

Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados marinos asociada a sustratos duros artificiales en la bahía de Cartagena, durante 2018 y 2019 en diferentes épocas climáticas

Characterization of the marine macroinvertebrate community associated with artificial hard substrates in Cartagena Bay, during 2018 and 2019 in different climatic seasons

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2022.512> Fecha de recepción: 2019-12-27 / Fecha de aceptación: 2021-09-21

María Camila Pineda-Osorio¹; Mary Luz Cañón-Páez²

CITAR COMO:

Pineda-Osorio, M. C.; Cañón-Páez, M. L. (2022). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados marinos asociada a sustratos duros artificiales en la bahía de Cartagena, durante 2018 y 2019 en diferentes épocas climáticas. *Bol. Cient. CIOH*; 41(1): 3-18. ISSN impreso 0120-0542 e ISSN en línea 2215-9045. DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2022.512>

RESUMEN

Con el fin de detectar cambios en las comunidades nativas de macroinvertebrados marinos de la bahía de Cartagena, durante 2018 y 2019 se realizaron levantamientos biológicos en diferentes épocas climáticas, en siete sustratos artificiales (boyas). Fueron raspadas áreas de organismos incrustantes de 30x30 cm, fijadas y, posteriormente, analizadas en el laboratorio. Se identificaron un total de 9563 individuos distribuidos en 57 taxa, dentro de los cuales se confirmó la presencia del bivalvo *Perna viridis*, especie originaria del Indo-Pacífico y registrada para la región como organismo bioinvasor. El 79 % de la abundancia de organismos lo conformaron dos morfotipos de mitílidos (*Mytella charruana* y M1) y tres especies de cirrípedos (*Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus reticulatus* y *Amphibalanus eburneus*). La asociación de las variables ambientales con la composición y abundancia de organismos mediante el análisis de componentes principales y funciones empíricas ortogonales estandarizadas, permitió evidenciar cambios en la comunidad de macroinvertebrados entre los monitoreos realizados, así como diferencias entre profundidades, donde se evidencia una mayor variación en las estaciones que se ven más influenciadas por la descarga de aguas continentales, así como la influencia de aguas oceánicas en las áreas de mayor intercambio en la bahía; aspecto que probablemente responde a las variaciones estacionales del área de estudio y la estabilidad de la comunidad en la columna de agua.

PALABRAS CLAVES: bioincrustación, macroinvertebrados marinos, sustratos artificiales, Caribe colombiano.

ABSTRACT

*In order to detect changes in the native communities of marine macroinvertebrates in the Bay of Cartagena, biological surveys were carried out on seven artificial substrates (buoys) of the Bay of Cartagena in different seasons during 2018 and 2019. Encrusting organisms were scraped from 30x30 cm areas, fixed and subsequently analyzed in the laboratory. A total of 9563 individuals distributed in 57 taxa were identified, among which we confirmed the presence of the bivalve *Perna viridis*, a species*

¹ Orcid: 0000-0002-7447-1441. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (CIOH). Correo electrónico: macamilapi@gmail.com

² Orcid: 0000-0002-8144-8987. Dirección General Marítima. Fregata Space. Correo electrónico: mary.canon@fregataspace.com

native to the Indo Pacific and reported to the region as a bioinvasive organism. 79% of the abundance of organisms consisted of 2 morphotypes of mytilidae (Mytella charruana and M1) and three species of barnacles (Amphibalanus amphitrite, Amphibalanus reticulatus and Amphibalanus eburneus). The correlation of environmental variables with the diversity and abundance of organisms through Principal Component Analysis and Standardized Empirical Orthogonal Functions allowed us to show changes in the macroinvertebrate community between the surveys carried out in addition to differences depending on depth, including a greater variation in the stations that are most influenced by the discharge of freshwater as well as those influenced by ocean waters in the areas of greatest interchange in the Bay, an aspect that probably changes with seasonal variations in the study area and the stability of the community in the water column.

KEY WORDS: Biofouling, marine macroinvertebrates, artificial substrates, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades de macroinvertebrados marinos que habitan ecosistemas costeros se encuentran representadas por casi todos los phylum de animales y han sido utilizadas en programas de monitoreo, ya que sirven como indicadores de perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Guzmán-Alvis, Solano, Córdoba-Tejada, López-Rodríguez, 2001; Carrasco y Gallardo, 1989). Asimismo, la diversidad nativa que habita en lugares con actividad marítima como las zonas portuarias se ha visto afectada por la introducción de organismos foráneos que amenazan su supervivencia y la desestabilizan.

La construcción y operación de zonas portuarias es una de las actividades con mayor impacto en los ecosistemas costeros, debido a que las embarcaciones funcionan como un vector importante en la introducción de especies no nativas por aguas y sedimentos de lastre, las incrustaciones en los cascos y otras estructuras expuestas al medio (Rilov y Crooks, 2009; Hewitt, Gollasch y Minchin, 2009). Debido a que la mayoría de organismos marinos pasan por una fase planctónica en sus ciclos de vida, las aguas de lastre pueden transportar organismos de prácticamente todos los taxa (Global Invasive Species Programme (GISP), 2005; Okolodkov y García-Escobar, 2014). El funcionamiento de las zonas portuarias puede generar impactos a especies establecidas y ser ecológicamente

complejo, pues actúan a nivel de ecosistema, comunidad o especie, e incluso genético (Kairo, Ali, Cheesman, Haysom y Murphy, 2003).

Estos organismos no nativos transportados por la actividad marítima tienen el potencial de establecerse en el nuevo ambiente, ya que pueden encontrar condiciones similares o mejores a las de su hábitat de origen, así como tener una alta adaptabilidad, ya sea por su elevada fecundidad y/o su tolerancia fisiológica; además de beneficiarse de la ausencia de depredadores o parásitos, que normalmente ejercen un control biológico en su hábitat nativo (Torchin y Lafferty, 2009; Olyarnik, Bracken, Byrnes, Hughes, Hultgren y Stachowicz, 2009).

Dentro de los impactos identificados por las bioinvasiones, la disminución de la abundancia o la extinción de especies locales se considera como la segunda causa de pérdida de la diversidad (Courtenay, 1993). Las especies nativas pueden ser directamente amenazadas por la proliferación de un depredador o competidor, o indirectamente por el cambio en la disponibilidad de recursos (nutrientes, luz, oxígeno, espacio), y la estructura y función de los ecosistemas (Kairo *et al.*, 2003).

La introducción de especies también puede traer consigo enfermedades y afectar negativamente a una serie de intereses para la conservación de la vida silvestre, por el uso comercial del medio marino (Eno, Clark y Sanderson, 1997).

Según Ahrens, Dorado-Roncancio, López-Sánchez, Rodríguez y Vidal (2011), en Colombia se registra un bajo número de taxa marinos no nativos debido, principalmente, a la falta de estudios sobre la biodiversidad marina en zonas portuarias, las escasas comparaciones entre puertos, la incertidumbre en la identificación taxonómica y las listas incompletas de especies invasoras.

Este estudio presenta información de organismos pertenecientes a la comunidad de macroinvertebrados asociados a estructuras artificiales (boyas) en la zona portuaria de la bahía de Cartagena (latitud $10^{\circ}24'18''$ N, longitud $75^{\circ}32'05''$ W), para determinar la influencia de la actividad portuaria en la introducción de organismos foráneos en estas comunidades.

Estudios anteriores han caracterizado esta zona y evidencian una fuerte influencia de la actividad portuaria en las comunidades de macroinvertebrados, e incluso se han hecho caracterizaciones de otras comunidades como las de bacterias, plancton y peces (Rendón, Vanegas y Tigreros, 2003; Cañón-Páez, López-Osorio y Arregocés-Silva, 2010; Ahrens, *et al.*, 2011; Campos y Acero, 2016), en las cuales se ha evidenciado la presencia de organismos no nativos y sus posibles efectos sobre las comunidades nativas.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la bahía de Cartagena (Fig. 1), a la cual arriban embarcaciones de aproximadamente 114 países y de más de 432 puertos del mundo (Montoya y Gómez, 2011), y cuenta con 50 muelles para atención de barcos de carga y pasajeros (SPRC, 2019). Tiene conexión directa con el río Magdalena a través del Canal del Dique, y por la influencia de aguas dulces provenientes de este es calificada como estuario (CIOH, 2004a).

La bahía tiene un alto nivel de intervención antropogénica por actividades como efluentes industriales, vertimientos de hidrocarburos, dragados, eutroficación por aguas servidas, contaminación por metales pesados, gran actividad portuaria y turística, descarga de buques entre otros (Cañón, Tous, López, López y Orozco, 2007; Invemar, 2019).

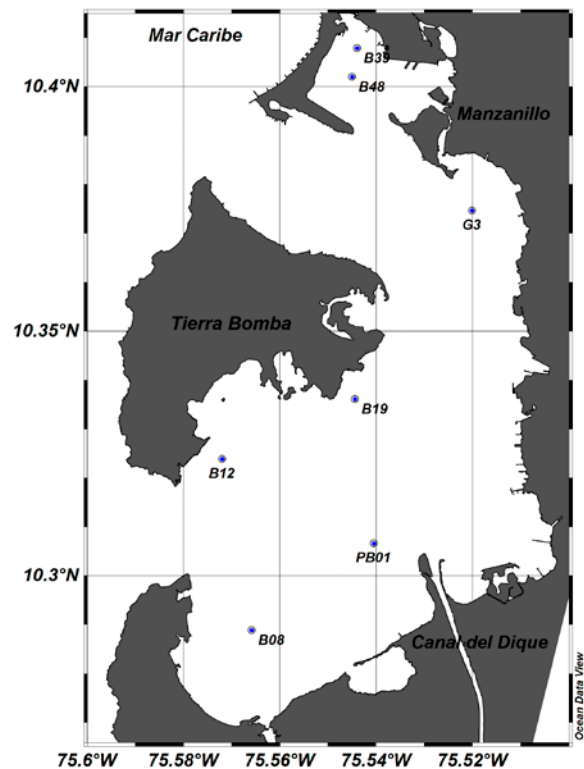


Figura 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo B08, B12, PB01, B19, G3, B39 y B48, bahía de Cartagena, Bolívar – Colombia.

METODOLOGÍA

Se realizaron raspados de un área de 30x30 cm sobre sustratos artificiales en boyas de señalización marítima, durante dos monitoreos, en octubre de 2018 (5 boyas) y junio de 2019 (7 boyas) (Tabla 1); en este último las muestras se tomaron en la superficie (S) y en fondo (F), en total se colectaron 19 muestras en los dos monitoreos. Las muestras fueron separadas de acuerdo con el protocolo del Centro de Investigaciones de Especies Marinas Introducidas (CRIMP, por sus siglas en inglés) (Awad, Haag, Anil y Abdulla, 2014) y fijadas en etanol al 70 %.

La identificación taxonómica se hizo al nivel más específico posible mediante la utilización de guías de identificación taxonómica y artículos científicos referenciados (Díaz y Puyana, 1994; Abele y Kim, 1986; Kensley y Schotte, 1989; Werding, 1977; 1984; Zea, 1987; Wedler, 2017).

Tabla 1. Monitoreos sobre sustratos duros artificiales realizados en 2018 (MI), durante el cual se obtuvieron muestras en las boyas B08, B12, PB01, B19 y B39 a nivel superficial, y en 2019 (MII), durante el cual se tomaron muestras en las boyas B08, B12, PB01, B19, G3, B39 y B48 a nivel superficial "S" y en fondo "F" (MIIS y MIIF).

Monitoreo Nombre	MI	MII	
	MI	MIIS	MIIF
Fecha	25 de octubre de 2018	12 de junio de 2019	
Profundidad	0.2 m	0.3 m	1.5 m - 3 m
Muestras tomadas	B08	B08S	B08F
	B12	B12S	B12F
	PB01	PB01S	PB01F
	B19	B19S	B19F
	-	G3S	G3F
	B39	B39S	B39F
	-	B48S	B48F

El tratamiento de datos consideró la construcción de matrices tipo Q en el programa Excel 2016, para establecer la estructura y composición de la comunidad. Los atributos de la comunidad se valoraron con los índices de diversidad en el PRIMER v5: Diversidad de Shannon-Weaver (H'), Uniformidad de Pielou (J') y Predominio de Simpson (λ). Además, se establecieron asociaciones biológicas entre estaciones por su composición (riqueza y abundancia) de especies y se efectuó un análisis de clasificación de manera directa (matriz Q), mediante el índice de similitud de Bray Curtis transformando los datos con raíz cuadrada.

Las asociaciones se establecieron con base en el dendrograma de ligamiento promedio de la

media aritmética no ponderada -UPGMA - (Crisci y López, 1983).

Para determinar la asociación entre variables biológicas (riqueza de especies, abundancia de organismos y diversidad de Shannon-Weaver) y variables físicas (salinidad y pH) se realizó un análisis de componentes principales (ACP) resolución numérica, debido a las diferencias en las unidades de las variables, fue necesario estandarizar los datos mediante la transformación Z (Santamaría-del-Ángel, González-Silvera, Millán-Núñez, Callejas-Jiménez y Cajal-Medrano, 2011).

Por otro lado, para identificar la distribución espacio-temporal de la comunidad, se identificaron regiones de distribución de la comunidad al interior de la bahía, mediante el cálculo la primera función empírica ortogonal estandarizada (FEOS) de la matriz de datos biológicos y físicos, de acuerdo con los criterios de Santamaría-del-Ángel *et al.* (2011).

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

Los valores de salinidad y pH no variaron en grandes proporciones entre estaciones de un mismo monitoreo o profundidad, con excepción de la salinidad en B19 para las muestras superficiales, tanto en octubre de 2018 como en junio de 2019, con 14.9 y 12.7, respectivamente (Tabla 2). El pH varió entre 8.08 y 8.47, registrándose un mayor promedio para junio 2019 en superficie. En cuanto a la salinidad, los mayores valores se presentaron en junio 2019 en fondo, con un promedio de 26.94.

Tabla 2. Valores de las variables fisicoquímicas en cada estación de monitoreo

Parámetro	B8	B12	BPB01	B19	B39	G3	B48
Octubre 2018 MI							
pH	8.08	8.21	8.11	8.187	8.34	-	-
Salinidad	15.8	22.3	23.3	14.9	19.2	-	-
Junio 2019 Superficie MIIS							
pH	8.371	8.385	8.393	8.227	8.414	8.478	8.417
Salinidad	21.3	19.2	19.9	12.7	20	18.5	20.6
Junio 2019 Fondo MIIF							
pH	8.273	8.346	8.308	8.297	8.447	8.369	8.42
Salinidad	30.1	23.8	30.5	28.9	27.6	24.6	23.1

Para el presente estudio los valores estuvieron dentro de los reportados por otros autores para el sector, como en el caso de Gavilán-Murcia, Cañón-Paéz y Tous-Herazo (2005), donde la salinidad en su estudio para la época lluviosa varió entre 12.0 a 34.0 y el pH osciló entre 7.86 y 8.55, con un promedio de 8.09.

Componente biológico

Se identificaron 57 taxa, dentro de los cuales se registraron 27 especies, 11 géneros y 19 morfotipos; distribuidos en 33 familias, 21 órdenes y 9 clases pertenecientes a los phylum Mollusca, Arthropoda, Chordata, Cnidaria, Platyhelminthes, Sipuncula, Nemertea y Porifera, que en total sumaron 9563 individuos, además de la presencia de organismos que por su forma de crecimiento colonial (Cnidaria-Hydrozoa y Porifera) no se incluyen en este valor.

El phylum Mollusca fue el de mayor representación (56.6 %), siendo la familia Mytilidae, con una especie y un morfotipo, los más abundantes, seguido de Arthropoda (41.4 %); mientras que los phylum Chordata, Cnidaria, Platyhelminthes, Sipuncula y Nemertea

representaron abundancias bajas (<1 %) (Fig. 2). *Mytella charruana* (ver material complementario) fue la especie dominante, con un 30.75 % de abundancia; seguida de la asociación de cirrípedos *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus reticulatus* y *Amphibalanus eburneus*, con 29.76 %, y el morfotipo 1 de la familia Mytilidae con el 18.78 %.

En cuanto a la distribución espacial, los grupos de moluscos y artrópodos superaron el 78 % de abundancia (Fig. 2); en 11 de las 19 muestras tomadas fue más representativo el grupo de los moluscos, sobrepasando en B08 para junio de 2019 en superficie, y BPB01 y B19 en fondo con el 90 % del total encontrado. Por el contrario, en B12 y G3 de junio de 2019 fondo y superficie correspondientemente, el grupo representativo fue el de los artrópodos; los cnidarios no se registraron para B08 en octubre de 2018, B12, B39, B48 de junio de 2019 en superficie y fondo en B08 y B12; en el caso de los platelmintos, los sipuncúlidos y los nemertinos solo estuvieron presentes en B39 de octubre de 2018, y en el caso de los poríferos no se encontraron presentes en BPB01 de octubre de 2018, para junio de 2019 en BPB01 y B39 de superficie, y B48 de fondo.

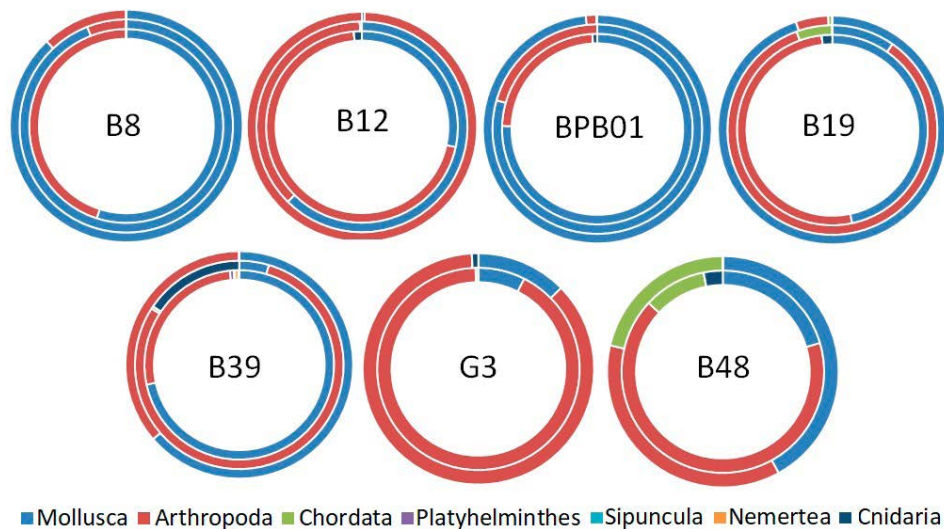


Figura 2. Porcentaje de abundancia de cada phylum de macroinvertebrados en las siete (7) estaciones analizadas, se diferencian los dos monitoreos de junio 2018 (MI) y 2019 (MII) en superficie "S" y fondo "F", así: MI aro interno, MIIS aro medio y MIIF aro externo. No se tienen en cuenta los organismos pertenecientes al phylum Porifera y la clase Hydrozoa del phylum Cnidaria.

De los 22 órdenes registrados, Mytilida y Sessilia conformaron el mayor porcentaje de abundancia (92 %) del total encontrado para las siete (7) estaciones en los dos monitoreos. Los órdenes de menor abundancia fueron Ostreida (1.9 %), no se encontró en B12 de octubre de 2018 y B8, B12 y B39 de junio de 2019 en fondo, y estuvo representado por cuatro (4) morfotipos; *Crassostrea sp.* Fue el de mayor abundancia (1.83 %). Decápoda (1.8 %, 16 morfotipos) se encontró en las 19 muestras tomadas con abundancias entre 0 - 5.5 %; y Amphipoda (1.5 %, 5 morfotipos) estuvo presente en doce (12) de las muestras tomadas con abundancias entre 0.3 % - 8.9 %.

El grupo de los decápodos estuvo representado en tres infraórdenes (Caridea, Brachyura y Anomura), en el que se registraron 16 morfotipos. El infraorden Brachyura fue el más abundante con las familias: Grapsidae, Pilumnidae, Panopeidae y Menippidae, seguido de la familia Porcellanidae (perteneciente al infraorden Anomura) y la familia Alpheidae (del infraorden Caridea) con bajos valores de abundancia. Los órdenes Myida, Neogastrópoda, Isópoda, Stomatópoda, Ascidiacea, Polycladida, Phascolosomatida y Actiniaria, y el phylum Nemertea también presentaron una baja abundancia, con un porcentaje menor al 1 %.

En lo que corresponde a Cnidaria, el orden Leptothecata estuvo presente en diez (10) de las muestras tomadas, encontradas principalmente sobre la concha la familia Balanidae; los géneros registrados fueron Clytia, Obelia y un morfotipo de la familia Plumularioidea. Los organismos del

phylum Porifera fueron igualmente observados sobre individuos de la familia Balanidae, así como también directamente adheridos al sustrato, en el que se destaca la presencia de siete (7) órdenes, de los cuales Poecilosclerida y Haplosclerida fueron los de mayor predominancia, debido a que se encontraron en ocho (8) y seis (6), respectivamente, de las 19 muestras tomadas (Tabla 3). Para octubre de 2018 en B12 se encontró la mayor riqueza de especies de este grupo.

El análisis de los índices de diversidad ecológica indicó que la riqueza de especies en las 19 muestras tomadas estuvo representada por 10 a 22 taxa, observando que en octubre de 2018 se encontraron las de mayor cantidad, con entre 20 y 22 taxa presentes. Lo mismo ocurrió en cuanto a la abundancia de organismos, la mayor cantidad se presentó en cuatro (4) de las estaciones en octubre de 2018 (B39, B19, G3S y B12), con densidades entre 1.3 ind/m² y 3.28 ind m², para las demás estaciones de junio de 2019 estuvo entre 0.12 ind/m² a 1.1 ind/m².

La diversidad de organismos para los dos muestreos estuvo representada por valores entre 0.86 bits - 2.08 bits (Fig. 3); B48 y B39 en junio de 2019 -en fondo- y BPB01 -en superficie- mostraron los mayores valores con correlaciones bajas de predominio y altas de uniformidad. La diversidad fue mayor en las estaciones analizadas en el nivel profundo en junio de 2019, ya que mostraron los valores más altos con un promedio de 1.6 bits, seguida de las obtenidas en octubre de 2018 con un valor promedio de 1.56 bits.

Tabla 3. Presencia y ausencia de los organismos pertenecientes al phylum Porifera encontrados para las siete estaciones durante octubre de 2018 (MI) y junio de 2019 (MII: en superficie "S" y fondo "F").

	Estaciones	Poecilosclerida	Haplosclerida	Desmacellida	Clionaida	Axinellida
MI	B08	0	X	0	0	0
	B12	0	X	X	X	0
	BPB01	0	0	0	0	0
	B19	0	X	0	0	0
	B39	X	0	0	0	0
MII S	B8S	0	X	0	0	0
	B12S	0	0	0	0	X
	BPB01S	0	0	0	0	0
	B19S	X	0	0	0	0

	Estaciones	Poecilosclerida	Haplosclerida	Desmacellida	Clionaida	Axinellida	
S	B39S	0	0	0	0	0	
	G3S	X	0	0	0	0	
	B48S	X	X	0	0	0	
MII	F	B8F	0	X	0	0	0
		B12F	X	0	0	0	0
		BPB01F	0	0	X	0	0
		B19F	X	0	0	0	0
	S	G3F	X	0	0	0	0
		B39F	X	0	0	0	0
		B48F	0	0	0	0	0

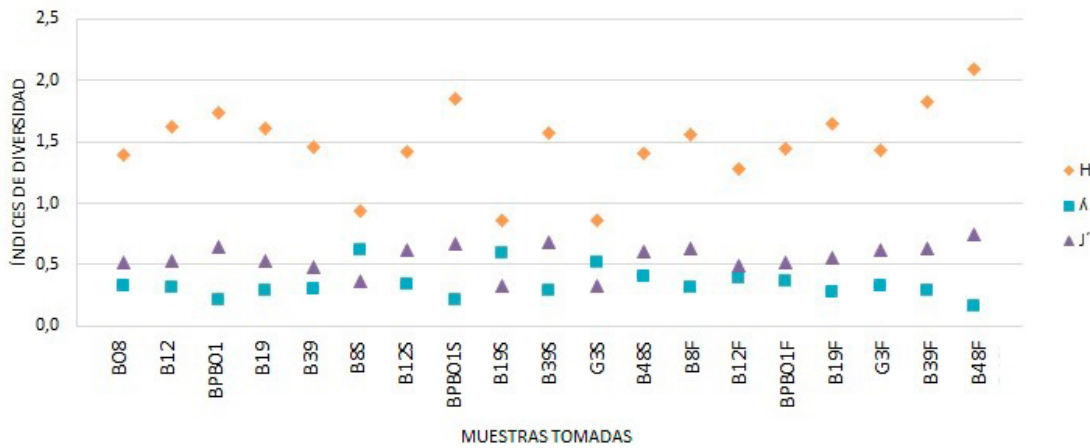


Figura 3. Índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Weaver H' (\log_2), Dominancia de Simpson λ y Uniformidad de Pielou J' , para las estaciones analizadas: MI (B08, B12, PB01, B19 y B39) y MII superficial "S" y fondo "F" (B08, B12, PB01, B19, G3, B39 y B48).

En cuanto al Índice de Similaridad de Bray Curtis, el análisis de clasificación mostró que las 19 muestras tomadas se relacionan directamente con otra o pequeños grupos de estas, sobrepasando el 50 % de similitud. Para el primer monitoreo en octubre 2018 se encontró una relación directa entre B12, B19, B08 y B39, con niveles de similitud superiores al 60 %; en el segundo monitoreo de junio 2019, el 50 % de similitud se asocia a las estaciones ubicadas en fondo "F" B12, BPB01, B19 y B39, y aquellas ubicadas en superficie "S" mostraron una relación mayor entre B39, B12, B8 y G3 (Fig. 4a); se identificó además una única estación con una relación directa en junio de 2019 (MII) del 49 % de similitud, B48, indicando para este caso una conexión entre la superficie y el fondo.

Según el nMDS (Fig. 4b) permite ver una asociación similar, donde es evidente la diferenciación entre monitoreos octubre 2018 (MI) y junio 2019 (MIIS y MIIF), hay una mayor dispersión de los datos en junio de 2019 en fondo, y una clara diferencia entre la comunidad del nivel superficial, tanto en octubre de 2018 como en junio de 2019 y aquella de fondo para junio de 2019.

Con el objetivo de identificar la distribución espacial de la comunidad de macroinvertebrados se encontraron de dos a cuatro regiones (Fig. 5), según el análisis de FEOS generado a partir de la relación entre las variables biológicas (riqueza de especies, abundancia de organismos y diversidad de Shannon-Weaver) con las físicas (salinidad y pH).

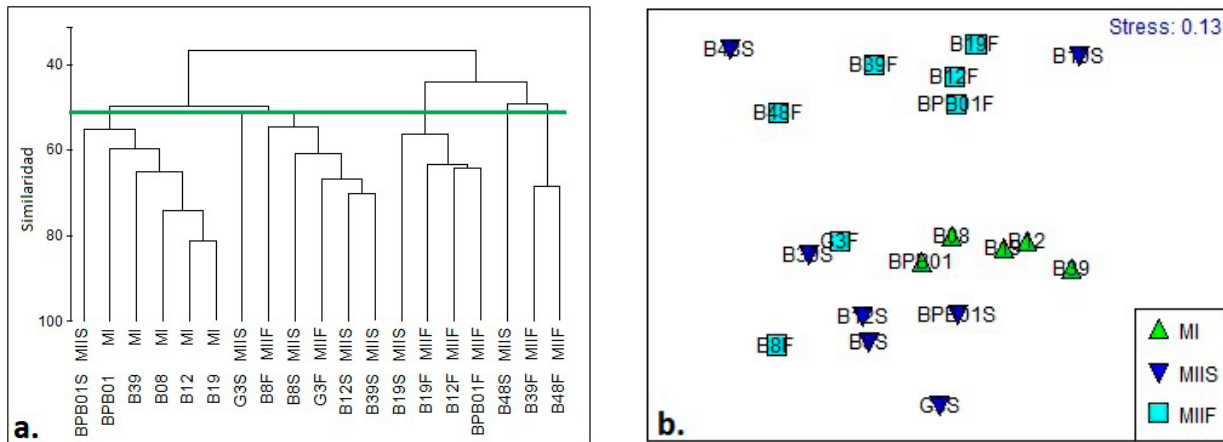


Figura 4a. Dendrograma del Índice de Similitud de Bray-Curtis (umbral de silimaridad 50 %) y **b.** Ordenación multivariada (nMDS) (estrés:0.13) de las siete estaciones, en los dos monitoreos: MI (B08, B12, PB01, B19 y B39) y MII (B08, B12, PB01, B19, G3, B39 y B48), en las diferentes profundidades: superficial "S" y fondo "F".

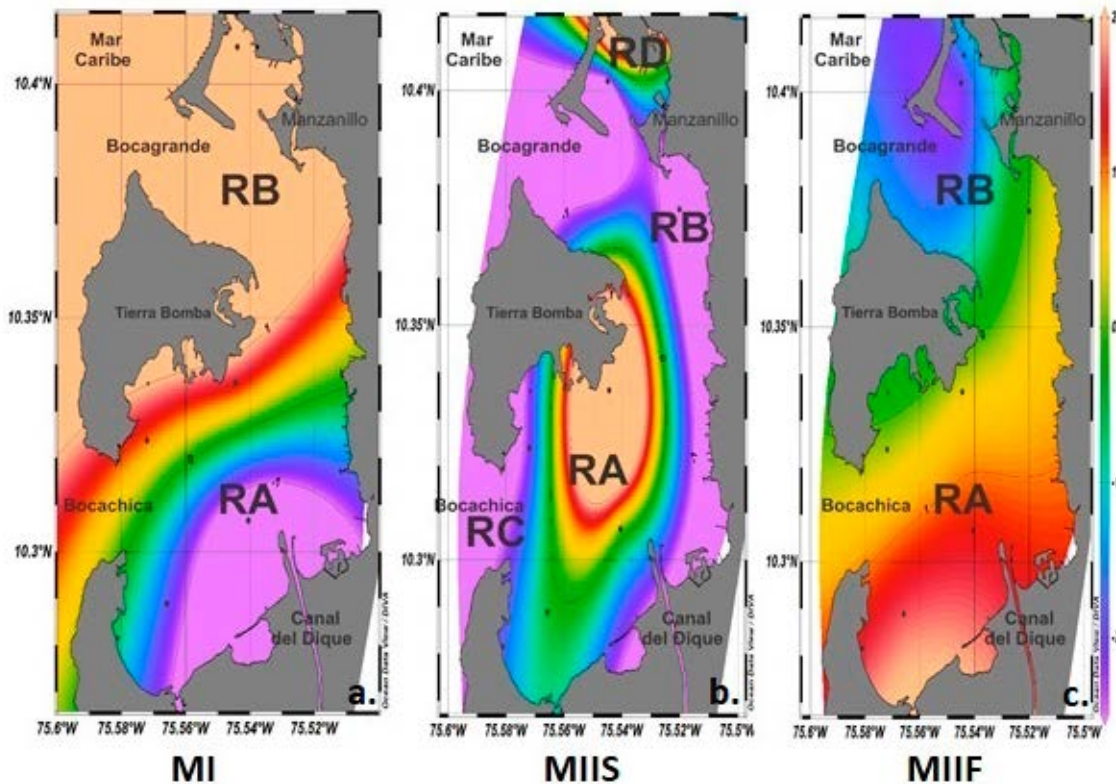


Figura 5. Regiones generadas a partir de la relación entre variables biológicas y físicas a partir del ACP y la primera función empírica ortogonal (FEO), a. para MI (RA y RB), b. MIIS (RA, RB, RC y RD) y c. MIIF (RA y RB), respectivamente.

Para el caso de octubre de 2018, la FEOS explicó el 87 % de asociación de los datos identificando dos regiones de distribución (Fig. 5a): RA ubicada en el sur de la bahía con influencia directa del Canal del Dique y RB de mayor extensión del centro al norte de la bahía. Teniendo en cuenta que la isolinia del cero (0) es donde operan las variables en el promedio, este es el criterio que separa las regiones identificadas. Para el caso del segundo muestreo en junio 2019, el análisis de distribución se realizó separando el de la superficie del de fondo (Fig. 5b y Fig. 5c, respectivamente); en superficie se encontró que el modelo explicó el 78 % de asociación de los datos con cuatro regiones identificadas, dos más que en octubre de 2018, generando B12 (RC) y B48 regiones nuevas (RD), y modificando el patrón de las regiones RA y RB, encontrando un patrón más homogéneo con respecto a octubre de 2018.

Por el contrario, en junio de 2019 en fondo (90 %) se mantuvo la distribución en las dos regiones como en el octubre de 2018, aunque la región RA se extendió hacia el centro-norte y en términos de variabilidad el patrón se invirtió con anomalías negativas en el norte (RB) y positivas en el sur (RA).

DISCUSIÓN

La comunidad de macroinvertebrados en los sitios de muestreo estuvo compuesta por organismos sésiles y móviles, con características eurihalinas que prefieren ambientes estuarinos y pueden habitar fácilmente en estructuras duras, ya sean naturales o artificiales disponibles en el nivel intermareal; son organismos, en su mayoría, filtradores lo que facilita su establecimiento en este tipo de ambientes (Masterson, 2007; Curelovich y Calcagno, 2014; Martín *et al.*, 2013).

Como parte de esta comunidad, los grupos de cnidarios, platelmintos, sipuncúlidos, nemertinos, ascidias y poríferos, los cuales son comunes en la mayoría de los ecosistemas marinos (Flórez, 1983; González-Muñoz *et al.*, 2016; Quiroga, Bolaños y Litvaitis, 2004; Quiroz-Ruiz y Londoño-Mesa, 2015; Díaz y Zea, 2008), conformaron un menor porcentaje de abundancia y riqueza de taxa.

Según Crooks (1998), los ecosistemas estuarinos son los más vulnerables del mundo

en términos de introducciones marinas antropogénicas, ya que áreas como la bahía de Cartagena están constantemente influenciadas por el transporte marítimo, la construcción y funcionamiento de zonas portuarias, la descarga de aguas y sedimentos de lastre, así como la influencia de organismos adheridos a las estructuras de los barcos; y como se mencionó antes, una zona catalogada como estuarina, se convierte en un lugar apto para la introducción de organismos foráneos.

Dentro de la caracterización de los organismos encontrados se encontró el mejillón *Perna viridis*, el cual fue registrado en el Caribe colombiano en el 2009 (Cañón-Páez *et al.*, 2010; Da Costa y Coatanroch, 2009) y se ha reportado como establecido en otros países del Caribe como Trinidad y Tobago, Venezuela y la costa de La Florida, en los Estados Unidos (Agard, Kishore y Bayne, 1992; Ingraio, Mikkelsen y Hicks, 2001).

Esta especie es reconocida por su alta capacidad de establecimiento debido a su elevada tasa de reproducción, una dispersión planctónica y su rápido crecimiento (Baker *et al.*, 2007); esta se adhiere fuertemente por el biso, colonizando sustratos sumergidos como rocas, madera, concreto, metal, botes, tubos de PVC, cuerdas, fondos fangosos, tapetes de algas y raíces de mangle (Vakily, 1989; Agard *et al.*, 1992; Rajagopal *et al.*, 1998).

De otro lado, *Mytella charruana* dentro de este estudio fue identificada con altas abundancias. Esta especie también ha sido considerada en diferentes estudios como una especie invasora (Gillis, Walters, Fernandes y Hoffman, 2009; Puyana, Prato y Díaz, 2012); aunque está normalmente distribuida en la zona del Caribe, hasta hace poco se conocen registros oficiales que evidencian una alta dominancia dentro de las comunidades asociadas a litorales rocosos y específicamente en Colombia por lo general se fijan como epibiontes (Puyana *et al.*, 2012), también se adhieren a sustratos duros naturales como conchas de ostras y artificiales como tuberías de agua (Masterson, 2007). Estos autores realizaron la identificación de la especie, describiéndola con características de alta capacidad de dispersión y colonización en diferentes ambientes, ya que compite por el espacio y otros recursos con otros organismos bentónicos. Según el estudio realizado

por Prato (2009), se adhiere a una gran variedad de sustratos duros artificiales sumergidos como placas de acero, tubos de PVC, cuerdas o cabos y amarres plásticos.

En cuanto a los artrópodos, la mayor abundancia fue de la asociación de cirrípedos (orden Sessilia) *Amphibalanus* spp., que incluyó a las especies *A. amphitrite*, *A. reticulatus* y *A. ebuneus*, según Curelovich y Calcagno (2014); estos organismos, en muchos casos, son los primeros invertebrados en colonizar un sustrato, modificándolo y facilitando el reclutamiento por otros grupos, de los cuales los bivalvos mitílidos aprovechan para asentarse sobre o dentro de las valvas de los cirrípedos, así como otros grupos de invertebrados.

Otros grupos representativos con abundancias considerables fueron los órdenes Anfípoda y Decápoda, los cuales estuvieron presentes en la mayoría de las estaciones. Los anfípodos se organizaron en cinco morfotipos, los cuales se distribuyen ampliamente en los diferentes ambientes marinos gracias a su éxito reproductivo y patrones gregarios (Thomas, 1993a), y han sido utilizados como indicadores en ecosistemas arrecifales (Thomas, 1993b). Las familias reportadas son comunes para la zona Caribe (Martín *et al.*, 2013).

Los decápodos son comúnmente abundantes y están ampliamente distribuidos en los ecosistemas marinos, aquellos pertenecientes al infraorden Brachyura suelen ser los más numerosos, ya que comprenden la mayor cantidad de familias, géneros y especies (Sánchez y Sandoval, 2005), y la familia Porcellanidae es común en sustratos duros de la zona litoral y dependen en cierto grado de los sustratos formados por organismos sésiles como arrecifes de coral y agregaciones de moluscos (Werding, 1984).

De acuerdo con los resultados obtenidos con el ACP y FEOS, las principales fuentes de los cambios en la composición de la comunidad de los macroinvertebrados, a lo largo de la bahía, probablemente responden principalmente a la influencia del intercambio de aguas oceánicas en las estaciones de Bocagrande (B39 y B48) y Bocachica (B8 y B12), así como a la descarga de aguas continentales en el sector donde desemboca el Canal del Dique (PB01).

En el caso del muestreo de octubre de 2018, se identifican dos zonas que dividen la bahía en una región sur (RA) y una región norte (RB), donde las estaciones ubicadas en la parte norte (B39 y B19) tienden a mostrar una distribución de la comunidad más estable; en la sección centro-sur la influencia de un mayor intercambio de aguas por las descargas continentales del Canal del Dique, la mayor profundidad que se presenta en este costado de la bahía (CIOH, 2004b) implicaría que son los factores que determinan la estructura de la comunidad en esta región.

En el caso de junio de 2019, muestra una zonificación diferente, en la cual se evidencia un patrón no tan definido en la distribución de las comunidades en la capa superficial en junio de 2019, donde se identificaron cuatro regiones en las cuales se identificaron regiones separadas en B12 siendo RC y B39 siendo RD, influenciadas por el ingreso de aguas marinas; en PB01 se evidenció un patrón de distribución diferenciado, generando una región más cercana a la línea de costa, mientras que las demás mostraron un patrón homogéneo de distribución de sur a norte.

Por el contrario, la zonificación en fondo presentada en junio de 2019 mantuvo un patrón similar al de octubre de 2018, pero su variabilidad temporal se vio reflejada en la ampliación de la RA hacia el norte y un cambio en la variabilidad del patrón que podría indicar la influencia de la estacionalidad del área sobre la estructura de la comunidad, o los factores de la columna de agua que condicionan una distribución de la comunidad en fondo más estable con respecto a la superficie.

Como consecuencia de estos cambios más marcados en RA, las estaciones en esta región presentan una menor riqueza y abundancia de organismos, aunque la composición es muy similar con las demás estaciones. Según algunos estudios, existe una relación directa entre los factores fisicoquímicos y las poblaciones bentónicas, entre las diferentes características fisicoquímicas del agua, la salinidad es uno de los parámetros determinantes en la presencia y estabilidad de determinados organismos. Esta influye directamente en los fenómenos de ósmosis de los organismos, como en el mantenimiento de un equilibrio osmótico y la flotabilidad (Pérez y Stupak, 1996; Tait, 1971), y resulta ser un factor importante en lugares con variaciones

considerables, como ocurre en las zonas donde las aguas pueden sufrir grandes variaciones por el efecto de aguas continentales, tal es el caso de las estaciones localizadas en la zona de descarga del Canal del Dique RA y la influencia de aguas oceánicas RC.

En el Caribe colombiano se diferencian cuatro periodos climáticos anuales dentro de los cuales se identifican la época lluviosa menor (mayo-junio) y la época lluviosa mayor (septiembre-noviembre) (Bula-Meyer, 1990; Franco-Herrera, 2005). El intercambio de aguas y, por consiguiente, los cambios en las variaciones en el flujo de agua dulce determinan la distribución de la salinidad y demás características físicas y químicas del agua dentro de la bahía (Rueda-Bayona, 2010).

La variación temporal de las descargas continentales y la particularidad de la bahía que genera por su conformación física un lugar protegido, el cual limita el intercambio de aguas oceánicas, le da características de estuario y permite el establecimiento de especies de características en su mayoría eurihalinas, como es el caso de los cirrípedos de género *Amphibalanus* y los bivalvos de la familia Mytilidae, los cuales estuvieron conformando la mayor abundancia de organismos en las 19 muestras tomadas.

El nivel adaptativo de los organismos puede limitar su presencia, crecimiento o incluso amplia cobertura en estos ecosistemas; una mayor estabilidad en las condiciones del agua favorece, en este caso, una mayor diversidad de organismos evidenciada en las estaciones B39 y B48, por la baja influencia que pueden recibir de las descargas continentales generadas por el Canal del Dique, las cuales son directas en PB01 y B19, donde se evidencian cambios importantes en la diversidad de organismos, dependiendo de la época climática y el cambio en la profundidad.

CONCLUSIONES

En términos generales, la composición de la comunidad de macroinvertebrados asociados a sustratos duros en la bahía de Cartagena es comúnmente encontrada en ambientes marinos con influencia de aguas continentales. Asimismo, se presentan organismos que se asocian a lugares con elevada intervención antropogénica y se caracterizan por ser altamente tolerantes a

cambios en el medio, como es el caso de los taxa más abundantes pertenecientes a los órdenes Mytilida y Sessilia, los cuales se recolectaron en las siete estaciones durante los dos monitoreos.

Las descargas de aguas continentales a lo largo del ciclo climático anual permiten ver cambios significativos en la composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados en la bahía de Cartagena. La influencia de las diferentes épocas climáticas genera una distribución y estabilidad diferenciales entre monitoreos (octubre 2018 y junio 2019) y profundidades (junio 2019 en superficie y fondo), evidenciando que debido a las características del agua se puede modificar la diversidad de organismos.

Se proporciona información de línea base sobre los cambios en la comunidad macrofaunal por efecto de las operaciones portuarias, con la finalidad de suministrar información a las entidades encargadas del diseño y la elaboración de herramientas que permitan fortalecer el control del tráfico marítimo y su influencia en las comunidades de fauna y flora marina.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abele L. G.; Kim, W. (1986). *An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida*. Pt. 1 & 2. Dept. of Environmental Regulation. 760 pp.
- Agard, J.; Kishore, R.; Bayne, B. (1992). *Perna viridis* (Linnaeus 1758): first record of the Indo-Pacific green mussel (Mollusca: Bivalvia) in the Caribbean. *Caribbean Marine Studies* 3: 59-60. En: Biodiversidad exótica: presencia de especies marinas no-nativas introducidas por el tráfico marítimo en puertos colombianos. *Biota Colombiana*. Ahrens, M.; Dorado-Roncancio, J.; López-Sánchez, M.; Rodríguez, C.; Vidal, L. (2011). 12 (2):3-14.
- Ahrens, M.; Dorado-Roncancio, J.; López-Sánchez, M.; Rodríguez, C; Vidal, L. (2011). Biodiversidad exótica: presencia de especies marinas no-nativas introducidas por el tráfico marítimo en puertos colombianos. *Biota Colombiana*. 12(2):3-14.
- Awad, A.; Haag, F.; Anil, A. C.; Abdulla, A. (2014). GEF-UNDP-IMO GloBallast Partnerships Programme, IOI, CSIR-NIO and IUCN. Guidance on Port Biological Baseline Surveys. GEF-UNDP-

- IMO GloBallast Partnerships, Londres (Reino Unido). *GloBallast Monograph* No. 22.
- Baker, P.; Fajans, J.; Arnold, W.; Ingraio, D.; Marelli, D.; Baker, S. (2007). Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical water of the southeastern United States. *Journal of Shellfish Research* 26: 345-355. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2007\)26\[345:RADOAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2007)26[345:RADOAT]2.0.CO;2)
- Bula-Meyer G. (1990). Oceanografía. En: Jimeno M. C. (ed). *Caribe de Colombia*, pp. 135-153. Fondo José Celestino Mutis, Bogotá.
- Campos, N. H.; Acero, A. (eds.). (2016). *Contribuciones en Ciencias del Mar de la Universidad Nacional de Colombia-2015*. Cecimar, Sede Caribe, Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta, 130 pp.
- Cañón, M.; Tous, G.; López, K.; López, R.; Orozco, F. (2007). Variación espaciotemporal de los componentes fisicoquímico, zooplanctónico y microbiológico en la Bahía de Cartagena. *Bol. Cient. CIOH*; 25:120-134. <https://doi.org/10.26640/22159045.168>
- Cañón-Páez, M. L.; López-Osorio, R.; Arregocés-Silva, L. J. (2010). *Informe de valoración rápida, componente técnico para la gestión de agua del lastre en Colombia*. Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (Dimar-CIOH).
- Carrasco, F.; Gallardo, V. (1989). La contaminación marina y el valor de la macrofauna bentónica en su evaluación y vigilancia: casos de estudio en el litoral de Concepción, Chile. *Biología Pesquera*, 18(15-27).
- Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe. (2004a). *Derrotero de las costas y áreas insulares de Colombia: Cartagena*. CIOH-Dimar.
- Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe. (2004b). *Régimen de vientos y corrientes, bahía de Cartagena*. CIOH-Dimar.
- Courtenay, W. R., Jr. (1993). Biological pollution through fish introductions. En: *Biological pollution: the control and impact of invasive exotic species*, ed. B. N. McKnight. Indiana Academy of Science, Indianapolis, pp. 35-61.
- Crisci, J.; López, M. (1983). *Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica*. OEA. Monografía No. 26. Washington D. C., 132 pp.
- Crooks, J. (1998). Habitat alteration and community-level effects an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162:137-158. <https://doi.org/10.3354/meps162137>
- Curelovich, J.; Calcagno, J. (2014). Cirripedia. *Los invertebrados marinos*. Publisher: Vazquez Mazzini Editores, Editors: J. A. Calcagno. 211-221 pp.
- Da Costa, F.; Coatanroch, G. (2009). *Trip report- Training course on port biological baseline surveys*. Regional Activity Center/Regional Pollution Emergency, Information and Training Center (RAC/REMPEITC- Caribe), 50 pp.
- Díaz, J.; Puyana, M. (1994). *Moluscos del Caribe colombiano, un catálogo ilustrado*. Colciencias y Fundación Natura Colombia. Santa Fe de Bogotá.
- Díaz, M.; Zea, S. (2008). Distribución de esponjas sobre la plataforma continental de la Guajira, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 37(2). 27-43. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.2.189>
- Eno, N.; Clark, R.; Sanderson, W. (1997). *Non-native marine species in British waters: a review directory*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 152 pp.
- Flórez, L. (1983). Inventario preliminar de la fauna hydroide de la bahía de Cartagena y áreas adyacentes. *Bol. Mus. Mar*, 11:112-140.
- Franco-Herrera A. (2005). *Una aproximación a la oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más allá que un centro turístico*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 98 pp. Santa Marta. <https://doi.org/10.2307/j.ctv2175hm0>
- Gavilán-Murcia, M.; Cañón-Páez, M.; Tous-Herazo, G. (2005). Comunidad fitoplanctónica en la bahía de Cartagena y en aguas de lastre de

- buques de tráfico internacional. *Bol. Cient. CIOH* 23:60-75. ISSN 0120-0542. <https://doi.org/10.26640/22159045.139>
- Gillis, N.; Walters, L.; Fernandes, F.; Hoffman, E. (2009). Higher genetic diversity in introduced tan in native populations of the mussel *Mytella charruana*: evidence of population admixture at introduction sites. *Diversity and distributions* 15:784-795). <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00591.x>
- Global Invasive Species Programme. (2005). *South America Invaded*. GISP. 80 pp. Recuperado de: <http://www.gisp.org/publications/invaded/gispSAmerica.pdf>
- González-Muñoz, R.; Simões, N.; Guerra-Castro, E.; Hernández-Ortiz, C.; Carrasquel, G.; Méndez, E.; Lira, C.; Rada, M.; Hernández, I.; Pauls, S.; Croquer, A.; Cruz-Motta, J. (2016). Sea anemones (Cnidaria: Actiniaria, Corallimorpharia, Ceriantharia, Zoanthidea) from marine shallow-water environments in Venezuela: new records and an updated inventory. *Marine Biodiversity Records*. 9:18. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0016-7>
- Guzmán-Alvis, A.; Solano, O. D.; Córdoba-Tejada, M.; López-Rodríguez, A. (2001). Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. y Cost.* 30:39-65. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2001.30.0.298>
- Hewitt, C. L.; Gollasch, S.; Minchin, D. (2009). The vessel as a vector-biofouling, ballast water and sediments. En: *Biological invasions in marine ecosystems*. Rilov, G. y J. Crooks (Eds.), Springer, Berlin, 641 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9_6
- Ingrao, D. A.; Mikkelsen, P. M.; Hicks, D. W. (2001). Another introduced marine mollusk in the Gulf of Mexico: the Indo-Pacific green mussel, *Perna viridis*, in Tampa Bay, Florida. *Journal of Shellfish Research* 20:13-19. En: Biodiversidad exótica: presencia de especies marinas no-nativas introducidas por el tráfico marítimo en puertos colombianos. *Biota Colombiana*. Ahrens, M., Dorado-Roncancio, J., López-Sánchez, M., Rodríguez, C. y L. Vidal, 2011. 12(2): 3-14.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". (2019). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Luisa F. Espinosa y Ostin Garcés (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia - Redcam: Invenmar, MinAmbiente, Coralina, Corpoguajira, Corpamag, CRA, Cardique, Carsucre, CVS, Corpouraba, Codechoco, CVC, CRC y Corponariño. Informe técnico 2018. *Serie de Publicaciones Periódicas* No. 4 del Invenmar, Santa Marta. 212 pp.
- Kairo, M.; Ali, B.; Cheesman, O.; Haysom, K.; Murphy, S. (2003). *Invasive species threats in the Caribbean Region. Report to the Nature Conservancy*. 134 pp.
- Kensley, B.; Schotte, M. (1989). *Guide to the marine isopod crustaceans of the Caribbean*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press. 332 pp. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.10375>
- Martín, A.; Díaz, Y.; Miloslavich, P.; Escobar-Briones, E.; Guerra-García, J.; Ortiz, M.; Valencia, B.; Giraldo, A.; Klein, E. (2013). Regional diversity of Amphipoda in the Caribbean Sea. *Int. J. Trop. Biol.* ISSN-0034-7744. *Rev. Biol. Trop.* 61(4): 1681-1720. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i4.12816> PMID:24432528
- Masterson, J. (2007). *Mytella charruana*. Smithsonian Marine Station at Fort Pierce. Recuperado de: https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/irlspec/Mytella_charruana.htm.
- Montoya, D.; Gómez, J. (2011). *Competitividad e Infraestructura Portuaria de la Costa Atlántica (Puerto de Cartagena-Puerto de Barranquilla) frente al Puerto de Miami*. Universidad del Rosario. Facultad de Administración. Bogotá, 151 pp.
- Olyarnik, S. V.; Bracken, M. E.; Byrnes, J. E.; Hughes, A. R.; Hultgren, K. M.; Stachowicz, J. J. (2009). Ecological factors affecting community invasibility. En: G. Rilov & J.A. Crooks (eds.) *Biological Invasions in Marine Ecosystems*. Ecological Studies 204, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. 641 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9_12

- Okolodkov, Y. B.; García-Escobar, H. (2014). Agua de lastre y transporte de los organismos incrustantes, leyes y acciones: perspectivas. En: *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México, Chapter: agua de lastre y transporte de los organismos incrustantes, leyes y acciones: perspectivas para México*. Publisher: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (Inecc), México, D. F., México, University of Prince Edward Island (UPEI), Charlottetown, Prince Edward Island, Canada, Editors: Low Pfeng A. M., Quijón P. A., Peters Recagno E. M., pp. 55-80.
- Pérez, C.; Stupak, M. (1996). *Revisión sobre los aspectos biológicos del fouling*. Anales Cidepint 1996. La Plata. Pp. 95-154.
- Prato, J. (2009). *Desarrollo de un ensayo in situ para la evaluación preliminar de extractos y compuestos de origen natural como recubrimientos antifouling no tóxicos, en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Programa de Biología Marina. Bogotá, D.C.
- Puyana, M.; Prato, J.; Díaz, J. M. (2012). Mytella charruana (D'Orbigny) (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) en la bahía de Cartagena, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 41(1):213-217.
- Quiroga, S.; Bolaños, D.; Litvaitis, M. (2004). A checklist of polyclad flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) from the Caribbean coast of Colombia, South America. *Zootaxa*, 633(1):1-12. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.633.1.1>
- Quiroz-Ruiz, M. y Londoño-Mesa, M. (2015). Sipunculos (Sipuncula) del Gran Caribe: lista de especies y bibliografía. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 44(2):327-342. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2015.44.2.14>
- Rajagopal, S.; Venugopalan, V. P.; Nair, K. V. K.; Van der Velde, G.; Jenner, H. A.; Den Hartog, C. (1998). Reproduction, growth rate and culture potential of the Green mussel, *Perna viridis* (L.) in Edaiyar backwaters, east coast of India. *Aquaculture* 162:187-202. En: Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical water of the southeastern United States. Baker, P., J. Fajans, W. Arnold, D. Ingrao, D. Marelli y S. Baker. 2007. *Journal of Shellfish Research* 26:345-355. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00166-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00166-5)
- Rendón, S.; Vanegas, T.; Tigreros, P. (2003). Contaminación en la Bahía de Cartagena por agua de lastre de los buques. *Bol. Cient. CIOH.* 21:91-100. <https://doi.org/10.26640/22159045.118>
- Rilov, G.; Crooks, J. (2009). Marine bioinvasions: Conservation hazards and vehicles for ecological understanding. En: *Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management and geographic perspectives*. Rilov, G. y J. Crooks (Eds.). Springer, Berlin, 641 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9>
- Rueda-Bayona, J. G. (2010). *Estudio de la hidrodinámica y sus mecanismos forzadores en la bahía de Cartagena*. Universidad Militar Nueva Granada, Instituto de Educación a Distancia - Programa de Ingeniería Civil. Cartagena D. T. y C.
- Sánchez, A.; Sandoval, Y. (2005). *Estructura de los crustáceos decápodos asociados a sustratos artificiales, ubicados en la punta norte del golfo de Morrosquillo (San Onofre - Sucre) y Punta Betín (Santa Marta - Magdalena) Caribe colombiano*. 2005. Tesis de grado para optar al título de biólogo marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina, Santa Marta, Colombia. 142 pp.
- Santamaría-del-Ángel, E.; González-Silvera, A.; Millán-Núñez, R.; Callejas-Jiménez, M.; Cajal-Medrano, R. (2011). *Dynamic Biogeographic Regions using Remote Sensing Data - Case Study 19*. Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Marine Applications. Pp.273-293 .
- Sociedad Portuaria Regional de Cartagena. (2019). Puerto de Cartagena. SPRC. Recuperado de <https://www.puertocartagena.com/es>.
- Tait, R. (1971). *Elementos de ecología marina*. Ed. Acribia. Zaragoza - España. 320 pp.
- Thomas, J. (1993a). Identification manual for marine Amphipoda (Gammaridea): I. Common

- coral reef and rocks, bottom amphipods of South Florida. Final Report DEP, contract number SP290. Smithsonian Institution, Washington, D.C. En: Winfield, I. y Escobar-Briones, E. 2007. Anfípodos (Crustacea: Gammaridea) del sector norte del Mar Caribe: listado faunístico, registros nuevos y distribución espacial. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 51- 61. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2007.001.411>
- Thomas, J. (1993b). Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments: a critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. *Journal of Natural History* 27:795-806. <https://doi.org/10.1080/00222939300770481>
- Torchin, M. E.; Lafferty, K. D. (2009). Escape from parasites. En: G. Rilov, J.A. Crooks (eds.) *Biological Invasions in Marine Ecosystems*. Ecological Studies 204, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. 641 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9_11
- Vakily, J. M. (1989). *The biology and culture of mussels of the genus Perna*. Iclarm. Studies and reviews 17. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 63 pp.
- Wedler, E. (2017). Hidroides del mar Caribe con énfasis en la región de Santa Marta, Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. *Serie de Publicaciones generales del Invemar No. 94*. Santa Marta, Colombia. 200 pp.
- Werdning, B. (1977). Los porcelánidos (Crustacea: Anomura: Porcellanidae) de la región de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín* 9:173-214. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1977.9.0.527>
- Werdning, B. (1984). Porcelánidos (Crustacea: Anomura: Porcellanidae) de la Isla de Providencia, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín* 14:3-16. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1984.14.0.467>
- Zea, S. (1987). *Esponjas del Caribe colombiano*. Ed. FEN, Colciencias. 286 pp.

MATERIAL COMPLEMENTARIO

MOLLUSCA

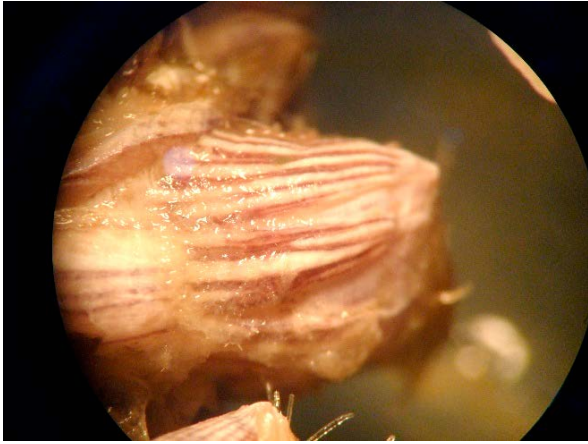


Mytella charruana

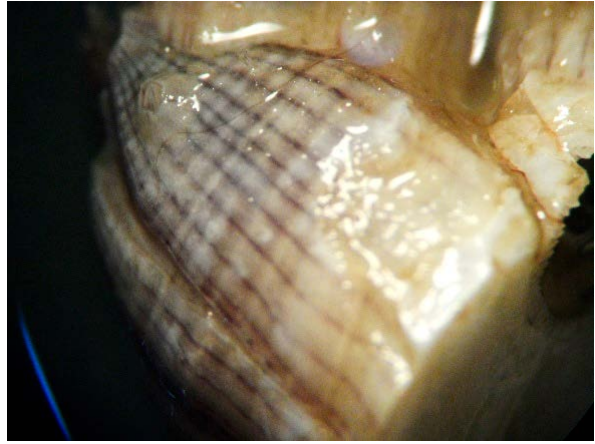


Perna viridis

CRUSTACEA



Amphibalanus amphitrite



Amphibalanus reticulatus



Amphibalanus eburneus



Petrolisthes galathinus



Pachygrapsus transversus



Menippe nodifrons