimentos como un registro de las condiciones ambientales (Hallock, 2012). Son además los bioindicadores más utilizados en paleoecología, paleoclimatología y bioestratigrafía marina por su abundancia en los sedimentos, su tamaño corporal relativamente grande y la factibilidad de estudiarlos con un pequeño volumen de muestra (Murray, 1991).

A cada ambiente marino corresponde una comunidad de foraminíferos característica (Parada, 1990). Las diferencias en la composición de las comunidades pueden ser utilizadas como indicadores de cambios en la circulación de masas de agua, profundidad, temperatura, productividad, concentración de oxígeno y contaminantes (Armstrong y Brasier, 2005).

Para utilizar estos microorganismos como bioindicadores se han realizado numerosos estudios sobre sus necesidades ecológicas y con ello poder inferir condiciones ambientales de los ecosistemas en que ellos habitan. También es importante conocer la línea base de los ecosistemas para utilizarlo como punto de referencia o como estándar y poder hacer comparaciones en estudios futuros (McField *et al.*, 2007).

Para evaluar impacto ambiental se utiliza el Índice de Evaluación y Monitoreo de Arrecifes basado en Foraminíferos (FoRAM, FI por sus siglas en inglés) propuesto por Hallock *et al.* (2003). El índice FoRAM se basa en la clasificación de los foraminíferos en: (i) foraminíferos grandes que albergan simbiosis y que requieren condiciones de calidad de agua similares a las de los corales; (ii) heterótrofos pequeños

que se reproducen rápidamente y poseen ventajas competitivas con respecto a los anteriores cuando aumentan los nutrientes; y (iii) oportunistas tolerantes al estrés que son capaces de vivir en los lugares donde la contaminación orgánica provoca hipoxia intermitente en los sedimentos (Hallock *et al.*, 2003). El FI presenta valores entre 1 y 10 donde $FI < 2$ indica que las concentraciones de nutrientes son altas y por tanto las condiciones son desfavorables para el crecimiento del arrecife coralino. FI entre 2 y 4 indica condiciones no favorables para que el arrecife se recupere en caso de ocurrir algún evento de mortalidad. FI > 4 indica que las condiciones son favorables para el crecimiento coralino y la recuperación del arrecife en caso de ocurrir algún evento de mortalidad. Sin embargo, si los valores de FI están en 3 y 5 se considera que el arrecife está en periodo de cambio (Hallock *et al.*, 2003). Este índice ha sido ampliamente utilizado en el mundo (e.g. McField *et al.*, 2007; Schueth *et al.* 2008; Uthicke y Nobes 2008; Barbosa *et al.* 2009; Velázquez *et al.* 2011; Uthicke *et al.* 2010, 2012).

En Cuba se encuentra poco estudiado este tema (Chávez *et al.*, 2005) y nunca se ha analizado la comunidad de foraminíferos bentónicos recientes en el archipiélago Jardines de la Reina. Las investigaciones de los arrecifes coralinos alejados de disturbios antrópicos representan una buena

oportunidad para evaluar la resiliencia ante los impactos del cambio climático (IPCC, 2007). Por esta razón se trazó como objetivos: (1) caracterizar la comunidad de foraminíferos bentónicos en los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina y (2) utilizar esa información para determinar la salud de esos ecosistemas a partir del Índice *FoRAM*.

MATERIALES Y MÉTODOS

El archipiélago Jardines de la Reina se extiende desde el golfo de Guacanayabo hasta la bahía de Casilda en la parte meridional de la Isla de Cuba. Su extensión lineal es de 360 km y está formado por 661 cayos. En esta zona se encuentran arrecifes de barrera y de banco (González-Ferrer, 2004). El archipiélago Jardines de la Reina está contenida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba con la categoría de Parque Nacional desde 2010 (Hernández-Fernández *et al.*, 2011) y está considerado la mayor reserva marina del Caribe (Appeldoorn y Lindeman, 2003) con una elevada diversidad biológica (Linton *et al.*, 2002).

En septiembre y octubre de 2015 se muestrearon cinco sitios de los arrecifes de coral del archipiélago Jardines de la Reina (Fig. 1; Tabla 1)

Los muestreos se realizaron mediante buceo autónomo. En cada arrecife se hizo

Tabla 1. Localización geográfica y siglas de los sitios de muestreos en el archipiélago Jardines de la Reina. Orientado de Oeste a Este.

Sitios de muestreo del archipiélago Jardines de la Reina			
Sitios	Siglas	Latitud N	Longitud O
Oeste 2 de cayo Grande	O2-Cy.Gr	20°57,960'	79°11,932'
Este 2 de cayo Grande (Punta Bayameses este)	E2-Cy.Gr	20°53,981'	79° 05,717'
Este de cayo Caballones	E-Cy.Ca	20°50,413'	79°0,036'
Noreste de cayo Caballones (Pequeño Edén)	NE-Cy.Ca	20°52,617'	78°58,267'
Este de cayo Anclita	E-Cy.An	20°46,274'	78°53,152'



Fig. 1. Mapas que muestran los sitios donde se muestreó en el archipiélago Jardines de la Reina: Oeste 2 de cayo Grande (02-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

un transecto de 100 m de longitud paralelo a la costa, donde se tomaron dos réplicas de sedimento, una al inicio otra y al final del mismo.

Las muestras recolectadas fueron tamizadas para tomar un gramo de la fracción entre 500 y 63 μm , que se revisaron

al microscopio estereoscópico (Motic, 2X), para recolectar de manera aleatoria entre 200 y 313 foraminíferos por submuestras. Sin embargo, sólo se tuvieron en cuenta los ejemplares de foraminíferos que presentaran las conchas conservadas, sin signos de erosión, desgaste o fracturas, con el objetivo

de que la tanatocenosis fuera lo más cercana posible a la biocenosis ya que las muestras no fueron sometidas a ningún proceso de tinción (Renema et al., 2013).

Se confeccionó una lista taxonómica a partir de la identificación de los foraminíferos hasta el taxón más bajo posible. Para la identificación de las especies se siguió los criterios de Loeblich y Tapan 1987; Sen Gupta, 1999 y el catálogo de especies propuesto por Hallock et al., 2003, posteriormente se actualizó utilizando la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS; por sus siglas en inglés). Se cuantificó el total de individuos extraídos por especie.

Se calculó el número de especies (S) por muestra, el índice de heterogeneidad de Shannon (H', incluye el número de especies y la distribución de los individuos entre las especies; Shannon-Weaver, 1963) y el índice α (alpha) descrito por Fisher et al. (1943). Alpha se utiliza cuando el número de individuos es superior a 100 (Murray, 1991; 2007). Estos índices se calcularon con la cantidad de individuos extraídos por especie para cada sitio de muestreo.

Con el número total de individuos extraídos por especie para cada sitio, se confeccionó una matriz de similitud con el índice de Bray-Curtis, previa transformación de los datos con raíz cuadrada para incrementar la contribución relativa de las especies raras (Clarke y Green, 1988). Se realizó un análisis de ordenamiento por Escalado Multidimensional no Métrico (nmMDS por sus siglas en inglés), con el total de individuos por especie transformado con raíz cuadrada para cuantificar la similitud de las comunidades entre los sitios de muestreo, se diseñó con una configuración de dos dimensiones para disminuir el estrés. Todos los análisis estadísticos fueron realizados

con los programas Microsoft Office Excel y la versión de PRIMER 6.1.15.

Con el número de individuos por especie obtenido del análisis anterior se clasificaron las especies según Hallock et al. (2003) y se calculó el índice *FoRAM* (FI).

RESULTADOS

En los sitios estudiados se contaron un total de 3038 individuos, registrando 44 especies y 24 géneros. La especie más abundante fue *Rotorbinella rosea* (d'Orbigny in Guérin-Méneville, 1832) en Este de Cayo Caballones, en Oeste 2 de cayo Grande y en Este de cayo Anclita. Mientras que Este 2 de Cayo Grande y Noreste de Caballones estuvieron dominadas por *Archaias angulatus* (Fichtel y Moll, 1798) (Tabla 2).

El mayor número de especies se encontró en Oeste 2 de cayo Grande mientras que el menor se encontró en Este de cayo Caballones. Existe una diversidad similar entre Este 2 de cayo Grande y Este de cayo Anclita; y entre Este de cayo Caballones y Noroeste Caballones. Esto fue coherente con los valores del índice α de Fisher. Los valores H' en Este de cayo Caballones y Oeste 2 de cayo Grande fueron semejantes, y el mayor valor ocurrió en Este 2 de cayo Grande (Tabla 3).

El análisis de nmMDS reveló que las comunidades de los foraminíferos tienen diferencias entre los sitios (Fig. 2). Destaca Noreste de cayo Caballones que es el que presenta la mayor diferencia en las comunidades de estos organismos, y el más alejado espacialmente con respecto a los sitios restantes. Este 2 de cayo Grande, Oeste 2 de cayo Grande y Este de cayo Anclitas presentaron una similitud en sus comunidades del 70%.

El grupo morfofuncional de los foraminíferos simbioses dominó en cuatro de

Tabla 2. Abundancia relativa (%) de cada especie de foraminíferos bentónicos con respecto al total de individuos cuantificados en los sitios muestreados del archipiélago de Jardines de la Reina: Oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

Especies/Sitios	O2-Cy.Gr	E2-Cy.Gr	E-Cy.Ca	NE-Cy.Ca	E-Cy.An
<i>Ammonia beccarii</i>	0	7	11	0	4
<i>Ammonia parkisoniana</i>	1	0	0	0	0
<i>Ammonia</i> sp.	1	4	0	0	2
<i>Amphistegina gibbosa</i>	17	12	6	10	11
<i>Archaias angulatus</i>	17	16	7	40	11
<i>Articulina pacifica</i>	0	0	0	0	0
<i>Asterigerina carinata</i>	14	13	15	1	22
<i>Borelis pulchra</i>	5	1	3	0	5
<i>Criboelphidium poeyanum</i>	0	0	0	0	0
<i>Cycloforina sidebottomi</i>	0	2	0	0	0
<i>Discorbis</i> sp.	3	10	15	2	5
<i>Discorbis</i> sp2	1	1	1	0	0
<i>Heterostegina antillarum</i>	0	0	0	0	0
<i>Laevipeneroplis bradyi</i>	0	1	2	0	1
<i>Laevipeneroplis proteus</i>	0	3	2	4	2
<i>Miliolinella circularis</i>	0	1	0	0	0
<i>Miliolinella fichteliana</i>	0	0	1	0	0
<i>Miliolinella</i> sp.	0	0	1	0	1
<i>Nodobaculariella sulcata</i>	0	0	0	0	0
<i>Nonionella basiloba</i>	1	1	0	0	0
<i>Peneroplis pertusus</i>	0	0	0	0	0
<i>Planogypsina acervalis</i>	0	0	0	0	0
<i>Pseudohauerinella occidentalis</i>	0	0	0	0	0
<i>Pseudotriloculina linneiana</i>	0	1	0	2	0
<i>Pyrgo peruviana</i>	2	5	5	1	3
<i>Pyrgo</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Quinqueloculina agglutinans</i>	0	0	0	1	0
<i>Quinqueloculina bicostata</i>	1	1	0	0	0
<i>Quinqueloculina boschiana</i>	0	0	0	0	0
<i>Quinqueloculina lamarckiana</i>	1	2	0	2	1
<i>Quinqueloculina</i> sp.	0	2	0	0	0
<i>Quinqueloculina tricarinata</i>	1	1	1	5	1
<i>Quinqueloculina variolata</i>	0	0	1	2	2
<i>Reussella spinulosa</i>	0	0	0	0	0
<i>Rosalina floridensis</i>	2	0	0	1	0
<i>Rotorbinella rosea</i>	28	13	28	21	23
<i>Sorites marginalis</i>	0	0	0	0	0
<i>Spiroloculina antillarum</i>	0	1	0	0	0
<i>Spiroloculina</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Textularia agglutinans</i>	0	0	1	0	0
<i>Triloculina</i> sp.	0	0	0	2	0
<i>Triloculina</i> sp2	0	0	0	1	0
<i>Triloculina trigonula</i>	0	0	0	2	1
<i>Vertebrasmilloina mexicana</i>	0	0	0	0	0

Tabla 3. Número de especies (S), índice de Shannon (H') y de Fisher para cada sitio. Oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

Estación	S	Fisher	H'(log)
O2-Cy.Gr	32	9,001	2,261
E2-Cy.Gr	28	7,484	2,656
E-Cy.Ca	20	5,232	2,273
NE-Cy.Ca	22	5,555	2,059
E-Cy.An	27	7,723	2,405

los cinco sitios (Este 2 de cayo Grande, Noroeste Caballones, Oeste 2 de Cayo Grande, Este de cayo Anclita). Seguido por el de los heterotróficos representado principalmente por *Rotorbinella rosea*. En el Este Caballones existió mayor representación de heterotróficos con más del 50% del total de especies en ese sitio. Los taxones oportunistas tuvieron una

representación baja siendo la mayor proporción (11%) en Este 2 de cayo Grande y Este Cayo Caballones. En el Noroeste Caballones no se encontraron oportunistas (Fig. 3).

Los valores del Índice *FoRAM* de la zona de estudio resultaron entre 4,63 y 6,42 con el mínimo en el Este de Caballones y el máximo en Noroeste Caballones (Fig. 4).

DISCUSIÓN

En el presente estudio el número de especies de foraminíferos bentónicos varió entre 20-32. Murray (1973), sugirió que cuando el número de especies de foraminíferos es mayor de 30 las comunidades de este grupo tienen una alta diversidad. Sin embargo, Emrich *et al.* (2017) informaron que para los arrecifes coralinos un número de especies de entre 16 y 37 especies puede considerarse una diversidad media. Por

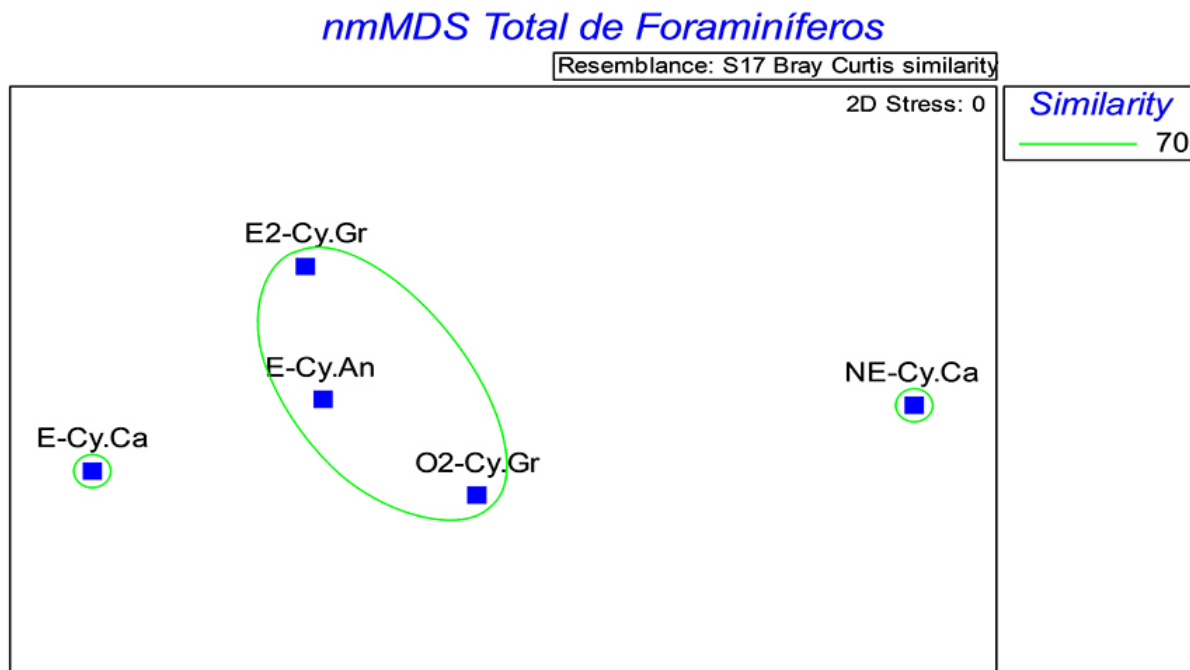


Fig. 2. Escalado multidimensional no métrico (*nmMDS*) a partir del total de individuos por especie de foraminíferos bentónicos para cada sitio: Oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

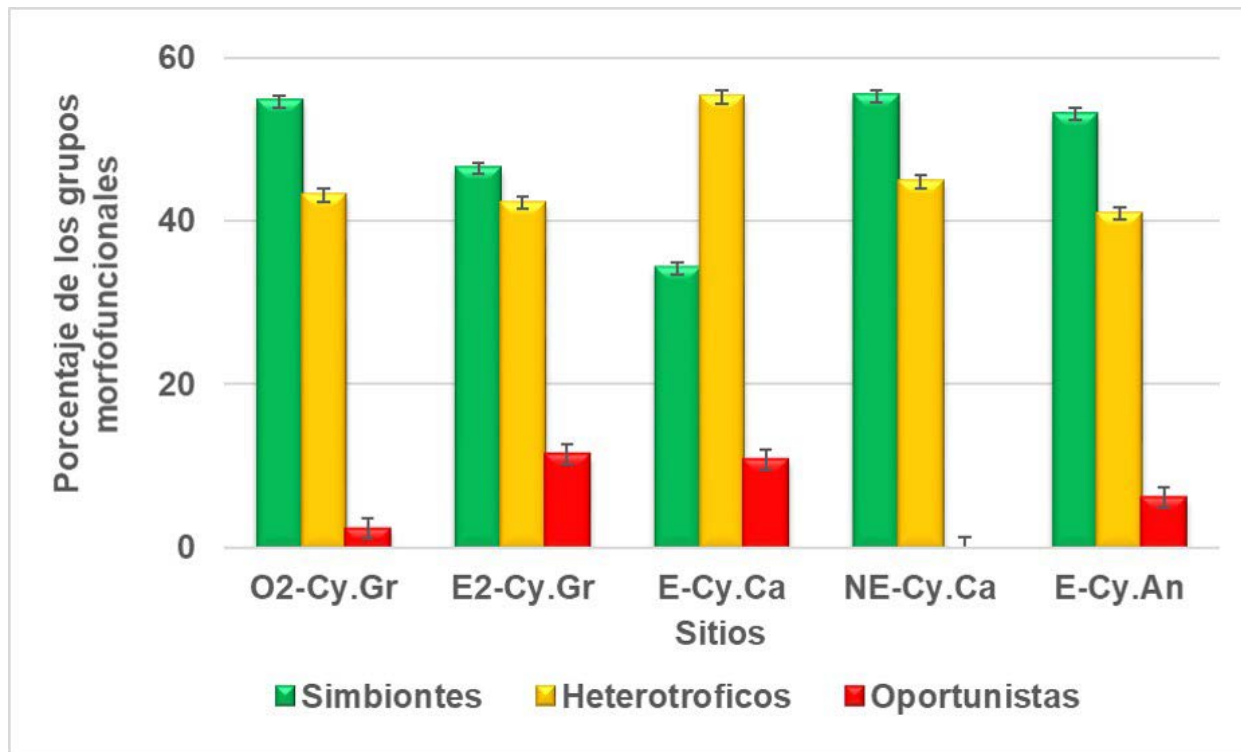


Fig. 3. Porcentaje de los grupos funcionales de foraminíferos bentónicos obtenidos para cada uno de los sitios de muestreo. Oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

lo que todos los sitios de estudio presentan una diversidad media.

En términos de abundancia de manera general en el área de estudio la especie más abundante fue *Rotorbinella rosea* y la tercera especie con mayor abundancia fue *Asterigerina carinata*, estas especies son características de arrecifes que están sometidos a elevada energía hidrodinámicas (oleaje) 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). La segunda especie en obtener mayor abundancia fue *Archaias angulatus* esta especie es altamente dependiente de luz, y declina su abundancia cuando se afecta la transparencia del agua; dominando en estos hábitats *Amphistegina* y *Heterostegina* como

géneros mixotróficos además de los heterótrofos pequeños (Ramirez, 2008; Baker *et al.*, 2009 y Stephenson, 2011). El lugar que presento menor número de individuos de esta especie fue el Este de Cayo Caballones, que a su vez presento elevadas concentraciones de nutrientes, DQO y bacterias heterótrofas según Loza *et al.*, (2017), lo que se pudiera ocasionar una menor penetración de la luz. Por otro lado, *Amphistegina gibbosa* también presento altas abundancias sin embargo no fue tan abundante como debería ser ya que en arrecifes del caribe puede ser una especie dominante (Stuhr *et al.*, 2018). Esto pudiera deberse a las altas temperaturas juegan un papel fundamental, ya que pueden provocar disminución de las poblaciones de esta especie (Renema, 2019). Loza *et al.*, (2017) registraron valores

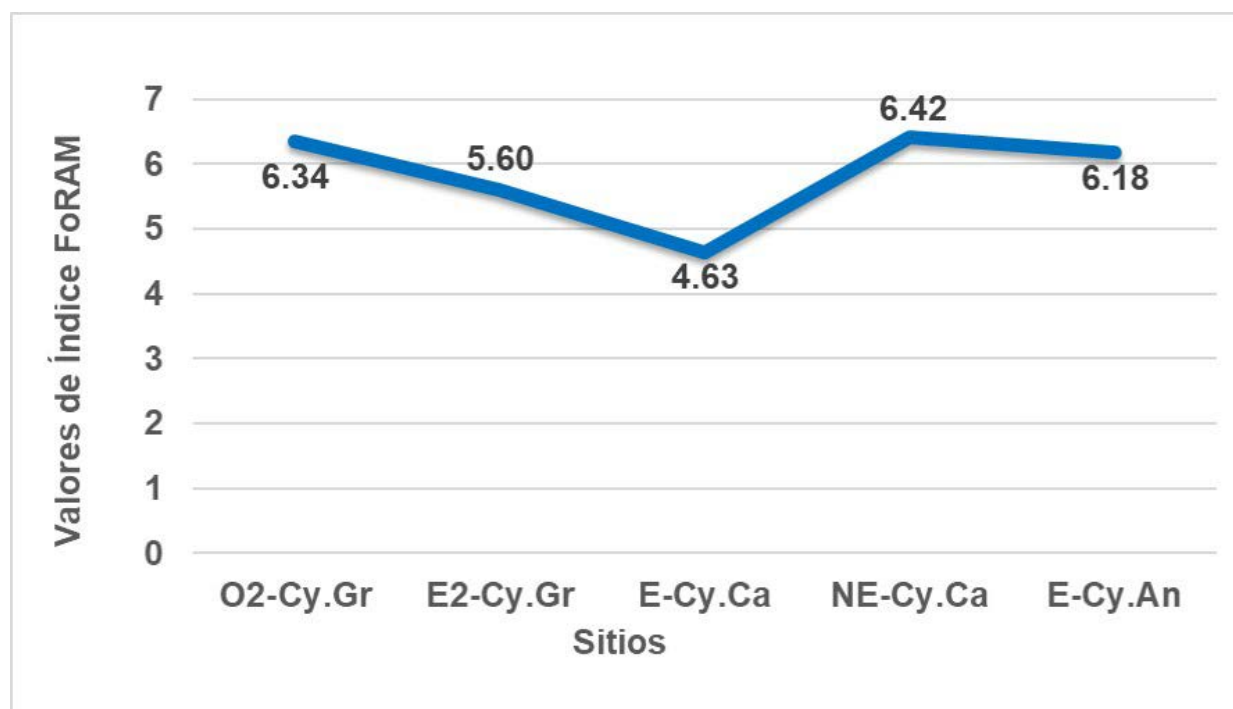


Fig. 4. Índice *ForAM* para cada sitio muestreo. Oeste 2 de cayo Grande (O2-Cy.Gr); Este 2 de cayo Grande (E2-Cy.Gr); Este de cayo Caballones (E-Cy.Ca); Noreste de cayo Caballones (NE-Cy.Ca) y Este de cayo Anclita (E-Cy.An).

superiores a los 30°C en toda el área de estudio, mientras que *A. gibbosa* posee temperaturas óptimas de crecimiento de entre 15,3 y 29,6 °C; al desviarse de este rango la población comienza a disminuir, principalmente porque las temperaturas elevadas provocan blanqueamiento en el grupo de foraminíferos que albergan simbioses. Williams (2002) analizó varias características de poblaciones de esta especie en los cayos de La Florida, como la abundancia, tamaño medio de los individuos, frecuencia de la distribución por talla y porcentaje de juveniles y determinó que todas estas variables eran afectadas por el blanqueamiento. Loza *et al.*, (2017) también reportaron altos porcentajes de blanqueamiento en los corales de esta área de estudio para la misma fecha en que fueron recolectadas las muestras de este estudio.

Los valores del índice de Shannon (H') fueron bajos. Emrich *et al.* (2017) propusieron que los sitios que obtienen valores entre 1.77–2.88 para el H' sean clasificados de diversidad media. Sin embargo, el valor más bajo de este índice no coincide con la comunidad que presenta menor número de especies lo que sugiere que heterogeneidad dado por H' , y la diversidad dada por S , no tienen que estar necesariamente en correspondencia, lo que ocurre en todos los sitios de este estudio. Esto pudiera deberse a que hay de 10-20 veces más especies del grupo de los foraminíferos heterotróficos pequeños que especies de foraminíferos grandes que albergan simbioses. Por lo tanto, la diversidad tiende a ser mayor en lugares ricos en materia orgánica y nutrientes pero que no presentan concentraciones de estos elementos suficientemente altas como para

crear condiciones de hipoxia intermitentes (Hallock, 2012). Buzas y Gibson (1969) sugirieron que valores de H' inferiores a 3 pueden ser característicos de ambientes que presentan algún tipo de inestabilidad. Bernasconi *et al.* (2009) indicaron que los valores de H' que se encuentren por debajo de 3, indican ambientes de alta inestabilidad donde hay pocas especies o algunas pueden ser dominantes.

Murray (1973) estimó que valores de α mayores de 7 indican el desarrollo de ambientes marinos normales de plataforma batial. Valores iguales a 5 indican el límite de ambientes marinos normales y que por debajo de 5 sugieren sitios impactados.

Los valores bajos del índice de H' , y de abundancia de la población se encuentran comúnmente en las áreas muy contaminadas (Bergin *et al.*, 2006), y un aumento del nivel de contaminación puede ser interpretado como la causa de la dominancia de algunas especies en las comunidades bentónicas (Schafer, 1973, Samir, 2000, Elberling *et al.*, 2003, Bergamin *et al.*, 2005, Debenay y Fernández, 2009; Li *et al.*, 2014). Otro factor que puede causar valores de baja diversidad en aguas poco profundas puede ser el estrés físico causado por una alta energía hidrodinámica (Buzas y Gibson, 1969; Sen Gupta y Kilbourne, 1976). Por lo tanto, la estructura de la comunidad de foraminíferos encontrada en este estudio, a partir de los resultados del número de especies (S) bajo, con abundancias bajas, heterogeneidad (H') baja y diversidad (α) normal, indican condiciones de inestabilidad ambiental.

El análisis de nmMDS determinó que el sitio de Noroeste Caballones fue el más alejado espacialmente del resto de los sitios. En este sitio existe una dominancia de *Archaias angulatus* seguida de

Rotorbinella rosea, lo que puede indicar ambientes que presentan altos niveles de energía debido al oleaje, ya que presentan conchas robustas que son resistentes a las roturas y al transporte (Triffleman *et al.* 1991, Peebles *et al.* 1997). Los foraminíferos de entornos de alta energía con sedimentos gruesos tienen conchas más fuertes que individuos de tamaños similares de hábitats de baja energía (Stephenson, 2011).

Se observó que los cinco sitios tuvieron un valor del índice *FoRAM* > 4. Por lo que se puede inferir que la calidad del agua es apropiada para el crecimiento del arrecife y que presenta buen potencial para la recuperación de este ecosistema en caso de que ocurra algún evento que cause mortalidad masiva de los corales. Sin embargo, Hallock *et al.* (2003) sugieren que los valores cercanos al límite (entre 3 y 5), son característicos de sistemas arrecifales que pudieran estar en periodo de cambio, ya sea favorable o desfavorablemente. En esta situación sólo se encontró el sitio del Este de Caballones ($IF= 4,63$) en correspondencia con esta situación, sería muy interesante que se siguiera monitoreando estas zonas.

Loza *et al.* (2017) analizaron un grupo de variables hidroquímicas entre las que se encontraban nitrógeno total (NT) y fósforo total como indicadores de eutrofización y obtuvieron que en área de estudio el NT se encontraba por encima de los umbrales adecuados para un ecosistema de arrecife informados por Bell *et al.* (1992) y Lapointe *et al.* (1993). Igualmente las aguas en la zona de estudio se consideraron contaminadas por fósforo al presentar concentraciones mayores que $0,625 \mu\text{mol.L}^{-1}$, según la norma EQS (2002). Además, la materia orgánica evaluada a través de la demanda química de oxígeno (DQO) mostró un predominio de valores superiores a la unidad

en la mayoría de los sitios evaluados, sin embargo, predominan condiciones de sobresaturación de oxígeno. Con todos estos resultados clasificaron las aguas en la mayoría de los sitios de estudio como eutróficas a excepción de E2-Cy.Gr que fue mesotrófica y NE-Cy.Ca que fue oligotrófica.

Por otro lado, estos autores también clasificaron las aguas del área de estudio según su estado trófico a partir de la concentración de bacterias heterótrofas (BH), lo que demostró un predominio de condiciones mesotróficas. Mientras que, mediante la concentración de fitoplancton, las aguas se clasificaron de oligotróficas a oligo-mesotróficas, según el índice de estado trófico propuesto por Loza (2004) (Loza *et al.*, 2017).

Con estos resultados se observó que el índice *FoRAM* se corresponde mejor con los resultados propuestos por Loza *et al.* (2017) según el índice de estado trófico a partir del fitoplancton. Reportando buena calidad del agua para la proliferación del arrecife coralino. Lo que pudiera confirmar la teoría de que las elevadas concentraciones de amonio (NH_4) y fosfatos (PO_4) en estos ecosistemas arrecifales, al parecer están relacionadas a un proceso de generación local de nutrientes a partir de la actividad de las bacterias que mantiene un nivel de nitrógeno total alto Alcolado *et al.* (1999). En cuanto a la materia orgánica, pudiera estar siendo aportada por vía alóctona ya que se encuentran influenciados directamente por las aguas enriquecidas provenientes de las plataformas aledañas (golfos de Ana María y Guacanayabo) (Lluis-Riera, 1983) y de manera autóctona a partir del metabolismo autotrófico y por la muerte de los organismos de estos ecosistemas arrecifales (Alcolado *et al.*, 1999).

Por otro lado, Loza *et al.* (2017) reportaron que en general en los sitios de estudio

había buena cobertura coralina viva exceptuando E2-Cy.Gr con una cobertura regular y en NE-Cy.Ca fue crítica. Sin embargo, reportaron también que hubo un porcentaje de blanqueamiento muy alto para todos los sitios muestreados con lo que se puede inferir que el factor que más afecta a los arrecifes de coral en el área de estudio es el aumento de las temperaturas pero que con el índice *FoRAM* obtenido se puede tener la esperanza de que se recuperen dichos arrecifes ya que la calidad del agua en la zona sustenta el crecimiento coralino y la resiliencia del arrecife.

CONCLUSIONES

Las comunidades de foraminíferos de este estudio presentan una diversidad media, heterogeneidad media y la abundancia relativa de la mayoría de las especies fue baja, mostrando una evidente dominancia por *Rotorbinella rosea*, *Archaias angulatus* y *Asterigerina carinata* lo que pudiera indicar condiciones de alta energía hidrodinámica impactando sobre el arrecife.

La calidad del agua según el Índice *FoRAM* es apropiada para el crecimiento del arrecife y presenta buen potencial para la recuperación de este ecosistema en caso de que ocurra algún evento que cause mortalidad masiva como pudiera ser el blanqueamiento de los corales.

BIBLIOGRAFÍA

ALCOLADO, P. M. (1999). Monitoreo biológico marino. En F. Martínez Luzardo, L. Sorinas González, J. Torres Hernández, L.A. Lima Cazorla y D. Sánchez Domínguez (Eds.) *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*. V Taller de la Cátedra de Medio Ambiente. Instituto Superior de Ciencias y Tecnología Nucleares, Cátedra de Medio Ambiente.

- APPELDOORN, R. S. & LINDEMAN, K. C. (2003). A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf. Caribb. Res.*, 14(2), 139-154.
- ARMSTRONG, H.A & BRASIER, M.D. (2005). *Microfossils*. Blackwell Publishing, USA.
- BAKER, R.D., HALLOCK, P., MOSES, E. F., WILLIAMS, D. E. & RAMIREZ, A. (2009). Large foraminifers of the Florida reef tract, USA: distribution patterns on reef-rubble habitats. *J. Foraminifer. Res.*, 39(4), 267-277.
- BARBOSA, C. F., PRAZERES, M., FERREIRA, B. P. & SEOANE, J. C. S. (2009). Foraminiferal assemblage and reef check census in coral reef health monitoring of East Brazilian margin. *Mar. Micropaleontol.*, 73, 62-69.
- BELL, P.R. (1992). Small scale and large scale eutrophication of coral reef regions- examples in the Great Barrier Reef (GBR) and Caribbean. En R.H. Richmond (Ed). *Proceeding of seventh International Coral Reef Symposium, Guam. Vol 1*, University of Guam. Press, Mongilao.
- BERGAMIN, L., ROMANO, E., MAGNO, M. C., AUSILI, A. & GABELLINI, M. (2005). Pollution monitoring of Bagnoli Bay (Tyrrhenian Sea, Naples, Italy), a sedimentological, chemical and ecological approach. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 8, 293-302.
- BERGIN, F., KUCUKSEZGIN, F., ULUTURHAN, E., BARUT, I. F., MERIC, E., AVSAR, N. & NAZIK, A. (2006). The response of benthic foraminifera and ostracoda to heavy metal pollution in Gulf of Izmir (Eastern Aegean Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 66, 368-386.
- BERNASCONI, E., CUSMINSKY, G. & GÓMEZ, E.A. (2009). Foraminíferos bentónicos del Holoceno del Golfo Nuevo, Argentina: inferencias paleoclimáticas. *Rev. Esp. Micropaleontol.* 41 (1-2), 21-34.
- BIRKELAND, C.E. (1987). Comparison between Atlantic and Pacific Tropical marine ecosystems: Community structure, ecological processes and productivity. *Rep. Mar. Sci.* 46, UNESCO, Paris.
- 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.
- BUZAS, M.A. & GIBSON, T.G. (1969). Species diversity: Benthonic Foraminifera in Western North Atlantic. *Science*, 163, 72-75.
- CHÁVEZ, M.E., RIVAS, L., OROZCO, M.V. (2005). Relación taxonómica actualizada de los foraminíferos modernos de Cuba. *Cocuyo*, 15, 5-14.
- CLARKE, K.R. & GREEN, R.H. (1988). Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46, 213-226.
- DEBENAY, J.P. & FERNANDEZ, J.M. (2009). Benthic foraminifera records of complex anthropogenic environmental changes combined with geochemical data in a tropical bay of New Caledonia (SW Pacific). *Mar. Pollut. Bull.*, 59, 311-322.
- ELBERLING, B., KNUDSEN, K. L., KRISTENSEN, P. H. & ASMUND, G. (2003). Applying foraminiferal stratigraphy as a biomarker for heavy metal contamination and mining impact in a fiord in west Greenland. *Mar. Environ. Res.*, 55, 235-256.
- EMRICH, K., MARTÍNEZ-COLÓN, M. & ALEGRÍA, H. (2017). Is untreated sewage impacting coral reefs in Caye Caulker, Belize? *J. Foraminifer. Res.*, 47, 20-33.

- EQS JAPAN (2002). *Environmental quality standards for water pollution*.
- FISHER, R. A., CORBET, A. S. & WILLIAMS, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.*, 12, 42-58.
- GONZÁLEZ-FERRER, S. (2004). *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. Editorial Academia. La Habana, Cuba.
- 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.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., GUIMARAIAS, M.B., ARIAS, R.B. Y CLERO, L.A. (2011). Composición de las comunidades de octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 77-90.
- HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P.J., HOOTEN, A.J., STENECK, R.S., GREENFIELD, P., GOMEZ, E., ... HATZIOLOS, M.E. (2007). Coral Reef Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Sci. Rev.*, 318(5), 1737-1742.
- IPCC (2007). *Cambio Climático 2007. Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. Aportes del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- LAPOINTE, B.E.; LITTER, M. M. & LITTER, D.S. (1993). *Modification of benthic community structure by natural eutrophication: the Belize barrier Reef*. Proc. 7th. Int. Coral Reef Symp, Guam. 1, 323-324.
- LI, T., XIANG, R. & LI T. (2014). Influence of trace metals in recent benthic foraminifera distribution in the Pearl River Estuary. *Mar. Micropaleontol.* 108, 13-27.
- LINTON, D.R., SMITH, R., ALCOLADO, P.M., HANSON, C., EDWARDS, P., ESTRADA, R., ... WIENER, J. (2002). Status of Coral Reefs in the Northern Caribbean and Atlantic Node of the GCRMN. En C.R. Wilkinson (Ed.), *Status of Coral reefs of the World: 2002. GCRMN Report, Australian*.
- LLUIS-RIERA, M. (1983). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7, 81-110.
- LOEBLICH, A. R. & TAPPAN, H. (1987). *Foraminiferal genera and their classifications*. Van Nostrand Reinhold, New York. Vol 2.
- LOZA, S. (2004). Índices de calidad y estado trófico de las aguas. Índice fitoplanctónico para evaluar las características tróficas de las aguas costeras de Cuba. En *Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos*, 76-84.
- LOZA, S., BUSUTIL, L., RODRÍGUEZ, S., LUGIOYO, M.G., GARCÍA, I., ALBUQUERQUE, O., ... HERNÁNDEZ-ZANUY, A.C. (2017). *Evaluación de la vulnerabilidad de la biodiversidad marino-costera al cambio climático en los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y del archipiélago Jardines de la Reina*. Archivo científico ICIMAR.
- 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*.

- MURRAY, J.W. (1973). *Distribution and Ecology of Living Foraminifera*. The John Hopkins Press, Baltimore
- MURRAY, J.W. (1991). *Ecology and paleoecology of benthic foraminifera*. Longman, Wiley, New York.
- MURRAY, J.W. (2007). Biodiversity of living benthic foraminifera: How many species are there? *Mar. Micropaleontol.* 64,163-176.
- Parada, C. (1990). Evolución de la Ciénaga de Portonaito (isla Barú, Caribecolombiano), basada en estudios de foraminíferos bentónicos y sedimentos. *Rev. Asoc. Col. Cien. Biol.*, 4 (2), 196-210.
- 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.
- RABALAIS, N.N., CAI, W.J., CARSTENSEN, J., CONLEY, D.J., FRY, B., HU, X., VOSS, M. (2014). Eutrophication-driven deoxygenation in the costal ocean. *Oceanography*, 27(1), 172-183.
- RAMIREZ, A. (2008). Patch Reefs in Biscayne National Park, FL: Sediments, Foraminiferal Distributions, and a Comparison of Three Biotic Indicators of Reef Health. *MSc Thesis. University of South Florida, USA*.
- RENEMA, W. (2019). Large benthic foraminifera in low-light environments. In Y. Loya, K.A. Puglise, T.C.L. Bridge (Eds.) *Mesophotic coral ecosystems* (pp. 553-561). USA, New York, Springer.
- RENEMA, W., BEAMAN, R. J. & WEBSTER, J. M. (2013). Mixing of relict and modern tests of larger benthic foraminifera on the Great Barrier Reef shelf margin. *Mar. Micropaleontol.* 101, 68-75.
- RICHMOND, R.H. (1993). Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *Am. Zool.* 33, 524-536.
- SAMIR, A. M. (2000). The response of benthic foraminifera and ostracods to various pollution sources: a study from two lagoons in Egypt. *J. Foraminifer. Res.*, 30, 83-98.
- SCHAFFER, C. T. (1973). Distribution of foraminifera near pollution sources in Chaleur Bay. *Water Air Soil Pollut.*, 2, 219-233.
- 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 B.K. Sen Gupta (Ed.) *Modern foraminifera*. Kluwer Academic Publ.
- SEN GUPTA, B.K. & KILBOURNE, R.T. (1976). Depth distribution of benthic foraminifera on the Georgia continental shelf, En C.T. Schafer & B.R. Pelletier (Eds.) *First International Symposium on Benthic Foraminifera of Continental Margins, Part A: Ecology and Biology, Maritime Sediments*, Special Publication No. 1.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Urbana: Univ. Illinois Press.
- STEPHENSON, C. M. (2011). *Foraminiferal Assemblages on Sediment and Reef Rubble at Conch Reef, Florida USA*. (Tesis de en opción al grado académico de Maestría). University of South Florida (USF).
- STUHR, M., MEYER, A., REYMOND, C. E., NARAYAN, G.R., RIEDER, V., KUCERA, M., ... HALLOCK, P. (2018). Variable thermal stress tolerance of the reef-associated

- symbiontbearing foraminifera *Amphistegina* linked to differences in symbiont type. *Coral Reef*, *37*(3), 811-824.
- 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. & NOBES, K. (2008). Benthic Foraminifera as ecological indicators for water quality on the Great Barrier Reef. *Estuar. Coast. Shelf*, *78*, 763-773.
- UTHICKE, S., PATEL, F. & DITCBURN, R. (2012). Elevated land runoff after European settlement perturbs persistent foraminiferal assemblages on the Great Barrier Reef. *Ecology*, *93*, 111-121.
- UTHICKE, S., THOMPSON, A. & SCHAFFELKE, B. (2010). Effectiveness of benthic foraminiferal and coral assemblages as water quality indicators on inshore reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, *29*, 209-225.
- 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 en opción al grado académico de Maestría). University of South Florida, Tampa, Florida.
- WoRMS – WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (2019). In B. W. Hayward, T. Cedhagen, M. Kaminski, O. Gross. *World Foraminifera Database*. Disponible en: <http://www.marinespecies.org>. Accésados en noviembre 2019.

COMO CITAR ESTE ARTÍCULO

Núñez-Luis, J.Y., Leyva Maceda, S. (2020). Comunidades de foraminíferos bentónicos en los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina. *Rev. Invest. Mar.*, *40* (2), 11-25.