

ISSN 2683-7595 (print) - ISSN 2683-7951 (online)

Marine and
Fishery Sciences
MAFIS

formerly *Revista de Investigación
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 34 (1), January-June 2021



Mar del Plata, Argentina

Journal of the
INIDEP
INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN
Y DESARROLLO PESQUERO

Marine and Fishery Sciences

Formerly *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*

Marine and Fishery Sciences (MAFIS) is an Open Access Journal edited by the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) that publishes peer-reviewed articles of original investigations in the following categories: *Original Research Papers, Reviews, Notes and Technical Papers*. It is published two times a year aiming all work and studies on applied or scientific research within the many varied areas of the marine sciences and fisheries, aquaculture, oceanography and marine technologies including conservation, environmental impact and social-related aspects that directly or indirectly affect to human populations. Young scientists are particularly encouraged to submit short communications based on their own research. The quality of the journal is guaranteed by the editorial and advisory boards, consisting of leading researchers in the field of marine sciences. Please read the instructions below for brief details on the Journal's requirements for manuscripts or visit the Journal website <https://ojs.inidep.edu.ar> for full and updated Author Guidelines.

Honorary Editor

Enrique E. Boschi

Editor-in-Chief

Eddie O. Aristizabal Abud

(Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)

Co-Editor-in-Chief

Marcela L. Ivanovic

(Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)

Associate Editors

Federico Bernasconi (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Argentina)
Claudio C. Buratti (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)
Alvar Carranza (Universidad de la República, Uruguay)
Rodolfo Elías (Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Diego A. Giberto (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Raúl González (Universidad Nacional del Comahue, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Mónica Hoffmeyer (Universidad Nacional del Sur, Instituto Argentino de Oceanografía, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Andrea López Cazorla (Universidad Nacional del Sur, Instituto Argentino de Oceanografía, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan J. López Gappa (Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Estela Lopretto (Universidad Nacional de La Plata, Argentina)
Gustavo Lovrich (Centro Austral de Investigaciones Científicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)

Luis Lucifora (Universidad Nacional del Litoral, Instituto Nacional de Limnología, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Alejandro S. Mechaly (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Fernando R. Momo (Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina)
Nora Montoya (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)
Nicolás Ortiz (Instituto de Biología de Organismos Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan C. Quiroz Espinosa (University of Tasmania, Institute for Marine and Antarctic Studies, Australia)
Lila Ricci (Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)
María Salhi (Universidad de la República, Uruguay)
Alicia V. Sastre (Universidad Nacional San Juan Bosco, Argentina)
Gaspar Soria (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Marisa Villian (Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Argentina)
Gabriela Williams (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)

International Scientific Board

Patricio Arana Espina (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile)
Hugo Arancibia (Universidad de Concepción, Chile)
Francisco Arreguín Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México)
Martín Bessonart (Universidad de República, Uruguay)
Ramiro Castillo Valderrama (Instituto del Mar del Perú, Perú)

Luis Cubillos (Universidad de Concepción, Chile)
Juan M. Estrada (Universidad Andrés Bello, Chile)
Nidia N. Fabrè (Universidade Federal de Alagoas, Brasil)
Alfonso Mardones Lazcano (Universidad Católica de Temuco, Chile)
Otto C. Wölher (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)

Secretary

Paula E. Israilson

Deseamos canje con publicaciones similares
Desejamos permutar com as publicações congeneres
On prie l'échange des publications
We wish to establish exchange of publications
Austausch erwünscht

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO PESQUERO (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, ARGENTINA
Tel.: 54-223-486 2586; Fax: 54-223-486 1830; E-mail: c-editor@inidep.edu.ar
Printed in Argentine - ISSN 2683-7595 (print), ISSN 2683-7951 (online)

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

Journal of the
**Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)**



Ministerio de Agricultura,
Ganadería y Pesca
Argentina

República Argentina

Open Access. This Journal offers authors an Open Access policy. Users are allowed to read, download, copy, distribute, print, search, or link to the full texts of the articles, or use them for any other lawful purpose, without asking prior permission from the publisher or the author. This is in accordance with the BOAI definition of Open Access.



All content in this journal is distributed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License.

ISSN 2683-7595 (print), ISSN 2683-7951 (online)

First edition: January-June 2021

First print: 250 copies

Printed in Argentina

Layout and design: Paula E. Israilson

Printed by INIDEP, Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, June 2021.

Marine and Fishery Sciences Vol. 34 (1)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: *Caulleriella galeanoi*. Photo courtesy of Rodolfo Elías, taken by Mónica Oppedisano and colored by Hugo Benavides.

Indexed or abstracted in: Agrindex; AquaDocs; Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA); BASE; CORE; Crossref; Dimensions; Directory of Open Access Journals (DOAJ); Google Scholar; AmeliCA; Red Iberoamericana de Conocimiento Científico (REDIB); WorldCat; Zoological Record (BIODOSIS Databases); among others.

Open Access download also at: MarAbierto INIDEP Institutional E-Repository <http://marabierto.inidep.edu.ar>;
AquaDocs E-Repository of Ocean Publications <https://aquadocs.org/handle/1834/1355>

Disclaimer. The Publisher and Editors cannot be held responsible for errors or any consequences arising from the use of information contained in this journal; the views and opinions expressed do not necessarily reflect those of the Publisher and Editors. Likewise, the reference made to trademarks is only circumstantial and does not imply, as far as INIDEP is concerned, any kind of recommendation or evaluation of the product in question or the manufacturing company.

Marine and Fishery Sciences

Vol. 34 (1), January-June 2021

ORIGINAL RESEARCH

Baseline on-site information on coastal recreational fishery and comparison with competitive events in Ilhéus, southern Bahia, Brazil

KÁTIA MEIRELLES FELIZOLA FREIRE^{1,2,*} and GECELY RODRIGUES ALVES ROCHA¹

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16 - Salobrinho, Ilhéus - Bahia - Brazil, CEP: 45662-900. ²Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal de Sergipe, Cidade Universitária Prof. José Aloísio de Campos, Av. Mal. Rondon s/n, Jardim Rosa Elze, São Cristóvão - Sergipe - Brazil, CEP 49100-000



ABSTRACT. This study analyzed the profile of recreational fishers on-site in Ilhéus, northeastern Brazil, their fishing habits, and catch composition. Interviews were conducted along the coast of Ilhéus from December 2006 to December 2008 with all fishers encountered and their catch identified and measured. A total of 227 fishers were interviewed in 23 days. Most of the interviewees were men (93.4%), residing in Ilhéus (84.9%). They preferred fishing in the morning, weekends, and summer. Shrimp was the main bait used. Fishers were generalists, but most of the catch included *Polydactylus virginicus*, Ariidae, and *Menticirrhus littoralis*. Catches observed during the interviews allowed to estimate an annual catch of 1.4 t. A proportion of 88% of fishers practiced catch-and-release, mainly small fishes. Only 10% of them carried license for recreational fishing and about 5.3% were members of fishing clubs. This provides a unique opportunity to compare our results with those from another study conducted in the same locality during the same period with members of fishing clubs. These fishers used very small hooks during competitive events, which resulted in the capture of smaller fishes than was reported here on-site. This study sets a baseline to analyze temporal changes in fishing habits and catch.

Key words: Sport fishery, recreational fishing, coastal fishery, catch composition, demographic profile, northeastern Brazil.

Información de base *in situ* sobre la pesca recreativa costera y comparación con eventos competitivos en Ilhéus, sur de Bahía, Brasil



*Correspondence:
kmffreire2018@gmail.com

Received: 26 October 2020
Accepted: 14 December 2020

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

RESUMEN. Este estudio analizó el perfil de los pescadores recreativos *in situ* en Ilhéus, noreste de Brasil, sus hábitos de pesca y la composición de las capturas. Se realizaron entrevistas a lo largo de la costa de Ilhéus desde diciembre de 2006 a diciembre de 2008 con todos los pescadores encontrados y su captura fue identificada y medida. Se entrevistó a un total de 227 pescadores en 23 días. La mayoría de los entrevistados eran hombres (93,4%), residentes en Ilhéus (84,9%). Preferían pescar por la mañana, los fines de semana y el verano. El camarón fue el cebo principal utilizado. Los pescadores eran generalistas, pero la mayor parte de la captura incluía *Polydactylus virginicus*, Ariidae y *Menticirrhus littoralis*. Las capturas observadas durante las entrevistas permitieron estimar una captura anual de 1,4 t. Una proporción del 88% de los pescadores practicó la captura y liberación, principalmente de peces pequeños. Solo el 10% de ellos tenía licencia para la pesca recreativa y alrededor del 5,3% eran miembros de clubes de pesca. Esto brinda una oportunidad única para comparar nuestros resultados con los de otro estudio realizado en la misma localidad durante el mismo período con miembros de clubes de pesca. Estos pescadores utilizaron anzuelos muy pequeños durante los eventos competitivos, lo que resultó en la captura de peces más pequeños de lo que se informó aquí *in situ*. Este estudio establece una línea de base para analizar los cambios temporales en los hábitos de pesca y la captura.

Palabras clave: Pesca deportiva, pesca recreacional, pesca costera, composición de la captura, perfil demográfico, noreste de Brasil.

INTRODUCTION

Recreational fishery is defined as ‘fishing of aquatic animals (mainly fish) that do not constitute the individual’s primary resource to meet basic nutritional needs and are not generally sold or otherwise traded on export, domestic or black markets’ (FAO 2012). This definition is also valid for Brazil, except that recreational catch selling is not allowed in any circumstance (MPA/MMA 2012). Catches originating from recreational fisheries should be added to those commercial fisheries to better access the status of main stocks throughout their distribution areas. A recent initiative, using all possible data sources available from recreational fisheries estimated that around 0.9 million tons were extracted from marine waters around the globe in 2014 (Freire et al. 2020). This estimate may be low when compared to those from commercial fisheries, which accounted for 93.4 million tons in the same year (FAO 2016), but it is always important to point out that recreational catches might surpass commercial catches for some resources in certain areas (Coleman et al. 2004).

The main challenge in compiling catch data from recreational fisheries is its geographically disperse nature, with recreational fishers looking for remote areas to get better fishing experiences. Many recent initiatives have been trying to recover past information on catches using the most diverse types of data (see, e.g., Espedido et al. 2014; Belhabib et al. 2016; Babali et al. 2018). Competitive fishing events are particularly important to provide at least some initial information for certain places on who is fishing, what is fished, how are they fishing and how large are their catches, as these events represent a concentration of fishers and data (Schramm Jr. and Har-

rison 2008; Freire et al. 2016). However, catches originating from competitive fishing events represent only a partial picture. Moreover, fishers’ behavior during these events and outside the events may differ.

Freire et al. (2020) analyzed the profile of recreational fishers in Ilhéus (2006-2008), in southern Bahia, as well as their fishing habits, using information collected during competitive fishing events. This area is particularly important as it lodges the second oldest fishing club in Bahia, Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL), founded in 1975 (Freire 2010), which is very active in promoting competitive events. The present paper aimed at describing the profile of recreational fishers in Ilhéus fishing outside competitive fishing events (hereafter called on-site) during the same period (2006-2008), and at comparing the fishing habits and catch composition on-site with those of competitive events. Data analyzed here do not provide information on the status of local recreational coastal fisheries, but provide a valuable source of baseline information that can be used to compare with more current data to assess possible changes after 12 years.

MATERIALS AND METHODS

During this study, the northern, central, and southern coast of Ilhéus were visited alternatively once a month from December 2006 to December 2008 (Figure 1). Central beaches are located in a very urbanized area separated from the northern beaches by the estuary of Almada River and from the southern beaches by the estuary of Cachoeira River. Visits started at the beginning of the day (the earliest was at 8:47 am) and would not end until the last kilometer of beach was visited (the latest was at 5:47 pm). No attempt was done to

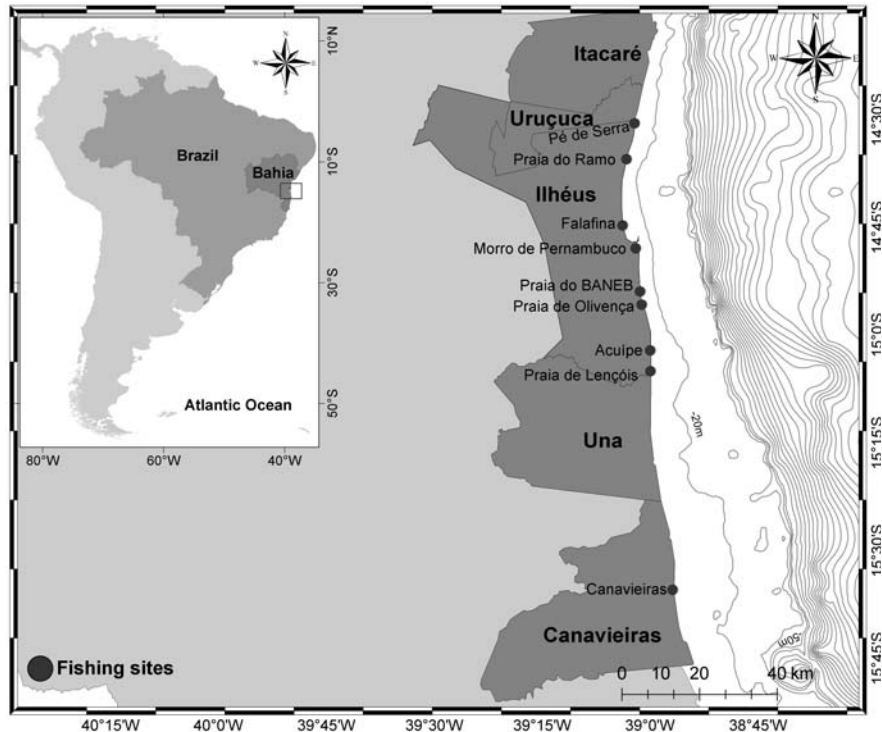


Figure 1. Map showing Ilhéus and the main fishing sites located between Itacaré and Canavieiras, in southern Bahia.

cover nocturnal fishing activities due to the remoteness of fishing areas and safety issues. Survey days were not randomly chosen due to logistic reasons, but there were interviews in all days of the week, except for Tuesdays. Every time one or a group of recreational fishers was spotted at the beach (on-site), using binoculars, our team interviewed all of them making use of a questionnaire with closed- and open-ended questions to obtain demographic data and information on fishing habits. Moreover, we identified and measured all fishes caught on-site. Demographic questions included age, sex, occupation, and place of residence. In terms of fishing habits, questions were related to participation in fishing clubs, acquisition (or not) of recreational fishing license, target species, type and number of fishing gears used, bait, and hook size. For the hook size, we used a model where all sizes available in the market for coastal recreational fishers were glued

onto a metallic plate to avoid problems with the size definition among different hook brands. Preferred time of the day, day of the week, and month to go fishing were also included, as well as the preferred fishing site. Catch-and-release habits and the destination of those specimens retained (consumption, donation, or sale) were also questioned. Finally, fishers were asked to relate the main problems observed with recreational fisheries in the region.

Additionally, fishers were asked about the number of fishes caught by species' common name up to the moment of the interview and if the individuals were released or not. If not, all specimens were measured on-site (total length – TL, cm) or weighed (total weight – TW, g) and these measurements were converted into each other using weight-length relationships (WLRs) available in FishBase (Froese and Pauly 2019) for the same (or the closest possible) region. The catch

observed during the 23 days of interviews was used to estimate a daily catch, which was then utilized to calculate catch for one year using a simple extrapolation: daily catch (total observed catch/number of survey days) \times 365 days. No attempt was done to consider differences among fishing sites (northern, central, or southern beaches) or different days of the week, due to the reduced sampling effort.

RESULTS

Our team conducted 264 interviews in 23 different days with 227 recreational fishers. These interviews were almost equally divided between weekdays and weekends (Table 1). Results presented from demographic questions and fishing habits are related only to these 227 fishers, but catch rates are related to all 264 interviews. Most of the interviewees were men (93.4%). Some of them were interviewed more than once (1, 2, 3 or 6 times). Only 10% of the fishers carried a recreational fishing license and about 5.3% were members of fishing clubs. A proportion of 84.9% of the interviewed fishers were residents of Ilhéus (in the state of Bahia) and 97.5% residents of

Bahia (including Belmonte, Itabuna, Itapetinga, Jacobina, Porto Seguro, and Salvador, besides Ilhéus). The remaining fishers lived in Brasília (capital of Brazil), Minas Gerais, Rio de Janeiro, and Pernambuco. In terms of occupation, interviewees were either retired (16%), vendors (12%), security officers (7%), public servants (5%), students (5%), or construction workers (4%). The sector is highly diverse with another 44 occupations reported.

Recreational fishers in Ilhéus usually do not have specific target species (92%). Carangids (jack, pompano, and Atlantic pumper), barbu, and snook were the mostly cited among those who have targets. An extremely low number of fishers (one or two fishers) target ray, mojarra, shark, catfish, and weakfish. The most common fishing gear used was reel (90% of all fishers), followed by handline, pole and line, and spear (Table 2). Those using reels kept one (71% of fishers), two (24%), or three (5%) lines in the water at the same time. Recreational fishers use a variety of hook sizes, from exceptionally large, including those used by commercial fishers ($> 3/0$), to exceptionally small (24, called *unha de gato*) (Figure 2). Many fishers chose hook sizes in between standard sizes provided as samples in a showcase metallic plate. A proportion of 62% of the recreational fishers inter-

Table 1. Number of interview days (N) conducted on-site by day of the week with recreational fishers in Ilhéus, southern Bahia, from December 2006 to December 2008 and the minimum, mean and maximum number of fishers interviewed.

Day of week	N	Minimum	Mean	Maximum
Monday	2	4	8	11
Tuesday	0	—	—	—
Wednesday	1	18	18	18
Thursday	8	1	10	20
Friday	1	1	1	1
Saturday	7	5	15	24
Sunday	4	2	12	24
Total	23	1	12	24

viewed on-site stated that they use size 5 hooks or larger and 38% said they use smaller than size 5. These results differed from the statements presented by recreational fishers interviewed by Freire et al. (2020) in Ilhéus during competitive fishing events taking place in the same period. A propor-

tion of 50% of those fishers stated the use of size 5 hooks or larger when fishing outside competitive events and 50% used hooks smaller than size 5 (Figure 2). Finally, those same fishers used smaller hook sizes during competitive events, which is reflected in a reverse proportion (5% for size 5 hooks and larger, and 95% for hooks smaller than size 5; Figure 2). Crustaceans (87.9%), fishes (10%), and mollusks (1.7%) were used as bait by the interviewed fishers (Table 3). One fisher mentioned the use of beef as bait. Among the crustaceans, shrimps were the most common (77.8%), followed by ghost shrimps (7.5%). All the remaining types contributed less than 5%.

When asked to state the preferred time of the day to go fishing, 67% of the fishers mentioned the actual hour of the day and 33% said it depends on the tide. Those who stated by time, preferred going fishing during the morning (6 am to noon;

Table 2. Gear types used by recreational fishers in Ilhéus, southern Bahia, interviewed between 2006 and 2008.

Gear	Proportion (%)
Spinning reel (<i>molinete</i>)	80.4
Reel (<i>carretilha</i>)	9.8
Handline	5.3
Mixed	2.2
Pole and line	1.8
Spear	0.4

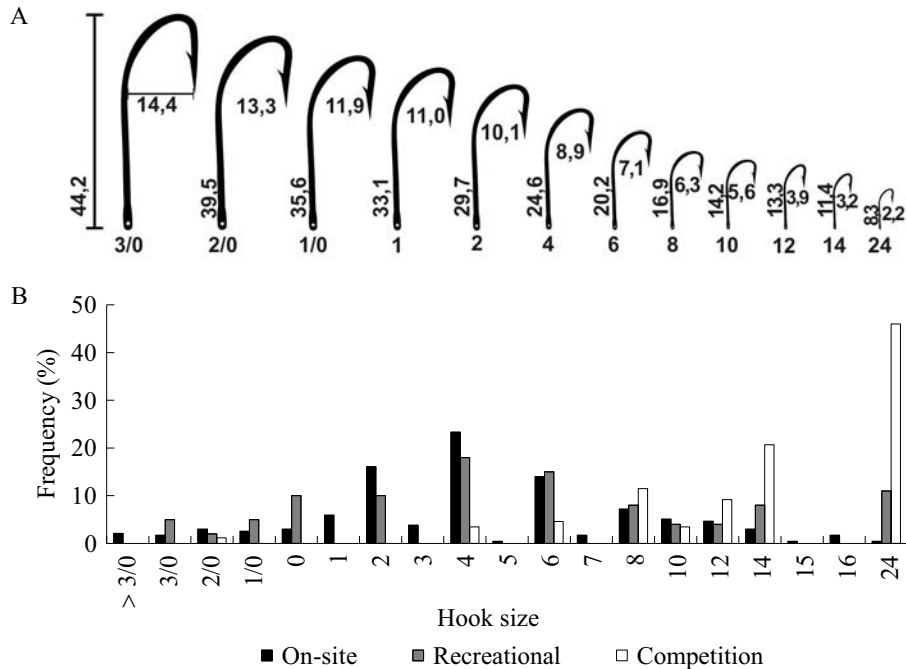


Figure 2. Standard hook size (mm) provided as samples in a showcase metallic plate used during on-site interviews with recreational fishers in Ilhéus, southern Bahia, in 2006-2008 (A); hook size that these on-site fishers stated using in their daily activities (black columns) (B). For comparison purposes, hook size that fishers interviewed in competitive events mentioned using during their daily recreational activities (grey column) and in competitive events were included (modified from Freire et al. 2020).

Table 3. Bait types mentioned by recreational fishers interviewed on-site in Ilhéus from December 2006 to December 2008. N = number of times each bait type was mentioned (each fisher could list up to three types) and P = proportion (%). Bold numbers = sum of frequencies for each large group.

Portuguese common name	English common name	Taxon	N	P (%)
Crustaceans				87.9
Camarão	Shrimp	Penaeidae Rafinesque, 1815	160	66.9
Camarão branco, branco de rio, branco do mangue	White shrimp	<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)	16	6.7
Camarão rosa, camarão rosinha	Pink shrimp	<i>Farfantepenaeus</i> spp. Burukovsky, 1997	5	2.1
Camarão sete barbas	Atlantic seabob	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller, 1862)	5	2.1
Corrupto	Ghost shrimp	Callianassidae Dana, 1852	18	7.5
Siri mole	Swimming crab	Portunidae Rafinesque, 1815	4	1.7
Tatuí, tatuzinho	Sand crab	Hippidae Latreille, 1825	2	0.8
Fishes				10.0
Peixe, peixe pequeno, peixe vivo	Fish	Actinopterygii	10	4.2
Sardinha	Sardine	Clupeidae Cuvier, 1816	4	1.7
Manjuba	Anchovy	Engraulidae Gill, 1861	3	1.3
Cascudo	False herring	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	3	1.3
Tainha	Mullet	<i>Mugil</i> spp. Linnaeus, 1758	2	0.8
Barbudo	Threadfin	<i>Polydactylus</i> sp. Lacepède, 1803	1	0.4
Carapicu	Mojarra	<i>Eucinostomus</i> sp. Baird and Girard, 1855	1	0.4
Mollusks				1.7
Lula	Squid	Myopsida	3	1.3
Polvo	Octopus	Octopoda Leach, 1818	1	0.4
Others				0.4
Carne	Beef	—	1	0.4
Total			239	100.0

Figure 3 A). Preference decreases in the afternoon and even further at night (Figure 3 A). Those who stated by tide, preferred going fishing mainly during flushing and breaking tides (Figure 3 B). Fishers would preferentially fish during week-

ends, despite the occurrence of fishing activities throughout the week (Figure 4 A). Even though fishers stated they could go fishing all year round, there was a preference for the summer (December until February; Figure 4 B). In general, most

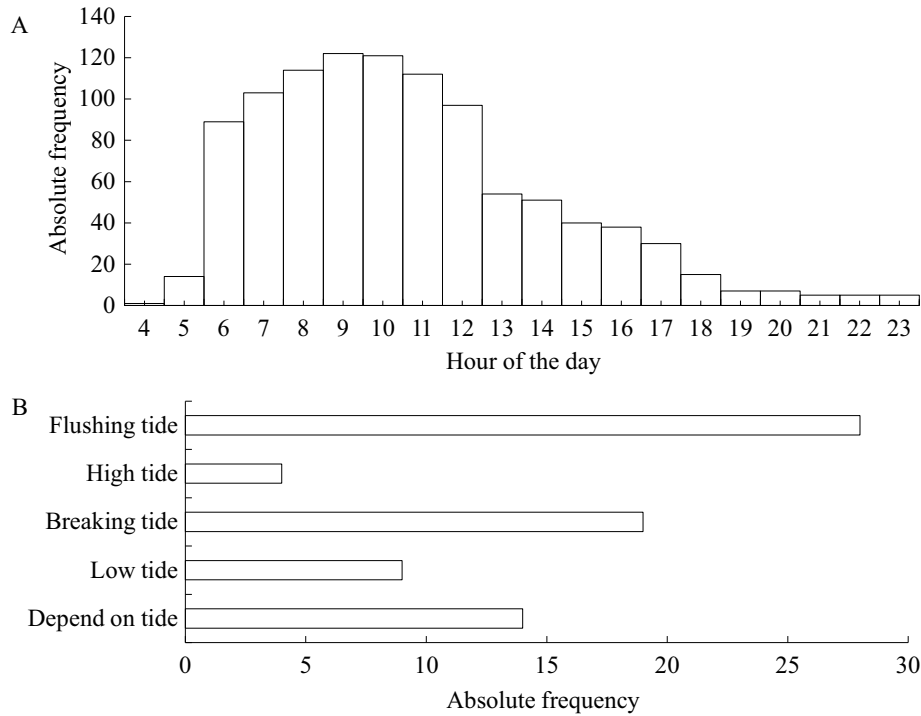


Figure 3. Preferred time of the day to go fishing stated by recreational fishers on-site in Ilhéus, southern Bahia, in 2006-2008. A) By hour. B) By tide.

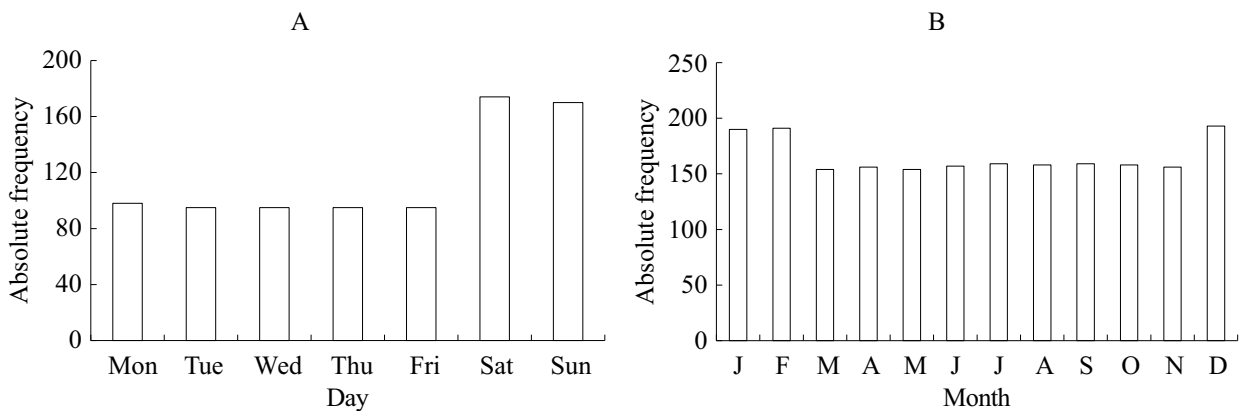


Figure 4. Days of week (A) (Monday to Sunday) and months of the year (B) (January to February) that recreational fishers stated they prefer to go fishing in Ilhéus, southern Bahia, in 2006-2008.

fishers preferred going fishing in southern beaches – SB (57%), followed by northern beaches – NB (25%), and central beaches – CB (18%) (Figure 5). More particularly, the following localities were the most cited: Morro de Pernambuco (CB),

Falafina (NB), Lençóis (SB), and Acuípe (SB) (Figure 5). Two fishers preferred fishing offshore and one in rivers, and eleven of them had no preference. A total of 85% of all fishers consume their catch, 22% donate, and 1% sell it. About 2% of

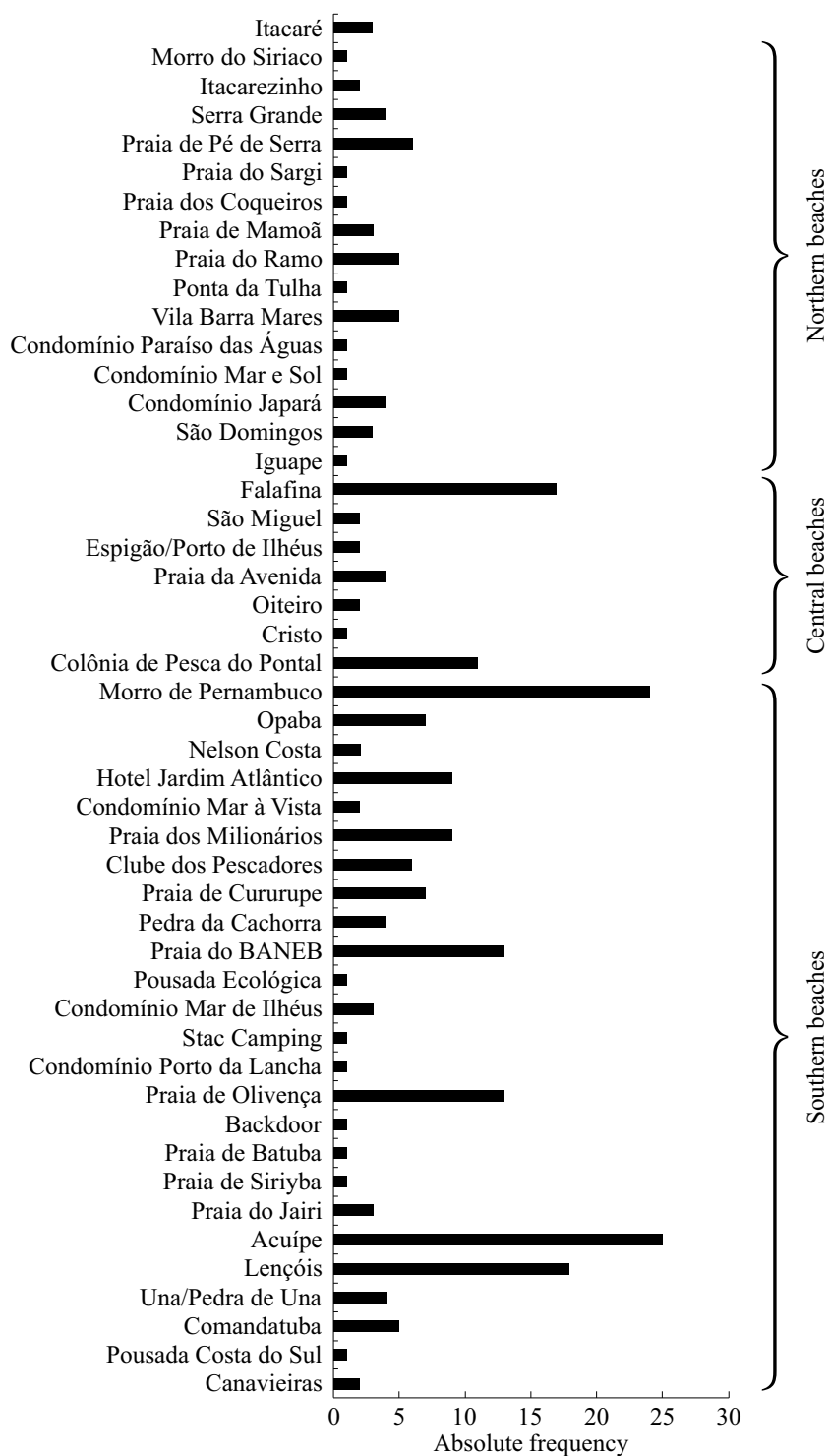


Figure 5. Preferred fishing sites stated by recreational fisheries interviewed on-site in Ilhéus, southern Bahia, in 2006-2008.

them never caught a fish. Finally, 88% of the fishers interviewed released fishes in the following cases: small size (71%), catfish (7%), pufferfish (3%), spawners (1%), and others (4%; including small catfish, ray, snook during the spawning period, large snapper, mullet, mackerel, bonefish, and turtle). Some fishers released fishes in more than one of these cases.

Main problems mentioned by recreational fishers interviewed on-site were shrimp and 'calão' fisheries (shore-based trawl fishery), which lead to decreasing abundance of fishes (Figure 6). The decreasing abundance was also associated to pollution in its diverse forms (on the beach sand, sewage, rivers, etc.) and to predatory fishery in general (no mention about type of predatory fishery). All remaining problems were cited by five or less fishers. It is worth mentioning that global warming was pointed out as one of the problems, as well as decreasing water temperature caused by changes in circulation. These last changes may be associated to the port construction and placement of groins close to the port area, which were

both mentioned as problems as well (Figure 6).

A total of 367 fishes were caught by recreational fishers during this study, corresponding to 87.5 kg. This led to an estimated mean annual catch by shore-based recreational fishers of 1.4 t (estimated on-site). This could be considered an underestimate as it does not consider fishes caught by the same fishers after our interview or by those fishers who may have arrived after our interview was conducted. A total of 23 taxa were reported during the interviews, with the most abundant being *Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758), Ariidae Bleeker, 1858, *Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847), *Trachinotus goodei* Jordan and Evermann, 1896, *Trachinotus* spp. Lacepède, 1801, and *Eucinostomus* spp. Baird and Girard, 1855 (Table 4). Some of the individuals could not be identified at species level as they were returned to the sea or due to lack of laboratory infrastructure on-site. A proportion of 87% of all *P. virginicus* measured were below the maturity size of 22.1 cm estimated by Freire *et al.* (2020). Similar proportion of *M. littoralis* (85%)

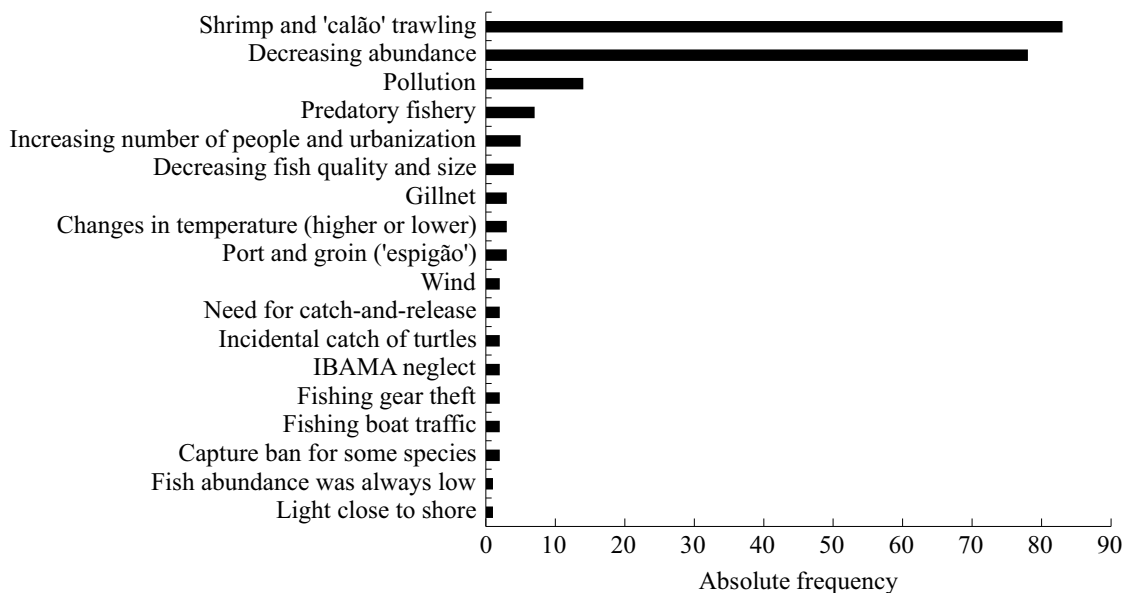


Figure 6. Problems that local recreational fisheries have been facing during the last years according to recreational fishers interviewed on-site in Ilhéus, southern Bahia, in 2006-2008. IBAMA = Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources.

Table 4. Species caught by recreational fishers along the coast of Ilhéus, Bahia, between 2006 and 2008. Species identification based on Freire et al. (2020) or on-site. 'Outros' (others) includes the following species that could not be identified: pampoleta, sargentinho, aracanguira listada ou capiassava, sa-nhoá, carapitanga, corongo, barbudo galha preta, brasileirinha, and peixe ornamental. Total weight refers to all specimens caught. *Disk width.

Common name in Portuguese	Species/higher taxon	N	Released (%)	Consumed/ bait (%)	Total length (cm) mean (min-max)	Weight (kg)
Barbudo	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	110	10.0	0.9	21.4 (10.8-29.0)	10.336
Bagre branco/amarelo/cinza/ alumínio	Ariidae	81	40.7	7.4	21.6 (10.0-52.0)	14.627
Corre costa	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	59	20.3	1.7	24.1 (16.0-33.0)	6.217
Pampo galhudo/aratobaia	<i>Trachinotus goodei</i> Jordan and Evermann, 1896	21	14.3	0.0	16.9 (12.5-27.8)	1.198
Outros	Actinopterygii	13	46.2	0.0	40.7 (11.5-83.0)	3.077
Pampo	<i>Trachinotus</i> spp. Lacepède, 1801	13	0.0	30.8	20.8 (10.7-42.0)	2.151
Carapicu	<i>Eucinostomus</i> spp. Baird and Girard, 1855	10	0.0	60.0	12.8 (10.5-15.0)	0.265
Robalo	<i>Centropomus</i> spp. Lacepède, 1802	9	0.0	0.0	31.8 (17.0-40.0)	4.462
Bagre fidalgo/bagre de fita	<i>Bagre</i> spp. Cloquet, 1816	8	0.0	0.0	34.9 (23.0-49.0)	2.548
Pirambu	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	6	0.0	0.0	20.2 (18.0-27.5)	1.414
Xaréu	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	6	0.0	33.3	64.0 (42.0-82.3)	18.435
Corre costa (similar to)	<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek and Hildebrand, 1925	4	0.0	0.0	16.7 (15.5-19.0)	0.218
Cação	Selachimorpha (Pleuronemata)	4	0.0	0.0	43.9 (42.3-46.8)	1.689
Aracanguira	Carangidae Rafinesque, 1815	3	0.0	0.0	21.6 (16.1-25.6)	0.400
Arraia/arraia verdadeira	Dasyatidae Jordan and Gilbert, 1879	3	0.0	0.0	51.8 (35.0-68.9)*	15.562
Carapicu branco	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	3	0.0	0.0	13.3 (12.5-14.0)	0.078
Sauara	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	3	0.0	0.0	29.6 (23.7-35.0)	1.698
Baiacu	Tetraodontiformes	3	100.0	0.0	—	—
Pampo verdadeiro/ pampo espinha mole	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	3	0.0	0.0	26.9 (19.6-33.5)	0.791
Mero gato	Serranidae Swainson, 1839	2	0.0	0.0	11.4 (9.2-13.5)	0.048
Cabeçudo	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	1	0.0	0.0	17.5	0.067
Moré	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	1	0.0	0.0	15.1	0.050
Sororoca	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette et al., 1978	1	0.0	0.0	68.0	2.223
Total		367	18.3	5.4		

was also below the maturity size of 23 cm estimated by Braun and Fontoura (2004). No information published on maturity size was found for *T. goodei*.

About 18.3% of the 367 fishes registered were released and 5.4% were consumed on-site or were used as bait. Ten to forty per cent of the four most abundant taxa were released and 30-60% of the last two taxa were consumed or used as bait (Table 4). All pufferfishes were released. Total length of fishes ranged from 9.2 (Serranidae Swainson, 1839) to 83.0 cm (unidentified 'corongo', Actinopterygii), with a mean length of 23.5 cm TL.

DISCUSSION

A total of 5.3% of the interviewees were members of fishing clubs, thus a different group was reached in this study than in that carried out by Freire et al. (2020) in the same period. This is a unique opportunity to check for differences and/or communalities between these two studies. Many features are similar, including mean age, predominance of men, fishing habits (main bait used, preferred time and day of the week for fishing), and problem perception (Table 5). However, there is one main difference that leads to important divergences: the proportion of fishers without a fishing license was remarkably high (90%) in this study, which contrasts with the 0% of those interviewed during competitive fishing events in Ilhéus (Table 5). This happens because these events, promoted by the Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL), are officially recognized by the Brazilian Confederation of Fishing and Underwater Sports (CBPDS), and this Confederation requires that each participant presents his/her national recreational fishing license. Some important implications arise from such a low proportion of fishers on-site carrying a fishing license, as it makes evident that the licensing system currently

in place in Brazil does not include many recreational fishers. Thus, any fishing estimates using information obtained merely from questionnaires filled when acquiring this license may be biased despite attempts to correct for the actual number of fishers (see, e.g., Freire and Sumaila 2019).

Additionally, fishers interviewed during competitive events (Freire et al. 2020) stated they used medium sized hooks outside competitive events, similar to those interviewed on-site, but very small hooks during competitive events. This occurs because the pointing system adopted in these events favors the number of specimens caught over individual weight (Freire et al. 2020). Indeed, the maximum weight of fishes caught in competitive events (670 g) was smaller than the mean weight observed on-site (735 g; maximum = 10,000 g), where fishers used exceptionally large hooks (even larger than the samples presented which correspond to those used by commercial fishers).

In competitive events that took place in Ilhéus in 2007-2008, *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) catches were more abundant (Freire et al. 2020). In our study conducted on-site in the same municipality and in the same period, ariids ranked second in number but it was not possible to identify all species caught within this group. Even though *C. spixii* is commonly cited in ichthyofaunal surveys along the Brazilian coast and commercialized in some areas (Fávaro et al. 2005), ariids in general were not appreciated by local recreational fishers for consumption (personal observation), with about 41% of them being releasing. Catfishes are seen as food taboo together with other scaleless fishes (Hanazaki and Begossi 2006). Even though reasons for releasing were not specifically included in the interview, it may be related to the detritivore diet associated to its benthic habitat (Hanazaki and Begossi 2006), as stated by some fishers during the interview. On the other hand, *P. virginicus* was ranked first on-site, being highly appreciated for consumption and hence only 10% of them were released. Ariids

Table 5. Comparison between features of recreational fisheries according to fishers interviewed on-site (this study) and in competitive fishing events (modified from Freire et al. 2020) in Ilhéus, southern Bahia (2006-2008). *Value to the left corresponds to hook size used during competitive events and the one to the right when fishing outside competitive events. **Percentage of fishers who stated the practice of catch-and-release, which differs from the proportion of fishes released during our interviews (18.3%; Table 4).

Feature	On-site	Competitive events
Men (%)	93.4	75.0
Mean age (min-max)	43.7 (10-79)	41.1 (7-70)
Member of fishing clubs (%)	5.3	100
Fishing license (%)	10	100
Most cited hook size	4 (medium)	24 (small)/4 (medium)*
Main bait	Shrimp	Shrimp
Catch-and-release (%)	88**	98
Preferred fishing hour	Morning	Morning
Preferred fishing day	Weekend	Weekend
Preferred fishing month	Summer (Dec-Feb)	None
Preferred fishing site	Morro de Pernambuco, Acuípe	Acuípe
Main problem	Shrimp/‘calão’ trawling	Shrimp/‘calão’ trawling
Main species caught (% in number)	<i>Polydactylus virginicus</i> (30)	<i>Cathorops spixii</i> (33)
Fish mean size (min-max; cm)	23.5 (9.2-83.0)	11.8 (4.6-57.5)
Fish mean weight (min-max; g)	735.0 (11.0-10,000.0)	28.7 (0.9-670.0)
Number of interviewees	227	57

and *P. virginicus* were also among the dominant catches by coastal recreational fishers in Sergipe (Freire et al. 2017) together with *M. littoralis*. To the best of our knowledge, there is no information published for other states in northeastern Brazil on coastal recreational fisheries other than the ones cited here for Sergipe and Bahia.

A high proportion of *M. littoralis* (about 20%) was released by fishers interviewed in Ilhéus in this study. Considering that *P. virginicus* and *M. littoralis* are appreciated for consumption, they were probably released due to small size. Even though these species are listed among the most abundant in the catches sampled on-site, fishers are generalists as 92% had no target species. A total of 22 taxa were reported in this study (among species, family, and order) and one cate-

gory named ‘others’ (including nine species reported by common name but not properly identified). Only five of these species/group of species were also reported for commercial fisheries (CEPENE, 2007): ‘arraia’ (ray), ‘bagre’ (catfish), ‘caçãõ’ (shark), ‘robalo’ (snook), and ‘xaréu’ (jack). This indicates an extra pressure on these same resources. The fact that 15 other species caught by recreational fishers were not individually reported in catch statistics of commercial fisheries does not imply lack of overlapping. Instead, these species may be recorded along with others under the category ‘outros’ (others), revealing difficulties raised by the richness of names in catch statistics again (Freire and Pauly, 2005). Studies on coastal recreational fisheries are still rare in Brazil, but in some of them

the same pattern was observed. In Santos (state of São Paulo), in an inner region of the coast (Deck do pescador), fifteen species were cited as target by local recreational fishers, including *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) and *C. spixii* (Barrella et al. 2016). About 50 km to the south, in the Plataforma Marítima de Pesca Amadora de Mongaguá (state of São Paulo), about 55% of all specimens caught were ariids, even though *Trichiurus lepturus* was the main target (Alves Junior et al. 2020). In sand beaches in southern Paraná, *Menticirrhus* and ariids were the most cited target by local recreational fishers, together with at least eight other species (Henke and Chaves 2017). In Cidreira (northern Rio Grande do Sul), a large number of species was caught, despite the dominance of sciaenids (Lewis et al. 1999). In Cassino Beach (southern Rio Grande do Sul), differently from all these studies cited above, recreational fishers are specialists targeting and catching mainly *Menticirrhus* spp. (Basaglia and Vieira 2005). Even though a high variety of species is caught by coastal recreational fishers in Brazil, catches are usually dominated by *Menticirrhus* and catfishes.

This study represents a further step towards describing the coastal recreational fishery in Ilhéus, providing historical information on the demographics of its recreational fishers, their fishing habits, and their catch rates. Considering that recreational fisheries is a new research field in Brazil, there are very few baseline studies available in the country and the information provided here using data from 12 years ago could be used to observe any changes. Thus, we noticed that, at that time, on-site generalist recreational fishers extracted around 1.4 t annually in Ilhéus. Even though this estimate was low in relation to commercial fisheries for the same period (about 110 t in 2005; CEPENE, 2007), it represents only a partial portrait as nocturnal fisheries were excluded from this analysis - no interview was conducted between 6 pm and 6 am despite declarations of some fishers about fishing during this

period (Figure 3). Similarly, catches from competitive events, offshore activities, or spearfishing were not included. Innovative ways of compiling more complete information are required to better describe recreational fisheries in Ilhéus and Brazil as a whole in the near future. Despite the increasing number of studies on recreational fisheries along the Brazilian coast, we are far from properly covering even the most basic issues at the national level, such as number of recreational fisheries along the entire coast, main species caught, and total catch.

Based on what was presented here, the first question of the section entitled 'resource monitoring and data acquisition', out of the 100 research questions raised by Holder et al. (2020), 'how do we promote angler engagement in the provision of reliable and accurate catch and effort information?', is valid for Brazil if we are to produce catch statistics reflecting total extraction from Brazilian marine waters. Modern tools are available to collect such information in a wider scale and should be better explored and utilized here. If we wait for local studies to be conducted along the entire coast by a reduced number of researchers working on recreational fisheries to be able to accurately describe these Brazilian recreational fisheries, it will take a long time to cover the entire coast and all fishery types. Hence, we should start thinking about mechanisms to better approach this issue, perhaps by using all the technology currently available to collect this information through apps on a national scale, as we have already seen in some isolated initiatives. In doing so, the recreational sector could perform better than the commercial sector in Brazil, for which the collection of detailed catch statistics by species and state was interrupted in 2007 (IBAMA 2007). Estimates of Brazilian marine recreational catches produced by Freire et al. (2020) could then be revisited in light of a wider information base. Finally, recreational fishers should understand the importance of acquiring the fishing license and answer all questions that are part of the license in the best possi-

ble way, as they provide valuable information for establishing control and regulatory mechanisms. Directing funds collected with the sale of these fishing licenses to research, construction of public ramps, educational programs for fishing guides, mechanisms to register catches (landed and released), among others, would encourage recreational fishers to adhere to the licensing system.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank all recreational fishers interviewed during this study, who also allowed us to measure their catch, and Juarez Rodrigues da Silva and Felipe Pinto Nascimento for helping with the interviews. Recreational fishers Fábio Gomes and Rodrigo Melins clarified many issues raised during the elaboration of this manuscript. This study was supported by the National Council for Scientific and Technological Development - CNPq (Edital Universal #478422/2006-7).

REFERENCES

- ALVES JUNIOR UJM, ROTUNDO MM, PETRERE JUNIOR M, BARRELLA W, RAMIRES M. 2020. Recreational fishing on the maritime fishing pier in Mongaguá (Brazil), Southwest Atlantic. *Res Soc Dev.* 9 (9): e937998020.
- BABALI N, KACHER M, BELHABIB D, LOUANCHI F, PAULY D. 2018. Recreational fisheries economics between illusion and reality: the case of Algeria. *PLoS ONE.* 13 (8): e0201602.
- BARRELLA W, CACHOLA N, RAMIRES M, ROTUNDO MM. 2016. Aspectos biológicos e socioeconômicos da pesca esportiva no “deck do pescador” de Santos (SP, Brasil). *Braz J Aquat Sci Technol.* 20 (1): 61-68.
- BASAGLIA TP, VIEIRA JP. 2005. A pesca amadora recreativa de canção na Praia do Cassino, RS: necessidade de informações ecológicas aliadas à espécie alvo. *Braz J Aquat Sci Technol.* 9 (1): 25-29.
- BELHABIB D, CAMPREDON P, LAZAR N, SUMAILA UR, BAYE BC, KANE EA, PAULY D. 2016. Best for pleasure, not for business: evaluating recreational marine fisheries in West Africa using unconventional sources of data. *Palgrave Comm.* 2 (1): 15050.
- BRAUN AS, FONTOURA NF. 2004. Reproductive biology of *Menticirrhus littoralis* in southern Brazil (Actinopterygii: Perciformes: Sciaenidae). *Neotrop Ichthyol.* 2 (1): 31-36.
- CEPENE. 2007. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil - 2005. Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste, Tamandaré, Pernambuco, Brazil. 78 p.
- COLEMAN FC, FIGUEIRA WF, UELAND JS, CROWDER LB. 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science.* 305 (5692): 1958-1960.
- ESPEDIDO JC, PARDUCHO VA, YAP MA, PALOMARES MLD. 2014. The recreational marine sport fisheries catch of the Philippines, 1950-2010. In: PALOMARES MLD, PAULY D, editors. *Philippine marine fisheries catches: a bottom-up reconstruction, 1950 to 2010.* Fish Centre Res Rep. 22 (1): 92-104.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2012. *Recreational fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries.* Nº 13. Rome: FAO. 176 p.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2016. *The state of world fisheries and aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all.* Rome: FAO. 200 p.
- FÁVARO LF, FREHSE FA, OLIVEIRA RN, SCHWARZ JR. R. 2005. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. *Rev Bras Zool.* 22 (4): 1022-1029.

- FREIRE KMF. 2010. Unregulated catches from recreational fisheries off northeastern Brazil. *Atlântica*. 32 (1): 87-93.
- FREIRE KMF, BELHABIB D, ESPEDIDO JC, HOOD L, KLEISNER KM, LAM VWL, MACHADO ML, MENDONÇA JT, MEEUWIG JJ, MORO PS, et al. 2020. Estimating global catches of marine recreational fisheries. *Front Mar Sci*. 7: 12.
- FREIRE KMF, LUZ RMCA, SANTOS ACG, OLIVEIRA CS. 2017. Analysis of the onshore competitive recreational fishery in Sergipe. *B Inst Pesca*. 43 (4): 487-501.
- FREIRE KMF, PINTO NASCIMENTO F, ROCHA GRA. 2020. Shore-based competitive recreational fisheries in southern Bahia, Brazil: a baseline study. *Mar Fish Sci*. 33 (2): 183-203.
- FREIRE KMF, PAULY D. 2005. Richness of common names of Brazilian marine fishes and its effect on catch statistics. *J Ethnobiol*. 25 (2): 279-296.
- FREIRE KMF, SUMAILA UR. 2019. Economic potential of the Brazilian marine recreational fishery. *Bol Inst Pesca*. 45 (1): e412.
- FREIRE KMF, TUBINO RA, MONTEIRO-NETO C, ANDRADE-TUBINO MF, BELRUSS CG, TOMÁS ARG, TUTUI SLS, CASTRO PMG, MARUYAMA LS, CATELLA AC, et al. 2016. Brazilian recreational fisheries: current status, challenges and future direction. *Fish Manage Ecol*. 23: 276-290.
- FROESE R, PAULY D. 2019. FishBase. Version 12/2019. [accessed retrieved 2019 March]. <https://www.fishbase.org>.
- HANAZAKI N, BEGOSSI A. 2006. Catfish and mullets: the food preferences and taboos of caíçaras (southern Atlantic forest coast, Brazil). *Interciencia*. 31 (2): 123-129.
- HENKE JL, CHAVES PTC. 2017. Ictiofauna e pesca amadora no litoral sul do Paraná: estudo de caso sobre capturas e potencial impacto. *Braz J Aquat Sci Technol*. 21 (1): 37-43.
- HOLDER PE, JEANSON AL, LENNOX RJ, BROWNS-COMBE JW, ARLINGHAUS R, DANYLCHUK AJ, BOWER SD, HYDER K, HUNT LM, FENICHEL EP, et al. 2020. Preparing for a changing future in recreational fisheries: 100 research questions for global consideration emerging from a horizon scan. *Rev Fish Biol Fisheries*. 30: 137-151.
- [IBAMA] INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2007. Estatística da Pesca. 2007. Grandes regiões e unidades da federação. Brasília: IBAMA. 113.
- LEWIS DS, BRAUN AS, FERREIRA NF. 1999. Relative seasonal fish abundance caught by recreational fishery on Cidreira Pier, southern Brazil. *J Appl Ichthyol*. 15: 149-151.
- [MPA/MMA] MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA/MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2012. Instrução Normativa Interministerial MPA/MMA N° 09, de 13 de junho de 2012. Estabelece normas gerais para o exercício da pesca amadora em todo o território nacional. Brasília: MPA/MMA
- SCHRAMM JR. HL, HARRISON JC. 2008. Competitive fishing and its role in recreational fisheries management. In: AAS O, editor. *Global challenges in recreational fisheries*. Oxford: Blackwell Publishing. p. 237-267.

ORIGINAL RESEARCH

Characterization of hydrocarbon degrading bacteria at EPEA station, South Atlantic coast

SILVIA R. PERESSUTTI*

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina



ABSTRACT. Hydrocarbon degrading bacteria (HDB) were monitored since 2006 to 2018 at the 'Estación Permanente de Estudios Ambientales' (EPEA), in order to analyze its abundance and the potentiality to metabolize these pollutants. The presence of HDB was detected with counts values ranging between 10^3 and 10^5 UFC ml⁻¹. A slight increase was observed over time, which could be linked to changes in marine temperature reported within the last years. Thirty-six HDB were tested for growth on various hydrocarbons and some of them showed a broad biodegradation profile. Moreover, from phenanthrene (Phe) enrichment cultures, five strains were phylogenetically identified as *Halomonas* sp. E1, E2 and E3; *Rhodococcus* sp. E4 and *Pseudomonas* sp. E5. Complete Phe degradation was demonstrated for E4 and E5 strains, while E1, E2, E3 and E4 strains displayed surfactant production. This study contributed with the first knowledge about the intrinsic hydrocarbon biodegradation potential by bacterial communities at EPEA. Some of the strains exhibited physiological properties that might have ecological significance on environmental alterations as the presence of pollutants. Particularly, *Rhodococcus* sp. E4 could be an alternative for microbial selection in the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. Further studies are needed to evaluate the impact of the climate change on microbial-mediated detoxification processes.

Key words: PAH, bioremediation, biosurfactant.

Caracterización de bacterias degradadoras de hidrocarburos en la estación EPEA, costa del Atlántico Sur



*Correspondence:
silviap_ar@inidep.edu.ar

Received: 29 October 2020
Accepted: 15 December 2020

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

RESUMEN. Las bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH) fueron monitoreadas desde 2006 a 2018 en la Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA), con el fin de analizar su abundancia y la potencialidad de metabolizar estos contaminantes. La presencia de BDH se detectó con valores de recuento que oscilaron entre 10^3 y 10^5 UFC ml⁻¹. Se observó un ligero aumento a lo largo del tiempo, que podría estar relacionado con cambios en la temperatura marina reportados en los últimos años. Se analizaron 36 BDH para determinar su crecimiento en varios hidrocarburos y algunas de ellas mostraron un perfil de biodegradación amplio. Además, a partir de cultivos de enriquecimiento con fenantreno (Phe), se identificaron filogenéticamente cinco cepas como *Halomonas* sp. E1, E2 y E3; *Rhodococcus* sp. E4 y *Pseudomonas* sp. E5. Se demostró una degradación completa de Phe para las cepas E4 y E5, mientras que las cepas E1, E2, E3 y E4 mostraron producción de surfactante. Este estudio contribuyó con el primer conocimiento sobre el potencial intrínseco de biodegradación de los hidrocarburos por las comunidades bacterianas en EPEA. Algunas de las cepas exhibieron propiedades fisiológicas que pueden tener importancia ecológica sobre alteraciones ambientales como la presencia de contaminantes. En particular, *Rhodococcus* sp. E4 podría ser una alternativa para la selección microbiana en la degradación de hidrocarburos poliaromáticos. Se necesitan más estudios para evaluar el impacto del cambio climático en los procesos de desintoxicación mediados por microbios.

Palabras clave: PAH, biorremediación, biosurfactante.

INTRODUCTION

Despite the flow of water masses and the dilution power of marine waters, oil pollution caused by industrial and vessel activities has a significant impact on these systems. It is broadly recognized that hydrocarbons contamination has damaged oceans, seas and coastal zones and represents a continuous threat to the marine environment sustainability (McGenity et al. 2012). Main sources of oil pollution in open oceans and coastal waters occur by accidental spills and deliberate discharge of ballast, wash waters from oil tankers, and bilge waste discharges, producing contamination and severe adverse effects on the ecosystem (Etkin 2010). Normal shipping operations account for over 70% of the hydrocarbons entering the sea from marine transportation (Nievas et al. 2006). According to the International Maritime Organization (IMO), the shipping industry that fulfils more than 90% of trade across the world with the help of around 90,000 marine vessels contributes heavily to global pollution and climate change (Jägerbrand et al. 2019). Likewise, marine environments are especially vulnerable to oil spills because they are poorly contained and difficult to mitigate.

As a result of oil contamination in marine ecosystems, adverse effects have been observed on aquatic organisms at sub-lethal concentrations (McGenity et al. 2012). Hydrocarbons can become dangerous fundamentally in the event that they enter the food chain, since several compounds as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are toxic, mutagenic and carcinogenic (Perele 2010). Hydrocarbons have also a natural potential for bioaccumulation in marine organisms with possible transfer to humans via seafood and are therefore considered as substances of potential human health hazards (Mrozik et al. 2003).

Biodegradation by natural microbial populations is the most basic and reliable mechanism by which thousands of xenobiotic pollutants, e.g.,

hydrocarbons, are removed from the environment (Cappello et al. 2007). Microbial communities not only play a central role in the main biogeochemical cycles but also in the global recycling of pollutants (Falcón et al. 2008). Autochthonous hydrocarbon-degrading microorganisms living in marine systems would be better adapted to restore the hydrocarbon contamination in seawater. In general, bacteria have great adaptability to diverse environmental conditions, fast population growth and metabolic versatility (Deng et al. 2014). Therefore, the understanding of the microbial community and its catabolic activity are essential for the assessment of its biodegradation potential and for the effective remediation of contaminated areas (Muangchinda et al. 2015; Shi et al. 2019). These studies are also important in the context of the climate change. Despite the importance of microbes in the process of global recycling of anthropogenic pollutants, the potential interactions of ocean acidification, UVR, temperature, anthropogenic pollutants, and marine microbial communities have been largely ignored. It has recently been demonstrated that such interactions could alter microbial-mediated detoxification processes (Coelho et al. 2013; Louvado et al. 2018; Cabral et al. 2019).

The permanent coastal station EPEA (Estación Permanente de Estudios Ambientales) is one of the foundation stations of ANTARES, a network of time series stations along South America (www.antares.ws) located in the coastal waters of Argentina, 27 nautical miles south from Mar del Plata harbor. The main objective of EPEA time-series is to understand the annual and inter-annual dynamics of environmental variables and all components of plankton and follow possible long-term changes. This station is affected by the increasing vessel traffic causing oil pollution in the sea.

The aims of this research was to monitor the hydrocarbon degrading bacteria (HDB), isolated from EPEA station since 2006 to 2018, in order to analyze its abundance over time and the potentiality to metabolize these pollutants. Autochthonous bacteria capable of degrading the polyaro-

matic hydrocarbon phenanthrene (Phe) were also selected and identified, characterizing their biodegradation capacity and emulsifying activity. Microorganisms of several genera like *Rhodococcus*, *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Sphingomonas*, *Acinetobacter* and *Mycobacterium* have been previously identified as PAH-degraders, and complete PAH mineralization has been demonstrated for both low- and high-molecular-weight PAHs (Johnsen et al. 2005; Ghosal et al. 2016). In addition, some PAH-degrading bacteria display strategies to improve hydrocarbon accessibility, such as biosurfactant production (Pedetta et al. 2013).

MATERIALS AND METHODS

Study area and sampling

Sampling was performed during 46 research cruises (Table 1) carried out by research vessels (INIDEP) from 2006 to 2018 at the EPEA station, located at 38° 28' S and 57° 41' W in the Atlantic Ocean (Figure 1). Surface water samples were collected with a bucket and transferred to sterile plastic containers and stored at 4 °C. In order to

Table 1. Salinity and temperature values during EPEA research cruises.

Research cruise	Salinity	Temperature (°C)	Month/year	Research cruise	Salinity	Temperature (°C)	Month/year
CC0906	33.602	13.467	10/2006	EH0613	33.765	15.383	12/2013
CC1206	33.548	15.913	11/2006	OB0214	34.260	19.170	03/2014
OB0107	33.661	19.483	01/2007	AH0215		23.177	02/2015
CC0407	33.756	11.259	07/2007	AH0315	33.765	17.430	04/2015
CC0607		12.467	10/2007	AH0515	33.804	10.982	09/2015
OB0108	33.793	11.804	10/2008	AH0216	33.880	17.910	04/2016
OB0408	33.405	14.337	12/2008	AH0516	33.836	10.919	09/2016
OB0109	33.524	20.185	01/2009	AH0716	33.762	12.215	10/2016
CC0109	33.538	20.239	02/2009	EH0117	33.966	21.170	02/2017
OB0409	33.804	20.533	03/2009	AH0217	34.099	17.850	05/2017
OB0609	34.112	18.124	04/2009	AH0317	34.068	16.726	06/2017
CC0809	34.027	13.895	06/2009	AH0417	33.863	11.441	08/2017
CC0909	34.075	12.663	07/2009	AH0617	33.663	12.274	09/2017
CC1109	34.053	10.325	08/2009	AH0817	33.608	15.570	11/2017
CC0110	33.970	10.313	08/2010	EH0118	34.064	19.990	01/2018
CC0510	33.710	11.247	10/2010	VA0318	34.313	19.648	04/2018
CC1010	33.652	19.075	12/2010	AH0218	34.208	17.217	05/2018
CC0311	33.631	21.590	01/2011	AH0318	34.105	14.151	06/2018
OB0611	34.034	13.468	06/2011	AH0418	33.848	11.844	07/2018
OB0212	33.670	11.759	10/2012	VA1218	33.888	10.845	08/2018
OB0413	34.065	12.026	07/2013	AH0518	33.982	10.894	09/2018
CR0113	33.907	10.652	08/2013	VA1318	33.888	13.051	10/2018
OB0513	33.853	9.942	09/2013	AH0718	33.608	15.570	12/2018

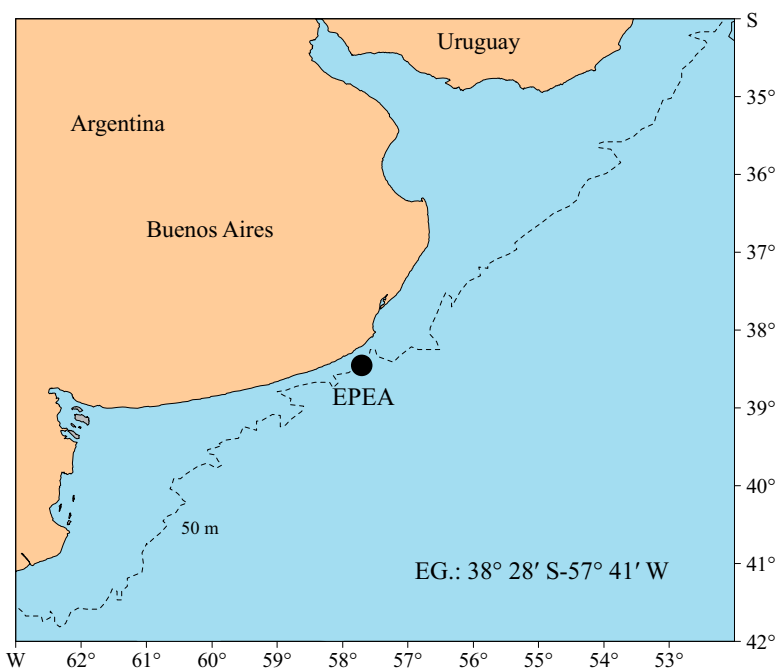


Figure 1. Location of the 'Estación Permanente de Estudios Ambientales' (EPEA).

describe the oceanography of the station, water temperature ($^{\circ}\text{C}$) and salinity were measured with a CTD (Sea-Bird 19-01 CTD, SN 1268) by BaRDO (Base Regional de Datos Oceanográficos) of the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).

Bacterial abundance and isolation of hydrocarbon degrading bacteria (HDB)

To determine bacterial counts and to isolate pure bacterial strains, 3-fold serial dilutions were performed in saline solution (NaCl 9%, p/v). Duplicate aliquots from each dilution were spread onto mineral salts medium (MSM) agar plates (Schlegel et al. 1961), modified by the addition of NaCl 3% (w/v) and 50 ml of diesel oil as the sole carbon and energy source. MSM agar plates with no carbon source were used as negative control. Plates were incubated aerobically at 25°C for 7-14 days, and those yielding 30 to 300 colonies were afterwards directly counted and

expressed as CFU ml^{-1} . Colonies with distinct morphologies were picked and subsequently purified by repetitive streaking onto diesel oil-MSM agar. Pure cultures of final isolates selected were preserved as 10% dimethyl sulfoxide (DMSO) stocks at -80°C .

Hydrocarbon utilization profile of the strains

Thirty-six purified strains selected from the diesel oil-MSM agar plates were tested for growth on various hydrocarbons used as sole carbon source in order to investigate their degradation potential as was reported previously (Peressutti et al. 2003). Suspensions of the strains were inoculated in MSM liquid medium supplemented with technical hydrocarbon mixtures (diesel oil, kerosene and mineral oil) and pure hydrocarbons (n-pentane, n-hexane, n-octane, n-pentadecane, n-hexadecane, dodecane, phenyldecane, cyclohexane, benzene, toluene, naphthalene, anthracene and phenanthrene). Substrates were added at 0.5%

(v/v), except for aromatic hydrocarbons which were used at 0.1% (v/v or p/v) because higher concentrations could be toxic for cellular growth. Flasks were incubated at 25 °C for 14 days and bacterial growth was evaluated by optical density at 600 nm (OD₆₀₀). Control cultures lacking a carbon source were performed for each isolate.

Degradation of PAH and biotic factors associated

Enrichment and isolation of PAH-degrading strains

In order to study PAH-degrading bacteria, enrichment cultures with Phe as the sole carbon and energy source were set up according to Pedetta et al. (2013). Water sub-samples (10 ml) were inoculated into 500-ml flasks containing 100 ml of MSM liquid medium supplemented with Phe (160 mg l⁻¹). Cultures were incubated aerobically on an orbital shaker at 25 °C and 150 rpm for 14 days and bacterial growth was evaluated by optical density at 600 nm (OD₆₀₀). Subsequently, 100 µl aliquots of cultures were spread onto MSM-Phe agarose plates (Bogardt and Hemmingsen 1992), incubated at 25 °C for 7 days and colonies of candidate Phe-degrading strain were picked up and further purified by repetitive streaking on the same fresh agar medium. Pure cultures of final isolates selected were preserved as 10% DMSO stocks at -80 °C.

Molecular identification of the bacterial isolates

Molecular identification was carried out by analyzing 16S rDNA gene sequencing. Genomic DNA from each isolate was extracted according to Wilson (2001), and its quality checked in a 0.8% agarose gel electrophoresis after staining with SyberSafe (Invitrogen, Argentina). PCR amplifications were performed by using the universal primers F27 (5'-AGAGTTTGATCMTGGCT-CAG-3') and R1492 (5'-TACGGYTACCTTGT-TACGACTT-3') (Devereux and Willis 1995). The reaction mixture contained: extracted DNA 1 µl,

GoTaq DNA polymerase (Promega) 5 UI/µl, buffer 5X, BSA 10 mg/ml, dNTPs 2.5 mM, each primer 0.5 µl and sterile double-distilled water was added up to the end volume of 25 µl. The program used for the amplification was: 5 min at 94 °C, 40 cycles of 30 s at 94 °C, 30 s at 58 °C, and 30 s at 72 °C; and a final elongation of 15 min at 72 °C (Olivera et al. 2005), in a thermocycler (Life Express, TC-96/T/H.a). PCR products were electrophoresed on 1.5% (w/v) agarose gels containing SyberSafe and visualized with UV in GelDoc EQ (Bio-Rad, Hercules, CA, USA). DNA fragments of expected size (1.3 kbp) were eluted, purified, and sequenced commercially at INTA Castelar (Argentina) by using the primers F63 (5'-CAGGCCTAACACATGCAAGTC-3') and F530 (5'-GTGCCAGCMGCCGCGG-3'). The resulting sequences of the amplified fragments were compared against sequences contained within Public Database (NCBI/BLAST). Then, sequences were analyzed phylogenetically with the MEGA 5.2 program (Tamura et al. 2011). Phylogenetic trees were constructed through the neighbor-joining (NJ) algorithm from a distance matrix calculated following Tamura-Nei model plus discrete Gamma distribution. Stability among the clades was assessed with the 1,000-replication bootstrap analysis. 16S rRNA sequences were deposited at the GenBank database under accession numbers MW160443 to MW160447.

Phenanthrene degradation

Biodegradation assays were conducted inoculating an exponential phase culture of each bacterial strain in 50 ml of MSM-Phe liquid medium, and a non-inoculated flask was used as abiotic control. Cultures were incubated aerobically on an orbital shaker at 28 °C and 150 rpm for 12 days. To measure residual Phe concentrations, 3-ml aliquots were withdrawn from the cultures each 48 h and subsequently extracted with 6 ml of acetonitrile. Tubes were incubated on an orbital shaker for 1 h at 25 °C and 150 rpm. After that, extracts of each culture were centrifuged (2500 g,

10 min) and supernatants analyzed by reverse-phase HPLC according to NIOSH (1998), at CNEA (Buenos Aires). Chromatographic measurements were carried out with an ACCELA 600 HPLC instrument (Thermo Scientific, USA), consisting of a quaternary pump, an autosampler and a photodiode-array detector. Column oven temperature was set at 50 °C and quantification wavelength was 254 nm. Separation was performed using a 3 µm particle C-18 column of 250 × 4.6 mm (Inertsil ODS-3; GL Science, Japan). Isocratic elution with 80% acetonitrile/20% water was performed at a flow rate of 0.9 ml min⁻¹.

Biosurfactant production

Two distinct methods were used for the screening of the biosurfactant production by isolates: (i) the drop collapse test and (ii) the emulsification assay. The drop collapse test was performed according to Jain et al. (1991) by adding 1 µl of methylene blue [0.1% (w/v)] to 20 µl of cell-free medium from saturated cultures grown in MSM-Phe. The resulting mixture was spotted onto a piece of Parafilm sheet (Pechiney Plastic Packaging, USA), and after 5 min of incubation the shape of the drop on the surface of the oil was observed. If the drop collapsed, the presence of surfactant (positive result) was indicated; if it remained beaded, absence of surfactant (negative response) was implied. Methylene blue was added for visualization purposes without influencing in droplet collapse activity. Fresh MSM-Phe medium containing either no addition or 1% sodium dodecyl sulphate was used as negative and positive controls, respectively.

The emulsification index (E_{24}) of the culture supernatant was determined by adding 2 ml of hexadecane to the same amount of aqueous supernatant. The mixture was vigorously mixed (vortex) for 2 min and kept in an incubator at 25 °C for 24 h prior to measurement. The emulsification activity was calculated as a percentage of the height of the emulsified layer divided by the total height of the liquid column (Iyer et al. 2006).

RESULTS AND DISCUSSION

Biodegradation mediated by indigenous microbial communities is the ultimate fate of the majority of oil hydrocarbon that enters the marine environment, where hydrocarbon-degrading microorganisms are ubiquitous. However, rates of biodegradation depend on abundance and metabolic ability of HDB, chemical structure of the pollutant and environmental conditions (Ron and Rosenberg 2014). Despite the EPEA station is not affected by industrial activities, the increasing maritime traffic shows the importance of monitoring HDB abundance and their degradation capability in order to predict the natural decontamination potential in this area.

Hydrocarbon degrading bacterial abundance

This study showed the presence of HDB at EPEA station with abundance values ranging between 10³ and 10⁵ UFC ml⁻¹ (Figure 2). Salinity values fluctuated from 33.6 to 34.2 (Table 1) and this variation did not seem to influence on bacterial counts. Higher counts were associated, in general, to warmer months (summer) (Table 1) confirming that elevated temperatures enhanced HDB growth as reported previously (Scheibner et al. 2018). In addition, it is remarkable the slight increase of HDB counts observed over time, which could be linked to the changes in marine temperature reported within the last years (Silvestri and Berman, 2018). These authors described, through mathematical simulation models, the significant temperature changes in Southwestern Atlantic Ocean during the past years and predicted the accelerated global warming for the next decades in this area.

Rising temperatures directly and indirectly impact pelagic microorganisms and aquatic food webs leading to changes in the structure and functioning of marine ecosystems. In this sense,

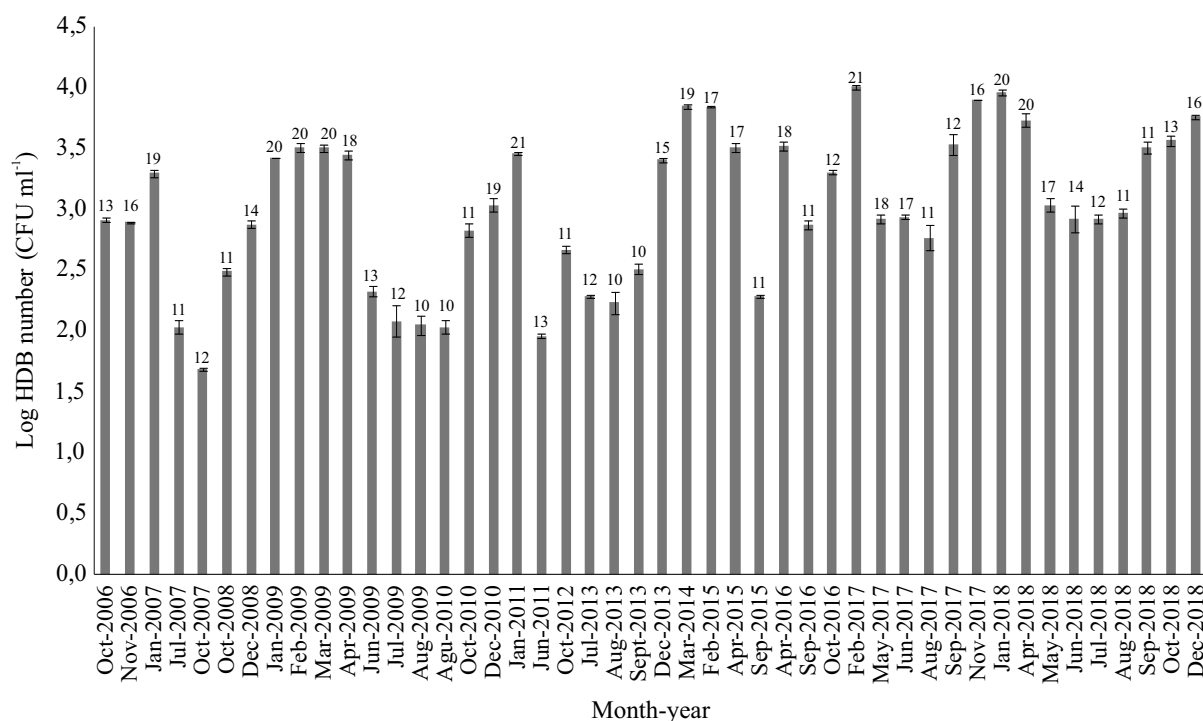


Figure 2. Abundance of hydrocarbon degrading bacteria –HDB (in duplicate) during EPEA research cruises, since 2006 to 2018. Temperature values (°C) are indicated over the bars. Values are means \pm standard deviations for two replicates.

warming-induced increases in bacterial activities (abundance, production and respiration) result in higher processing of organic matter affecting carbon flow into the microbial food web (Scheibner et al. 2018). Even more, changes in oceanic temperature along with pH and UVR could disrupt key microbial-mediated services in marine ecosystems, like bacterial pollutant detoxification processes (Coelho et al. 2016). Therefore, the study of microbial communities is crucial to understand the consequences of these continuing global and local anthropogenic distresses on health and function of marine ecosystems.

Finally, samples corresponding to AH0617, AH0518 and VA1318 research cruises showed water temperatures quite low (between 11 and 13 °C) associated to high HDB counts, suggesting that other factor/s could also be impacting on the HDB counts besides water temperature.

Carbon-source utilization

Most of the strains were able to grow on technical hydrocarbon mixtures derived from oil distillation as kerosene, gasoil and mineral oil (Table 2). These substances are usually released from vessels either by accidental spills or deliberate discharge (Nievas et al. 2005). On the other hand, alkanes are major crude oil components and despite their low water solubility various microorganisms have the ability to utilize them as substrate using different uptake strategies followed by specific metabolic pathways (Guibert et al. 2016). In general, the analyzed isolates were able to grow on alkanes assayed as sole carbon source, especially medium chain n-alkanes (C12-C16) but only one strain used cyclohexane.

Polyaromatic hydrocarbons are resistant to biodegradation because of their chemical stability, low water solubility and high recalcitrance

Table 2. Utilization of hydrocarbons as carbon substrate.

Hydrocarbon	Strain																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Kersosene	-	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Diesel oil	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mineral oil	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
n-Pentane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n-Hexane	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
n-Octane	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-
n-Pentadecane	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
n-Hexadecane	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
n-Dodecane	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+
Phenyldecane	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
Cyclohexane	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzene	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Toluene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Naphtalene	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Anthracene	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-
Phenantrene	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Kersosene	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-
Diesel oil	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mineral oil	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-
n-Pentane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n-Hexane	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
n-Octane	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-
n-Pentadecane	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+
n-Hexadecane	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
n-Dodecane	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-
Phenyldecane	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Cyclohexane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Toluene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Naphtalene	-	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-	+
Anthracene	-	-	+	-	-	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
Phenantrene	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-

properties (Isaac et al. 2016). Some of the strains in this work were found to metabolize naphthalene anthracene and phenanthrene. These compounds are among the 16 PAHs priority pollutants according to the US Environmental Protection Agency (EPA), and are considered some of the most noxious compounds in the water-soluble fraction of oil (Abo-State et al. 2018). Finally, a few isolates (strains 6, 13, 25 and 26) showed a broad biodegradation profile using most of the 16 HC assayed. The carbon-source utilization experiment conveys some useful information showing the potential of the selected strains for marine decontamination, and even some of them could be considered as possible candidates for biotechnological approaches.

Isolation and characterization of phenanthrene degrading bacteria

PAHs are among the most persistent organic pollutants in the environment, and during the last years there has been increasing concern about contamination of these compounds in marine systems owing to their detrimental biological effects, toxicity and carcinogenicity (Haritash and Kaushik 2009). Although it is well known that bacterial degradation plays an important role in PAHs removal from marine environments (Dong et al. 2015; Sakshi Sing and Haritash 2020), nowadays most studies have reported on PAH-degrading bacteria isolated from PAH-contaminated soil or sediments (Haritash and Kaushik 2009; Dell'Anno et al. 2020), and little is known about bacteria isolated from sea or brackish waters (Izzo et al. 2019; Govarthan et al. 2020).

During the present study five strains named E1 to E5 were selected from enrichment cultures with phenanthrene as sole carbon source (data not shown). Phe is often used as a model substrate in studies on the environmental degradation of PAHs since its structure is found in carcinogenic compounds as benzo[a]pyrene (Gran-Scheuch et al. 2017).

Identification of bacterial isolates and phylogenetic analysis

Sequence analysis of the 16S rRNA gene of the isolates E1, E2 and E3 allowed to determine their relationship to the genus *Halomonas* (Figure 3). E1 strain was closely related to *Halomonas* sp. XJ10 (99.19 %) and also with *Salinicola* sp. ATA 24 (99.35%). Similarly, E2 strain was associated to *Halomonas* sp. CR-55 (99.26%) and *H. meridiana* RT31 (99,14%), while E3 strain was related to *H. nanhaiensis* MTA-40-2-2 and *H. sulfidaeris* M-143 with a similarity value of 99.87%. *Halomonas* are slight to moderately halophilic and oligotrophic organisms that are ubiquitous to marine and hypersaline environments, and grow under different environmental conditions. Although among halophilic bacteria, *Halomonas* sp. has been shown to utilize a wide range of readily available substrates as energy sources for its fast growth (Ali et al. 2016) and is multi-metal resistant (Govarthan et al. 2017), to our knowledge there are few studies on PAH degrading *Halomonas* isolated from marine waters (Gasperotti et al. 2015; Corti Monzón et al. 2018; Izzo et al. 2019; Govarthan et al. 2020). It is worth noting that *H. meridiana* and *H. sulfidaeris* strains retrieved from deep sea sediments were also previously reported as PAH degraders (Cui et al. 2008; Yuan et al. 2015).

On the other hand, strain E4 showed closest association with *Rhodococcus* sp. Voy40th18-6 and *R. erythropolis* MC15 (97.78%). Bacteria belonging to *Rhodococcus* sp. have been characterized by their enormous metabolic versatility and by the concomitant metabolic bioconversion reactions of structurally diverse HC in marine systems (Brzeszcz and Kaszycki 2018). Likewise, *R. erythropolis* and other *Rhodococcus* members are able to degrade PAHs through different catabolic pathways (Seo et al. 2009).

Finally, strain E5 belongs to the genus *Pseudomonas* since its 16S rDNA sequence was closely related to those of *Pseudomonas rhodesiae* 15D2 (98.20%) and *Pseudomonas* sp. S14

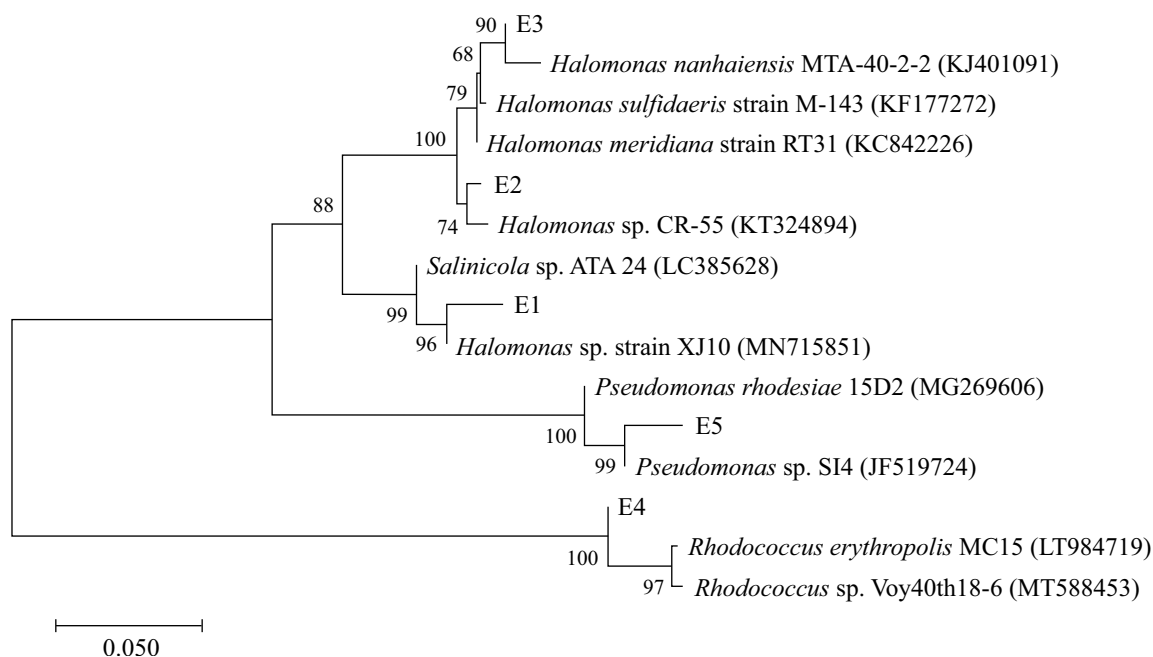


Figure 3. NJ phylogenetic tree based on an approximately 1,300 bp segment of the 16S rRNA gene sequence of PAHs degrading strains from this work and related sequences. GenBank accession numbers are given in parentheses. Only bootstrap values higher than 50% out of 1,000 replications are shown. Bar represents 0.05 nucleotide substitutions per site.

(98.20%). *Pseudomonas* sp. is one of the most studied genus and has been reported as a degrader of a wide range of organic pollutants including PAHs and other recalcitrant xenobiotics (Mulet et al. 2011). PAH degraders from coastal marine environments have been also described as bacteria associated to this genus (Isaac et al. 2016). Particularly, *P. rhodesiae* has shown ability to grow rapidly in PAHs (Kahng et al. 2002).

Phenanthrene biodegradation

The ability to estimate PAH degradation rates is essential for predicting environmental fate and for designing remediation efforts (Mallick and Dutta 2008). Biodegradation of phenanthrene used as the sole carbon and energy source was analyzed by HPLC for five isolates at an initial concentration of 160 mg l⁻¹ (Figure 4). A continuous degradation curve from the initiation of the assay was observed for *Halomonas* sp. strains E1, E2 and E3, reaching a substrate disappear-

ance between 37 to 45%. Phenanthrene concentration decreased more rapidly in the first four days for strain E1 and in the first six days for strains E2 and E3 than in later days, remaining steady after ten days of incubation. This might be attributed to the higher concentration of substrate at the beginning and the inhibited degradation of phenanthrene to some extent by metabolites later.

For *Rhodococcus* sp. strain E4 and *Pseudomonas* sp. strain E5, instead, a fast drop in Phe concentration was detected during the first 48 h, continuing with a slower decrease as the experiment progressed. The initial drop could be due to an active cellular assimilation or adsorption to the cell wall as was observed by Tian et al. (2002), who proposed that real degradation would occur, at least partially, after the early assimilation or adsorption and it should be considered during the discussion of degradation kinetics. This highly insoluble hydrocarbon was completely used by

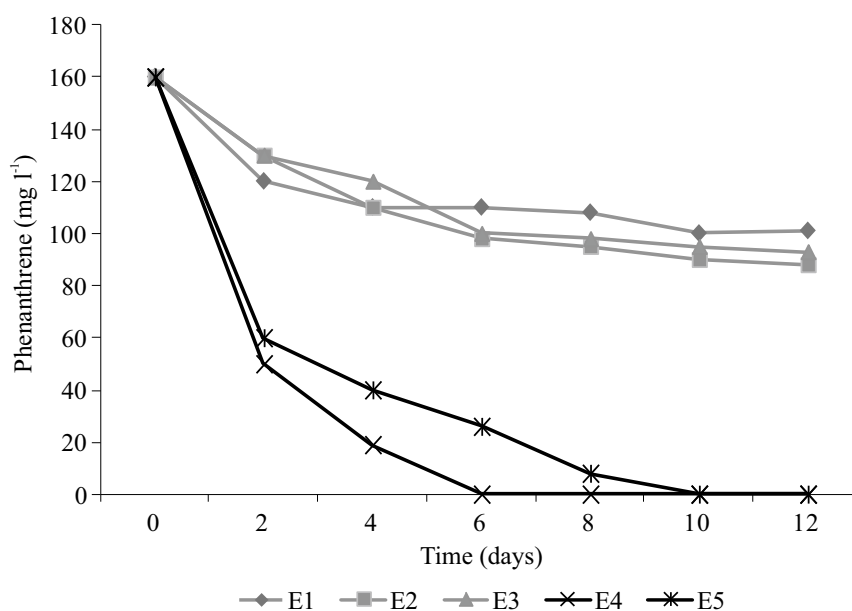


Figure 4. Degradation of phenanthrene by isolated strains.

strains E4 and E5 after 6 and 10 incubation days, respectively. By contrast, the biodegradation level of most bacteria reported in the literature was found to be below 50%, even after 10-day incubation (Song et al. 2011; Thavamani et al. 2012). Degradation rates were as follow: strains E1, E2 and E3: 4.92, 6.0 and 5.58 mg l⁻¹ day⁻¹, respectively; whereas strains E4 and E5: 26.66 and 16.0 mg l⁻¹ day⁻¹, respectively. These values were concomitant with OD measurements from the strain cultures (data not shown). Unlike other studies (Yuan et al. 2000) the addition of simpler carbons sources, as glucose, was not necessary to enhance PAH biodegradation rates.

Finally, degradations by *Rhodococcus* sp. and *Pseudomonas* sp. strains were around 2-3 times higher compared to *Halomonas* sp., indicating that potentials inherent in a genus and its species are also crucial considerations in the biodegradation of these aromatic compounds. Nevertheless, exhaustive information on the biodegradation of PAHs in seawaters by halophilic/halotolerant bacteria is still an emerging field in its initial stage of exploration (Ghosal et al. 2016).

Biosurfactant production assays

Many PAH-degrading bacteria have developed different strategies to overcome the low aqueous solubility of hydrocarbons (HC). One of the main HC accession processes is the production of surface-active agents (Olivera et al. 2009). Biosurfactants are amphipathic molecules secreted to the environment, which enhance solubilization and elimination of contaminants. Their action mechanism lies in the accumulation of immiscible compound at the interface, diminishing the surface tension and thus increasing their surface area; this allows a higher bioavailability that facilitates the degradation of diverse pollutants as aromatics (Batista et al. 2006). Microorganisms able to increase the degradation of hydrophobic compounds by releasing biosurfactants usually belong to the Genera *Pseudomonas*, *Halomonas*, *Bacillus*, *Rhodococcus* and *Stenotrophomonas* (Tripathi et al. 2020). In this study, biosurfactant production was determined by droplet collapsing test and hexadecane emulsification abilities of cell-free culture media. Supernatant from cultures of the five analyzed strains indicated the presence

Table 3. Emulsifying activities from isolates.

Strains	Emulsifying indexes (E ₂₄)	Drop collapsing
<i>Halomonas</i> sp. E1	50	+
<i>Halomonas</i> sp. E2	38	+
<i>Halomonas</i> sp. E3	42	+
<i>Rhodococcus</i> sp. E4	48	+
<i>Pseudomonas</i> sp. E5	15	-

of surface-active compounds in both assays (Table 3), showing relatively high emulsifying indexes and positive drop collapsing activity in strains E1, E2, E3 and E4. The significant biosurfactant activity observed in *Halomonas* and *Rhodococcus* strains suggested somehow that the surfactant secreted to the medium would be involved in Phe degradation.

Various *Halomonas* species have been reported to produce abundant quantities of surface-active agents, as exopolymeric substances (EPS), which may provide a tool to scavenge hardly soluble, hydrophobic substrates, that cells could then utilize for growth in marine environments (Gutierrez et al. 2020). In addition, previous reports showed that several members of *Rhodococcus* produce biosurfactants, and even some species as *R. eritropolis* are regarded as natural reservoirs of new biosurfactants (Peng et al. 2007).

CONCLUSIONS

In this study, knowledge about the intrinsic HC biodegradation potential by native microbial communities around the EPEA station (Atlantic Coast) was first revealed. An increasing bacterial abundance associated with temperature over time was detected, indicating that further studies are needed to evaluate how climate change, anthropogenic

pollution, and microbiological interactions may affect marine ecosystems in the future. In addition, some HDB isolated during this research were able to utilize technical hydrocarbon mixtures, alkanes, cycloalkanes and/or polyaromatic hydrocarbons (PAHs) as substrate, showing their potential for marine decontamination.

Finally, the five Phe-degrading bacteria selected and characterized in this study exhibited physiological properties that might have ecological significance on environmental alterations as the presence of pollutants. It is worth noting that *Rhodococcus* sp. strain E4 showed an outstanding PHA degrading capacity and significant biosurfactant activity. This strain could be exploited for biotechnological applications, as the development of cost-effective and eco-friendly technologies for the removal of PAHs in diverse marine environments.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). The author thanks the valuable collaboration of Constanza Hozbor who collected the samples during the research cruises, and also gratefully acknowledge the contribution of Graciela Molinari for providing oceanographic data. INIDEP contribution no 2233.

REFERENCES

- ABO-STATE MAM, EL-DARS FM, ABDIN BA. 2018. Isolation and identification of pyrene degrading bacteria and its pathway from Suez Oil Processing Company, Suez, Egypt. *J Eco Heal Env.* 6: 63-76.
- ALI I, PRASONGSUK S, AKBAR A, ASLAM M, LOTRAKUL P, PUNNAPAYAK H, RAKSHIT SK.

2016. Hypersaline habitats and halophilic microorganisms. *Maejo Int J Sci Technol.* 10: 330-345.
- BATISTA SB, MOUNTEER AH, AMORIM FR, TOTOLA MR. 2006. Isolation and characterization of biosurfactant/bioemulsifier-producing bacteria from petroleum contaminated sites. *Bioreour Technol.* 97: 868-875.
- BOGARDT AH, HEMMINGSEN BB. 1992. Enumeration of phenanthrene-degrading bacteria by an overlayer technique and its use in evaluation of petroleum-contaminated sites. *Appl Environ Microbiol.* 58: 2579-2582.
- BRZESZCZ J, KASZYCKI P. 2018. Aerobic bacteria degrading both n-alkanes and aromatic hydrocarbons: an undervalued strategy for metabolic diversity and flexibility. *Biodegradation.* 29: 359-407.
- CABRAL H, FONSECA V, SOUSA T, COSTA LEAL M. 2019. Synergistic effects of climate change and marine pollution: an overlooked interaction in coastal and estuarine areas. *Int J Environ Res.* 16: 2737.
- CAPPELLO S, CARUSO G, ZAMPINO D, MONTICELLI LS, MAIMONE G, DENARO R, TRIPODO B, TROUSSELLIER M, YAKIMOV MM, GIULIANO L. 2007. Microbial community dynamics during assays of harbour oil spill bioremediation: a microscale simulation study. *J Appl Microbiol.* 102: 184-194.
- COELHO FJ, CLEARY DFR, COSTA R, FERREIRA M, POLONIA ARM, SILVA AMS, SIMOES MMQ, OLIVEIRA V, GOMES NCM. 2016. Multitaxon activity profiling reveals differential microbial response to reduced seawater pH and oil pollution. *Mol Ecol.* 25: 4645-4659.
- COELHO FJ, SANTOS AL, COIMBRA J, ALMEIDA A, CUNHA A, CLEARY DFR, CALADO R, GOMES NCM. 2013. Interactive effects of global climate change and pollution on marine microbes: the way ahead. *Ecol Evol.* 3: 1808-1818.
- CORTI MONZÓN G, NISENBAUM M, HERRERA SEITZ MK, MURIALDO SE. 2018. New findings on aromatic compounds' degradation and their metabolic pathways, the biosurfactant production and motility of the halophilic bacterium *Halomonas* sp. KHS3. *Curr. Microbiol.* 75: 1108-1118.
- CUI Z, LAI Q, DONG CH, SHAO Z. 2008. Biodiversity of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from deep sea sediments of the Middle Atlantic Ridge. *Environ Microbiol.* 10: 2138-2149.
- DELL'ANNO F, BRUNET C, VAN ZYL LJ, TRINDADE M, GOLYSHIN PN, DELL'ANNO A, IANORA A, SANSONE C. 2020. Degradation of hydrocarbons and heavy metal reduction by marine bacteria in highly contaminated sediments. *Microorganisms.* 8: 1402.
- DENG MC, LI J, LIANG FR, YI M, XU XM, YUAN JP, PENG J, WU CF, WANG JH. 2014. Isolation and characterization of a novel hydrocarbon-degrading bacterium *Achromobacter* sp. HZ01 from the crude oil-contaminated seawater at the Daya Bay, Southern China. *Mar Pollut Bull.* 83: 79-86.
- DEVEREUX R, WILLIS S. 1995. Amplification of ribosomal RNA sequences. In: AKKERMANS ADL, VAN ELSAS JD, DE BRUIJN FJ, editors. *Molecular microbial ecology manual.* Vol. 3.3.1. London: Kluwer Academic Publishers. p. 1-11.
- DONG C, BAI X, SHENG H, JIAO L, ZHOU H, SHAO Z. 2015. Distribution of PAHs and the PAH-degrading bacteria in the deep-sea sediments of the high-latitude Arctic Ocean. *Biogeosciences.* 12: 2163-2177.
- ETKIN DS. 2010. Worldwide analysis of in-port vessel operational lubricant discharges and leakages. *Proceedings of 33rd AMOP Tech Semin Environ Contam Response.* 1: 529-553.
- FALCÓN LI, NOGUEZ AM, ESPINOSA-ASUAR L, EGUIARTE LE, SOUZA V. 2008. Evidence of biogeography in surface ocean bacterioplankton assemblages. *Mar Genom.* 1: 55-61.
- GASPEROTTI AF, STUDDERT CA, REVALE S, HERRERA SEITZ MK. 2015. Draft genome sequence

- of *Halomonas* sp. KHS3, a polyaromatic hydrocarbon-chemotactic strain. *Genome Announc.* 3 (2): e00020-15.
- GHOSAL D, GHOSH S, DUTTA TK, AHN Y. 2016. Current state of knowledge in microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Front Microbiol.* 7: 1369.
- GOVARTHANAN M, ASHRAF YZ, KAMALA-KANNAN S, SRINIVASAN P, SELVANKUMAR T, SELVAM K, KIM W. 2020. Significance of allochthonous brackish water *Halomonas* sp. on biodegradation of low and high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere.* 243.
- GOVARTHANAN M, MYTHILI R, SELVANKUMAR T, KAMALA-KANNAN S, CHOI D, CHANG YC. 2017. Isolation and characterization of a biosurfactant-producing heavy metal resistant *Rahnella* sp. RM isolated from chromium-contaminated soil. *Biotechnol Bioproc.* 22: 186-194.
- GRAN-SCHEUCH A, FUENTES E, BRAVO DM, JIMÉNEZ JC, PÉREZ-DONOSO JM. 2017. Isolation and characterization of phenanthrene degrading bacteria from diesel fuel-contaminated Antarctic soils. *Front Microbiol.* 8: 1634.
- GUIBERT LM, LOVISO CL, BORGLIA S, JANSSON JK, DIONISI HM, LOZADA M. 2016. Diverse bacterial groups contribute to the alkane degradation potential of chronically polluted Subantarctic coastal sediments. *Microb Ecol.* 71: 101-112.
- GUTIERREZ T, MORRIS G, ELLIS D, MULLOY B, AITKEN MD. 2020. Production and characterization of a marine *Halomonas* surface-active exopolymer. *Appl Environ Microbiol.* 104: 1063-1076.
- HARITASH AK, KAUSHIK CP. 2009. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *J Hazard Mater.* 169: 1-15.
- ISAAC P, BOURGUIGNON N, MAIZEL D, FERRERO MA. 2016. Indigenous PAH degrading bacteria in oil-polluted marine sediments from Patagonia: diversity and biotechnological properties. In: OLIVERA N, LIBKIND D, DONATI E, editors. *Biology and biotechnology of Patagonian microorganisms.* Cham: Springer. p. 31-42.
- IYER A, MODY K, JHA B. 2006. Emulsifying properties of a marine bacterial exopolysaccharide. *Enzyme Microb Technol.* 38: 220-222.
- IZZO SA, QUINTANA S, ESPINOSA M, BABAY PA, PERESSUTTI SR. 2019. First characterization of PAH degrading bacteria from Río de la Plata and high resolution melting: an encouraging step towards bioremediation. *Environ Technol.* 40: 1250-1261.
- JÄGERBRAND A, BRUTEMARK A, SVEDÉN JB. 2019. A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Sci Total Environ.* 695: 133637.
- JAIN DK, COLLINS-THOMPSON DL, LEE H, TREVORS JT. 1991. A drop-collapsing test for screening surfactant-producing microorganisms. *J Microbiol Methods.* 13: 271-279.
- JOHNSEN AR, WICK LY, HARMS H. 2005. Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environ Pollut.* 133: 71-84.
- KAHNG HY, NAM K, KUKOR J, YOON BJ, LEE DH, OH DC, KAM SK, OH KH. 2002. PAH utilization by *Pseudomonas rhodesiae* KK1 isolated from a former manufactured-gas plant site. *Appl Microbiol Biotechnol.* 60: 475-480.
- LOUVADO A, COELHO FJRC, GOMES H, CLEARY DFR, CUNHA A, GOMES NCM. 2018. Independent and interactive effects of reduced seawater pH and oil contamination on subsurface sediment bacterial communities. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25: 32756-32766.
- MALLICK S, DUTTA TK. 2008. Kinetics of phenanthrene degradation by *Staphylococcus* sp. strain PN/Y involving 2-hydroxy-1-naphthoic acid in a novel metabolic pathway. *Process Biochem.* 43: 1004-1008.
- MCGENITY TJ, FOLWELL BD, MCKEW BA, SANI GO. 2012. Marine crude-oil biodegradation: a

- central role for interspecies interactions. *Aquat Biosyst.* 8: 10.
- MROZIK A, PIOTROWSKA-SEGET Z, LABUZEK S. 2003. Bacterial degradation and bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Pol J Environ Stud.* 12: 15-25.
- MUANGCHINDA C, CHAVANICH S, VIYAKARN V, WATANABE K, IMURA S, VANGNAI AS, PINYAKONG O. 2015. Abundance and diversity of functional genes involved in the degradation of aromatic hydrocarbons in Antarctic soils and sediments around Syowa Station. *Environ Sci Pollut Res.* 22: 4725-4735.
- MULET M, DAVID Z, NOGALES B, BOSCH R, LALUCAT J, GARCÍA-VALDÉS E. 2011. *Pseudomonas* diversity in crude-oil-contaminated intertidal sand samples obtained after the Prestige oil spill. *Appl Environ Microbiol.* 77: 1076-1085.
- NIEVAS ML, COMMENDATORE MG, ESTEVES JL, BUCALÁ V. 2005. Effect of pH modification on bilge waste biodegradation by a native microbial community. *Int Biodeterior Biodegrad.* 56: 151-157.
- NIEVAS ML, COMMENDATORE MG, OLIVERA NL, ESTEVES JL, BUCALÁ V. 2006. Biodegradation of bilge waste from Patagonia with an indigenous microbial community. *Bioresour Technol.* 97: 2280-2290.
- NIOSH. 1998. Polynuclear aromatic hydrocarbons by HPLC, method 5506. manual of analytical methods (NMAM). 4th ed. Issue 3, Washington: National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). p. 1-9.
- OLIVERA NL, NIEVAS ML, LOZADA M, DEL PRADO G, DIONISI HM, SENERIZ F. 2009. Isolation and characterization of biosurfactant-producing *Alcanivorax* strains: hydrocarbon accession strategies and alkane hydroxylase gene analysis. *Res Microbiol.* 160: 19-26.
- OLIVERA N, SENERIZ F, BRECCIA JD. 2005. *Bacillus patagoniensis* sp. nov., isolated from the rhizosphere of *Atriplex lampa* in Patagonia, Argentina. *Int J Syst Evol Microbiol.* 55: 443-447.
- PEDETTA A, POUYTE K, HERRERA SEITZ MK, BABAY PA, ESPINOSA M, COSTAGLIOLA M, STUDDERT CA, PERESSUTTI SR. 2013. Phenanthrene degradation and strategies to improve its bioavailability to microorganisms isolated from brackish sediments. *Int Biodeter Biodegrad.* 84: 161-167.
- PENG F, LIU Z, WANG L, SHAO Z. 2007. An oil-degrading bacterium: *Rhodococcus erythropolis* strain 3C-9 and its biosurfactants. *J Appl Microbiol.* 102: 1603-1611.
- PERELO LW. 2010. Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *J Hazard Mater.* 177: 81-89.
- PERESSUTTI SR, ALVAREZ HM, PUCCI OH. 2003. Dynamics of Hydrocarbon-Degrading Bacteriogenesis of an Experimental Oil Pollution in Patagonian Soil. *Int Biodeter Biodegrad.* 52: 21-30.
- RON EZ, ROSENBERG E. 2014. Enhanced bioremediation of oil spills in the sea. *Curr Opin Biotechnol.* 27: 191-194.
- SAKSHI SING SK, HARITASH AK. 2020. A comprehensive review of metabolic and genomic aspects of PAH-degradation. *Arch Microbiol.* 202: 2033-2058.
- SCHEIBNER MV, HERLEMANN DPR, LEWANDOWSKA AM, JÜRGENS K. 2018. Phyto- and bacterioplankton during early spring conditions in the Baltic Sea and response to short-term experimental warming. *Front. Mar Sci.* 5: 231.
- SCHLEGEL HG, KALTWASSER H, GOTTSCHALK G. 1961. A submersion method for culture of hydrogen-oxidizing bacteria: growth physiological studies. *Arch Microbiol.* 38: 209-222.
- SEO JS, KEUM YS, LI QX. 2009. Bacterial Degradation of Aromatic Compounds. *Int J Environ Res Public Health.* 6: 278-309.
- SHI K, XUE J, XIAO X, XIAO X, QIAO Y, WU Y, GAO Y. 2019. Mechanism of degrading petroleum hydrocarbons by compound marine petroleum-degrading bacteria: surface adsorption, cell uptake, and biodegradation. *Energ Fuel.* 33: 11373-11379.

- SILVESTRI GE, BERMAN AL. 2018. Temperatura superficial del mar en el Atlántico Sudoccidental simulada por modelos PMIP3-CMIP5: climas pasados y proyecciones futuras. X Jornadas de Ciencias del Mar. p. 275.
- SONG X, XU Y, LI G, ZHANG Y, HUANG T, HU Z. 2011. Isolation, characterization of *Rhodococcus* sp. P14 capable of degrading high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons and aliphatic hydrocarbons. *Mar Pollut Bull.* 62: 2122-2128.
- TAMURA K, PETERSON D, PETERSON N, NEI M, KUMAR S. 2011. MEGA5: molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Mol Biol Evol.* 28: 2731-2739.
- THAVAMANI P, MEGHARAJ M, NAIDU R. 2012. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons co-contaminated with metals in liquid and soil slurries by metal tolerant PAHs degrading bacterial consortium. *Biodegradation.* 23: 823-835.
- TIAN L, MA P, ZHONG J. 2002. Kinetics and key enzyme activities of phenanthrene degradation by *Pseudomonas mendocina*. *Process Biochem.* 37: 1431-1437.
- TRIPATHI V, GAUR VK, DHIMAN N, GAUTAM K, MANICKAM N. 2020. Characterization and properties of the biosurfactant produced by PAH-degrading bacteria isolated from contaminated oily sludge environment *Environ Sci Pollut Res.* 27: 27268-27278.
- WILSON K. 2001. Preparation of genomic DNA from bacteria. In: AUSUBEL FM, BRENT R, KINGSTON RE, MOORE DD, SEIDMAN JG, SMITH JA, STRUHL K, editors. *Current protocols in molecular biology*. Malden, MA: Wiley. p. 241-245.
- YUAN J, LAI Q, SUN F, ZHENG T, SHAO Z. 2015. The diversity of PAH-degrading bacteria in a deep-sea water column above the Southwest Indian Ridge. *Front Microbiol.* 6: 853.
- YUAN SY, WEI SH, CHANG BV. 2000. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a mixture culture. *Chemosphere.* 41: 1463-1468.

REVIEW

Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe

RODOLFO ELÍAS^{1,*}, NURIA MÉNDEZ², PABLO MUNIZ³, ROSSANA CABANILLAS⁴, CARLOS GUTIÉRREZ-ROJAS⁵, NICOLAS ROZBACZYLO⁶, MARIO H. LONDOÑO-MESA⁷, PAULINA JAVIERA GÁRATE CONTRERAS⁶, MARITZA CÁRDENAS-CALLE^{8,9}, FRANCISCO VILLAMAR¹⁰, JUAN J. A. LAVERDE-CASTILLO¹¹, KALINA M. BRAUKO¹², MARIANA ARAKI BRAGA¹³, PAULO DA CUNHA LANA¹³ y OSCAR DÍAZ-DÍAZ¹⁴

¹Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET). BioIndicadores Bentónicos. Departamento de Ciencias Marinas. Funes 3250. CC1260. 7600 Mar del Plata. Argentina. ²Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), P.O. Box 811, Mazatlán 82000, Sinaloa, México. ³Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA), Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UdelaR), Montevideo, Uruguay. ⁴Laboratorio de Consultoría en Áreas Marinas Costeras (CEAMS), Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Av Carlos Germán Amézaga 375 - Edificio Jorge Basadre, Ciudad Universitaria, Lima 15081, Perú. ⁵Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Av Carlos Germán Amézaga 375, Edificio Jorge Basadre, Ciudad Universitaria, Lima 15081, Perú. ⁶Faunamar Ltda., Lira # 2355, San Joaquín, Chile. ⁷Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Calle 67 # 53-108. Medellín, Colombia. ⁸Facultad de Ingeniería Química, Universidad de Guayaquil, Ciudadela Universitaria Salvador Allende. Av. Delta y Av. Kennedy, Guayaquil, Ecuador. ⁹Bioelite, División Ambiental, Bosques El Salado Mz. 301 S2B, Guayaquil, Ecuador. ¹⁰Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador. ¹¹Bogotá, Colombia. ¹²Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/n, CEP 88040-900, Florianópolis, Brasil. ¹³Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira-Mar s/n, Pontal do Sul, CEP 83255-000, Paraná, Brasil. ¹⁴Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela



*Correspondence:
roelias@mdp.edu.ar

Received: 31 August 2020
Accepted: 23 October 2020

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

RESUMEN. Los poliquetos (Annelida) son organismos en íntimo contacto con el sedimento donde viven y el agua sobrenadante. El estrés ambiental genera rápidas respuestas en estos organismos que se refleja en los individuos y sus poblaciones, por lo que se utilizan como indicadores biológicos de disturbios y de calidad ambiental. Los poliquetos han sido ampliamente utilizados en monitoreo ambiental y en bioensayos, y muchos estudios ecotoxicológicos se realizan con poliquetos. En casi todos los hábitats bentónicos estos organismos juegan un papel muy importante en la organización y estructura de las comunidades bentónicas y redes tróficas. Son un ítem fundamental en la alimentación de otros invertebrados y de aves migratorias y peces. Los poliquetos también tienen importancia económica para la industria farmacéutica, y de alimentos concentrados para especies marinas de cultivo (peces y crustáceos), en el campo médico y en la bioingeniería, además de la recreativa (acuafilia, carnada) y por supuesto para el consumo humano. Varios de los índices de impacto ambiental y calidad ambiental existentes se basan en las características de tolerancia/sensibilidad de los organismos bentónicos, y muchos de ellos son poliquetos. Existen unos pocos trabajos de revisión de estos organismos como indicadores, pero todos en idioma inglés. Este trabajo muestra una actualización de los datos referidos a Latinoamérica y el Caribe, e incluye una amplia revisión bibliográfica.

Palabras clave: Polychaeta, indicadores, contaminación, calidad ambiental, ecotoxicología, bioensayos.

Polychaetes as biological indicators in Latin America and the Caribbean

ABSTRACT. Polychaetes (Annelida) are in intimate contact with the sediment where they live and the supernatant water. Environmental stress generates rapid responses in these organisms that are reflected in individuals and their populations, so they are used as biological indicators of distur-

bance and environmental quality. Polychaetes have been widely used in environmental monitoring and bioassays and many ecotoxicological studies are carried out with polychaetes. In almost all benthic habitats, these organisms play a very important role in the organization and structure of benthic communities and trophic webs. They are a fundamental item in invertebrates feeding and for migratory birds and fishes. Polychaetes are also economically important for the pharmaceutical industry, as concentrated food for cultured marine species (fish and crustaceans), in the medical field and in bioengineering, as well as to recreational (aquarium, bait) and of course for human consumption. Several of the existing environmental impact and quality indices are based on the tolerance/sensitivity characteristics of benthic organisms, and many of them are polychaetes. There are a few revision works of these organisms as indicators, but they are written in English. This work shows an upgrade referring to Latin America including an extensive literature review.

Key words: Polychaeta, indicators, contamination, environmental quality, ecotoxicology, bioassays.

INTRODUCCIÓN

Los impactos ambientales negativos generados por el ser humano son incesantes. Desde microscópicos desechos plásticos hasta derrames de hidrocarburos visibles desde el espacio, y desde islas de basura en medio de los océanos hasta invisibles derrames de nutrientes que inducen eutrofización, la humanidad degrada los ecosistemas acuáticos. La contaminación de los océanos es global.

La contaminación de los ecosistemas marinos (del griego *polluthio*, suciedad del mar) puede percibirse en muchos casos a simple vista, pero no es posible conocer qué efectos nocivos puede tener esta contaminación para los seres vivos. Para determinar el grado de toxicidad de los contaminantes se utiliza algún nivel de organización biológico. Los efectos tempranos de los contaminantes sobre los organismos son respuestas moleculares o bioquímicas, y se conocen como “marcadores”, los cuales son específicos pero de poca significancia ecológica (ya que se producen aún en presencia de pequeñas cantidades de contaminantes). Por otra parte, los efectos crónicos de la contaminación son detectados por la respuesta de los organismos o niveles de organización superiores (especies, poblaciones, comunidades). A estos organismos o niveles de organización se los conoce como “indicadores” y son ecológicamente significativos, manifestándose cuando el daño ambiental es alto (debido a años o décadas de

exposición a contaminantes). Por eso es común diferenciar la contaminación (presencia de elementos no naturales en el medio) de la polución, que son los efectos negativos de los contaminantes (Chapman 2007).

Muniz et al. (2013) muestran que los indicadores de la calidad ambiental pueden ser divididos en tres grandes categorías: (1) especies características o especies indicadoras, (2) índices univariados e (3) índices multimétricos. Los indicadores biológicos ayudan a la simplificación y síntesis de datos complejos, facilitando la transmisión de la información para el público interesado, incluyendo los propios usuarios del recurso, la prensa y los tomadores de decisión. La idea fundamental que sustenta el concepto de “indicador biológico” es que los organismos o grupos seleccionados brinden, expresen o integren información sobre su hábitat. Esto puede mostrarse a través de la presencia/ausencia, condición, abundancia relativa o biomasa, suceso reproductivo, estructura de la asociación (o sea, la composición y la diversidad), función en la comunidad (como estructura trófica o diversidad funcional) o cualquier otra combinación de estas características.

Particularmente para los poliquetos es difícil encontrar una especie única que pueda ser considerada como indicador biológico en un ambiente bentónico degradado, ya que cada región biogeográfica parece responder de forma diferente a las condiciones ambientales, al igual que sus especies. De esta manera se crea la necesidad de evaluar la viabilidad y efectividad de cada especie de poliqueto que sea considerado como candidato a

indicador biológico (Borges-Rocha et al. 2013). Tal vez, el único que podría ser considerado un indicador universal es el complejo de especies de *Capitella*. Este capitélido, frecuentemente mencionado como *C. capitata* o variantes de esta especie, es mencionado consistentemente en ambientes degradados por exceso de materia orgánica (Pearson y Rosenberg 1978). Sin embargo, se demostró que existen muchas especies crípticas de *Capitella* “dentro” de *Capitella* por ser un complejo de especies externamente similares pero genética y fisiológicamente diferentes (Grassle y Grassle 1976; Blake 2009; ver también Silva et al. 2017). Hasta tanto se resuelva localmente la identidad de este organismo, debemos suponer que *Capitella capitata* (oriunda de Groelandia) es una mala identificación en latinoamérica y el Caribe, aunque se mantendrá la nomenclatura original en esta revisión.

Los poliquetos son organismos de cuerpos blandos, mayormente de respiración cutánea y hábitos infaunales o epifaunales. Están en íntimo contacto con el medio donde viven, en particular con el sedimento, pero también con el agua sobrenadante y por lo tanto responderán en forma activa a la presencia de sustancias polucionantes. Rhoads y Boyer (1982) definen a esta interfase agua-sedimento como biológicamente activa y químicamente reactiva. Los poliquetos son uno de los grupos con mayor sensibilidad en sustratos blandos (Grassle y Grassle 1977; Fauchald y Jumars 1979). Gray (1979) mostró que la respuesta de los organismos a la materia orgánica, a los desechos industriales y a los hidrocarburos era notablemente similar.

La historia de vida de los poliquetos también contribuye a que sean buenos indicadores (Gray 1979). Los filtradores epibentónicos, al filtrar grandes volúmenes de agua, maximizan su exposición a cualquier sustancia dañina que pueda estar en la columna de agua. De igual manera, los alimentadores de depósito y otras especies de hábitat intersticial, también se hallan expuestos a sustancias contaminantes presentes en el agua sobrena-

dante y en los sedimentos. Como tienen ciclos de vida cortos, es posible utilizarlos en distintos estadios. Debido a su sensibilidad para manifestar cambios en su reproducción, en el crecimiento y en su mortalidad, los poliquetos son ideales como organismos para evaluar la ecotoxicología.

En algunos ambientes impactados los poliquetos reflejan los cambios a lo largo de un gradiente (Zajac y Whitlach 1988; Elías et al. 2003) o son los organismos dominantes que reflejaron esos cambios (Hily 1983; Raman y Ganapati 1983; Addy et al. 1984; Holte y Gulliksen 1987; Weston 1990). El poliqueto *Hediste diversicolor* Müller 1776 está siendo usado tanto como indicador de fármacos en el sedimento (Maranho et al. 2014, 2015), como para evaluar el efecto de los campos electromagnéticos generados por los cables submarinos (Jakubowska et al. 2019). Otros estudios han mostrado que el gradiente de factores fisicoquímicos asociados a la contaminación tiene un correlato con el gradiente en la composición del ensamble de poliquetos (Dauer y Connor 1980; Hily 1983; Raman y Ganapati 1983; Del-Pilar-Ruso et al. 2009, 2010). De igual manera, el cambio temporal ha sido utilizado para determinar el impacto ambiental de la polución orgánica (Elías et al. 2006), y en especial con respecto a la cesación de un vertido contaminante (Serrano et al. 2011) o suspensión/mejoras en el tratamiento (Elías et al. 2009; Del-Pilar-Ruso et al. 2010). Estos cambios sugieren fuertemente que los poliquetos responden en forma directa a los cambios a lo largo del tiempo, aún en amplias áreas geográficas y también en el corto plazo (Elías et al. 2006; Benedetti-Cecchi et al. 2010; Serrano et al. 2011; Díaz-Díaz y Rozbaczylo 2020a, 2020b).

Los poliquetos son excelentes candidatos para varios de estos enfoques. Otros grupos internacionales han utilizado poliquetos para evaluar la calidad del agua y los sedimentos. Esto ha llevado a la aceptación internacional de los poliquetos como indicadores de la calidad ambiental marina. Por ejemplo, en los EE.UU., la Agencia de Protección Ambiental y el Cuerpo de Ingenieros del

Ejército han propuesto una lista de géneros de poliquetos que consideran especies sensibles y, por lo tanto, pueden usarse en bioensayos. Estas agencias han producido y publicado un manual para evaluar sedimentos con poliquetos y otros organismos que son periódicamente actualizados. La ASTM (Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales) y la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) también incluyen pruebas de toxicidad de poliquetos entre sus protocolos de pruebas biológicas para pruebas y monitoreo de laboratorio e *in situ*. En Canadá, el Grupo Intergubernamental de Toxicidad Acuática, considera a los poliquetos como parte del conjunto básico de métodos biológicos para toxicología y monitoreo. En este país también están reevaluando los programas de monitoreo ambiental marino e identificando requisitos para el futuro. Entre otras recomendaciones, se incluyen el uso de los poliquetos como organismos de bioensayo, especialmente para material transportado por sedimentos, como monitores de metales pesados y compuestos orgánicos, así como en análisis de fauna a nivel de especie, población y comunidad y en estudios de gradientes de contaminación.

Al continuar usando el bentos en general y los poliquetos en particular, en combinación con otros enfoques y técnicas, debería ser posible evaluar el estado de los ambientes marinos sujetos a cargas crecientes de contaminación terrestre, reconocido como uno de los principales problemas en las aguas costeras (GESAMP 1990). Los poliquetos son considerados excelentes indicadores del impacto antropogénico (Sivadas et al. 2009), y muchas especies tienen un alto nivel de tolerancia a los efectos adversos de la contaminación y las perturbaciones naturales (Dafforn et al. 2013). Es bien conocida la importancia del uso de poliquetos y las comunidades bentónicas para el seguimiento de monitoreo ambiental en plataformas de extracción de petróleo en mar abierto, estuarios, bahías y derrames de petróleo (Blanchard et al. 2011).

Antecedentes

Inicialmente, en los estudios ecológicos se creyó que los poliquetos eran malos indicadores biogeográficos (Ekman 1953; Fauvel 1959; Briggs 1974). Esta creencia se apoyaba en la falta de barreras geográficas en el medio marino que pudieran limitar la dispersión de especies con larvas planctónicas de larga duración. La hipótesis del momento era que el flujo génico entre poblaciones separadas era mantenido por las corrientes oceánicas. Así se cimentó la creencia de la existencia de especies verdaderamente cosmopolitas en poliquetos y otros invertebrados marinos. Ese presunto cosmopolitismo fue luego reforzado por descripciones superficiales, malas o incompletas (Elías y Rivero 2008; Elías et al. 2019a; Saracho Bottero et al. 2019). Posteriormente, fue Wilson Jr. (1983) uno de los primeros en cuestionar el fenómeno del cosmopolitismo, pero otros investigadores comenzaron a cuestionar también este fenómeno (Mackie y Pleijel 1995). En épocas más recientes muchos investigadores cuestionan el cosmopolitismo y mencionan y demuestran la existencia de especies endémicas (Elías y Rivero 2008; Tewary 2015; Hutchings y Kupriyanova 2018; Elías et al. 2019b; Saracho Bottero et al. 2019).

El uso de los poliquetos como indicadores toxicológicos tiene un largo historial. Reish y Barnard (1960) usaron el poliqueto *Capitella capitata* (Fabricius 1870) por primera vez en estudios de toxicología. Posteriormente Reish y Gerlingher (1997) resumen los resultados de estudios de toxicidad en evaluación de sustancias tóxicas por medio de poliquetos. Un total de 48 especies de 20 familias han sido utilizadas como organismos de evaluación de tóxicos en el medio marino. Los organismos más comunes utilizados con este fin son los pertenecientes a las familias Capitellidae, Dinophilidae, Dorvilleidae y Nereididae. Las evaluaciones incluyen la supervivencia por efectos agudos, el crecimiento por efectos crónicos y ciclos de vida a partir de la producción

de descendientes. Los tóxicos evaluados incluyen metales, hidrocarburos, detergentes, pesticidas, sedimentos contaminados y radiación. Algunas de estas evaluaciones fueron posibles por los cultivos realizados en laboratorio. Estos efectos fueron resumidos en su momento en dos tablas, una conteniendo la respuesta de los poliquetos a materiales tóxicos y otra de compuestos de origen humano acumulado por poliquetos (ver Reish 1980, 1984). En la actualidad se realizan pruebas ecotoxicológicas en el laboratorio utilizando poliquetos que permiten medir algunas respuestas cuantitativas, tales como mortalidad, crecimiento, alimentación y reproducción, así como cualitativas, como la formación de tubos, producción de hemoglobina y anomalías morfológicas (Méndez 2017).

El trabajo pionero de Pearson y Rosenberg (1978) sobre la respuesta de la comunidad bentónica al fenómeno de enriquecimiento orgánico mostraba la presencia de tres familias de poliquetos (Capitellidae, Spionidae, Cirratulidae) como característicos y abundantes en zonas enriquecidas por descargas cloacales y por fábricas de pulpa de madera. Es decir, que estos poliquetos son indicadores de la calidad ambiental o ecológica. El modelo de curvas SAB (*Species, Abundance, Biomass*) a lo largo de un gradiente espacial o temporal producido por descargas de estos tipos es aún utilizado. De igual manera han sido mencionadas otras familias que son indicadores de calidad ambiental, sea por presencia o por ausencia. Por ejemplo, Rygg (1985) menciona que la ausencia de especies sensibles como *Harmothoe imbricata* (Linnaeus 1767, Polynoidae) y *Maldane sarsi* Malmgren 1865 (Maldanidae) podrían ser indicativos de deterioro ambiental. También sugirió que si los géneros *Paramphino-* (*Amphinomidae*), *Ceratocephale* (*Nereididae*), *Harmothoe* y *Lumbrineris* (*Lumbrineridae*) están ausentes y la diversidad específica es baja existen buenas probabilidades de que el sitio esté impactado. También es aceptado que, en las etapas iniciales de la sucesión, luego de la cesación

de un impacto ambiental, las familias de amplia distribución como Nereididae y Nephtyidae son indicadoras (Pearson y Rosenberg 1978).

Los poliquetos han sido utilizados también como indicadores biogeográficos (Giangrande et al. 2005). En Latinoamérica, Bremec et al. (2010) analizaron datos históricos entre las latitudes 36° S y 55° S, a partir de muestras provenientes de la plataforma continental de la Argentina recolectadas durante las campañas 1978-1979 del “Shinkai Maru”. Dos conjuntos de especies en dos áreas bien definidas fueron determinados, con un límite aproximado a los 60 m de profundidad, y en correspondencia con las clásicas “Provincia Biogeográfica Magallánica” y “Provincia Biogeográfica Argentina”. El último trabajo sobre los poliquetos del Banco Burdwood (55° 10' S-59° 48' W), un área marina protegida, muestra su similitud con el área Magallánica (Bremec et al. 2019). Chile ha dedicado particular atención a los aspectos biogeográficos de su mar y existe una extensa bibliografía al respecto (Montiel et al. 2004, 2005a, 2005b; Moreno et al. 2006, Montiel y Rozbaczylo 2009).

Pokclington y Wells (1992) mencionan la respuesta de todas las familias de poliquetos y describen su uso como organismos para bioensayos y para monitorear la presencia de compuestos tóxicos. Incluso se han desarrollado índices de calidad ambiental que utilizan exclusivamente poliquetos (ver más adelante).

Los poliquetos son organismos idóneos para bioensayos de ecotoxicología. Debido a un ciclo de vida corto, a que son fácilmente obtenidos y transportados y que los cultivos de muchos de ellos se pueden realizar bajo condiciones de laboratorio es que estos organismos han sido utilizados para bioensayos. Akesson (1980) utilizó poblaciones de especies de *Ophryotrocha* (*Dorvilleidae*) para evaluar la toxicidad de agua intersticial. Reish (1984) registró que 22 especies de poliquetos de 12 familias, han sido utilizadas como especies para bioensayos. La mitad de esas especies se distribuyen entre las familias Nereidi-

dae y Dorvilleidae. Este autor destaca en particular su utilidad para evaluar toxicidad en sedimentos y su evaluación en *Neanthes* es ampliamente utilizada (Jenkins y Mason 1988; Harrison y Anderson 1989; Anderson et al. 1990).

Algunos poliquetos son también buenos monitores de la presencia de compuestos antropogénicos en el medio marino. Muchos de estos organismos acumularán material deletéreo en sus tejidos en concentraciones proporcionales a las encontradas en el medio. Géneros de organismos que muestran este comportamiento incluyen especies alrededor del mundo que son ecológicamente significantes y pueden ser fácilmente recolectadas. Este grupo contiene especies infaunales que se hallan influidas tanto por las partículas del sedimento (y sus propiedades emergentes) como por el agua intersticial. Otras especies tienen órganos o tejidos que muestran patrones de concentración específicos, que serán importantes para objetivos particulares de esta clase de estudios. Más aún, los poliquetos pueden bioacumular compuestos antrópicos dañinos, tales como PCBs (McElroy y Means 1988), hidrocarburos aromáticos (McElroy 1988), y complejos orgánico-metálicos como las organotinas (Langston et al. 1987) y últimamente microplásticos (Wright et al. 2015).

Una reciente aplicación de los poliquetos como indicadores y como herramientas ecotoxicológicas lo muestra la revisión de Lewis y Watson (2012), quienes consideran que los poliquetos deben ser un componente esencial de cualquier “caja de herramientas ecotoxicológicas”, particularmente para la evaluación ecotoxicológica de los sedimentos debido a su abundancia, su relevancia ecológica y su contacto cercano con cualquier contaminante de interés. En esa revisión se destaca la escasez de datos sobre las respuestas reproductivas de poliquetos al impacto tóxico y de los beneficios potenciales del uso de los “puntos finales” (*endpoints*) reproductivos de poliquetos para comprender las consecuencias ecológicas de los contaminantes ambientales ya que, para estos autores, los resultados reproductivos son ecológi-

camente más relevantes que los cambios fisiológicos o bioquímicos en adultos. Los poliquetos exhiben una amplia diversidad de estrategias de historia de vida, por lo que debe existir un modelo de poliquetos adecuado para cada escenario de toxicidad ambiental. Algunos de los “puntos finales” más complejos, como el control endocrino de la reproducción, el asentamiento larvario, la alteración endocrina y los efectos de toxicidad masculina para evaluar los contaminantes establecidos y los emergentes junto con los biomarcadores tradicionales se sugieren como esenciales para comprender los efectos ecotoxicológicos completos (es decir, los impactos ecológicos más amplios) de cualquier contaminante (Lewis y Watson 2012).

Índices de calidad ambiental y poliquetos

Una de las formas de sintetizar la estructura comunitaria de sustratos blandos como indicadora de la calidad ambiental o ecológica de un área fue a través de índices. Aunque muchos los critican por ser una sobre-simplificación, han ganado aceptación como herramientas para la gestión ambiental generando un valor que los gestores y tomadores de decisiones puedan entender por su simplicidad. A partir de la iniciativa de la Unión Europea los índices proliferaron en esa región (ver Borja et al. 2009a, 2009b). Muchos de estos índices se basan en la respuesta de los organismos al estrés ambiental y se clasifican según su grado de tolerancia en organismos sensibles, tolerantes, y oportunistas. Uno de estos índices, y también uno de los más utilizados (AMBI) posee un sitio web (<https://www.azti.es>) donde muchas de las especies bentónicas (mayoritariamente del hemisferio norte) están clasificadas en alguna de las categorías. Para calcular este índice en el hemisferio sur es necesario estimar en qué categoría estará un organismo, ya que habitualmente ese organismo no está registrado o no está estudiado. Otra problemática es la falta de buenas identificaciones en los poliquetos estudiados. Como se mencionó, el “europeísmo” al clasificar especies derivó en

malas identificaciones, y la falta de especialistas provoca también malas clasificaciones.

Un índice de polución basado en anélidos ha sido utilizado para evaluar contaminación por descargas de aguas negras municipales en Europa (Bellan et al. 1988), mientras que Pearson et al. (1983) notan que una distribución log-normal de los poliquetos puede mostrar un impacto ambiental a nivel comunitario. En Chile, Cañete et al. (2000) propusieron un índice de vigilancia ambiental (IVA) basado en la variación temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos, *Nephtys impressa* Baird 1873 y *Prionospio peruviana* Hartmann-Schröder 1962. Amezcua-Allieri y González-Macías (2007) realizaron un índice integrando parámetros del sedimento junto con larvas de poliquetos en el Río Pánuco (México). Recientemente se aplica el BOPA (*Benthic, Opportunistic, Polychaete, Amphipods*) como un índice basado en la proporción de anfípodos/poliquetos (ver Dauvin y Ruellet 2007; Dauvin et al. 2016).

En contraposición con los poliquetos indicadores de estrés o impacto ambiental en sustratos blandos, los poliquetos de la Familia Syllidae han sido propuestos también como indicadores en sustratos duros (Giangrande et al. 2005). Estos organismos pueden ser candidatos apropiados porque son sensibles a los disturbios y por lo tanto pueden cumplir funciones de indicadores de impactos positivos (por la protección dada por un área marina protegida, Giangrande et al. 2004), indicadores biogeográficos y bio-climáticos (ecológicos). También han sido postulados como indicadores de cambios ecológicos a gran escala y para evaluar la tropicalización del Mar Mediterráneo. Todo esto es posible en el Mediterráneo porque su taxonomía está bien conocida, pero no es de amplia aplicación por la falta de especialistas fuera de la cuenca del Mediterráneo. Sin embargo, inclusive las posibles diferencias entre los listados faunísticos dentro del Mediterráneo pueden estar significativamente influenciadas por el grado de actualización taxonómica (Musco y Giangrande 2005).

Otra forma de evaluar la calidad ambiental es

mediante la cuantificación de la diversidad funcional. Esta se define como el valor, intervalo, distribución y abundancia relativa de los caracteres funcionales de los organismos de una comunidad que influyen en el funcionamiento del ecosistema (Loreau y Hector 2001; Hooper et al. 2005). Por lo tanto, para medir la diversidad funcional hay que definir y medir los caracteres o atributos funcionales que son parte del fenotipo de los organismos y tienen influencia en los procesos del ecosistema donde viven. En general, los atributos pueden estar relacionados con la morfología, hábitos alimentarios, comportamiento reproductivo, dispersión, etc. En ambientes marinos hay pocos estudios en los que se haya evaluado la diversidad funcional en comparación con aquellos que utilizan enfoques más clásicos (taxonómicos). En zonas costeras del suroeste del océano Atlántico, los estudios de tramas tróficas o grupos funcionales de poliquetos tuvieron un buen desarrollo (ver Paiva 1993; Amaral et al. 1994; Petti et al. 1996; Muniz y Pires-Vanin 1999; Barroso et al. 2002; Pagliosa 2005; Venturini et al. 2008, 2011; Rozbacylo et al. 2009; Alves 2011; Magalhães y Barros 2011; Doria 2013; Mattos et al. 2013; Otegui et al. 2016). Actualmente, los estudios de diversidad o grupos funcionales se restringen a unos pocos registros (Gusmao et al. 2016; Garaffo et al. 2018; Llanos et al. 2020).

Un gran problema que enfrentan los ecólogos en Latinoamérica y el Caribe es la falta de buenas claves de identificación de poliquetos, y cuando éstas existen no están actualizadas. Una excepción lo constituyen las abundantes y bien ilustradas claves de Poliquetos de México y América Tropical (Solís-Weiss 1998; de León-González et al. 2009) y del Golfo de México, que incluye México y Estados Unidos (Uebelacker y Johnson 1984). También se deben destacar los grandes esfuerzos de Brasil y de Chile (ver por ejemplo Rozbacylo 1980) en disponer de buenas claves de poliquetos (Amaral et al. 2013, a veces en línea), pero que son excepciones a una ausencia casi institucional en otros países.

Suficiencia taxonómica

En ecología se ha demostrado que para determinar el impacto ambiental no siempre es necesario realizar la identificación a nivel de especie. Si bien es lo recomendado, el costo en horas/investigador es sumamente elevado. Además, aspecto no menor, no existe el número de especialistas necesarios para abordar tamaña empresa ni las claves necesarias para buenas identificaciones. Es por eso que muchos estudios se han enfocado en determinar el nivel taxonómico “necesario” o “suficiencia taxonómica” para determinar un impacto ambiental. Aunque este enfoque ha despertado críticas y no siempre es aceptado (Giangrande et al. 2005), los trabajos abordados en Latinoamérica han mostrado auspiciosos resultados, siendo el nivel de familia generalmente suficiente para tales objetivos (Muniz y Pires-Vanin 2005; Domínguez-Castanedo et al. 2007; Soares-Gomes et al. 2012; Marrero et al. 2013; Méndez y Ferrando 2015).

Existen algunas revisiones de los poliquetos como indicadores, pero todas en idioma inglés (ver Hily y Glémarec 1986; Pokclington y Wells 1992; Levin 2000; Bellan 2003; Giangrande et al. 2005; Cyrino et al. 2017; Dean 2008; Díaz-Castañeda y Reish 2009). La presente revisión muestra el estado del conocimiento de los poliquetos como indicadores biológicos de impacto ambiental en Latinoamérica y el Caribe, y los distintos casos de estudio. Los casos estudiados son presentados en tres regiones: Caribe, Golfo de México y el Pacífico tropical, Pacífico sudamericano y Atlántico sudamericano.

Estudios de caso en países de Latinoamérica y el Caribe

Caribe, Golfo de México y Pacífico tropical

México. Posee mar en sus dos lados, pero son el Mar Caribe y el Golfo de México los que mayor atención han obtenido en relación a estudios de

contaminación, en parte debido a que a sus costas llegan contaminantes producto de las actividades industriales, desechos sólidos, aguas servidas, pesticidas, incluyendo la industria del petróleo. Todos estos contaminantes se espera que aumenten a la par que aumentan las actividades de desarrollo y turismo (Siung-Chang 1997; Miloslavich et al. 2010). En México y su zona de influencia existe una antigua y amplia tradición en estudios sobre poliquetos, especialmente sobre taxonomía (Uebelacker y Johnson 1984; Solís-Weiss 1998; Salazar Vallejo y Londoño-Mesa 2004; de León-González et al. 2009; entre otros). Estos organismos también han sido utilizados como indicadores de perturbaciones ambientales, principalmente por excesos de materia orgánica en el sedimento. Díaz-Castañeda y Reish (2009) realizaron una revisión de poliquetos y su relación con variables ambientales.

El registro del número de especies de poliquetos en México más reciente corresponde a Tovar-Hernández et al. (2014), quienes calcularon, con base en los listados publicados, un total de 1.500 especies formalmente registradas para México, las cuales están repartidas en 63 familias y 460 géneros. En ese tiempo, las 10 familias con mayor número de especies eran Nereididae (89), Syllidae (83), Sabellidae (80), Spionidae y Terebellidae (77 cada una), Eunicidae (76), Onuphidae y Polynoidae (73 cada una) y Lumbrineridae y Serpulidae (68 cada una). La gran mayoría de estas especies están depositadas en al menos seis colecciones (63 familias y 460 géneros, Tovar-Hernández et al. 2014). La mayoría de los estudios relacionados con poliquetos en México son, básicamente, listados de especies y estudios de distribución, muchos de los cuales están descritos en trabajos relativamente actuales, entre los que destacan los tres tomos de de León-González et al. (2009, cuya revisión está siendo actualizada) y los trabajos citados en Tovar-Hernández et al. (2014).

El estudio de los poliquetos como indicadores de excesos de materia orgánica producida básicamente por actividades de tipo antropogénico es

relativamente nuevo en México. Los capitélidos son considerados los mejores indicadores del grado de contaminación orgánica por tener la capacidad de reproducirse y establecerse en condiciones muy adversas (Méndez 2003). Estos son los motivos por los cuales esta familia ha sido estudiada ampliamente por García-Garza (2011). En México este tipo de estudios es más numeroso en el océano Pacífico que en el Océano Atlántico.

Entre los estudios llevados a cabo en el Océano Pacífico se puede mencionar el primer trabajo de este tipo que corresponde a Lizárraga-Partida (1973, 1974), en la dársena del puerto de Ensenada en Baja California Norte ($31^{\circ} 51,6' N-116^{\circ} 37,5' W$). El estudio de 16 estaciones mostró cinco tipos de fondos caracterizados por la dominancia de diferentes especies de poliquetos: fondo abiótico (desprovisto de fauna), fondo contaminado (*Capitella capitata ovincola*), fondo muy afectado (*Dorvillea articulata*), fondo afectado (*Neanthes cornuta franciscana*) y fondo poco afectado (*Capitita ambiseta*), concluyendo que la contaminación en esa época no había alcanzado niveles alarmantes.

Desde la década de los noventa, un grupo de investigadores ha utilizado a los poliquetos como bioindicadores en diferentes zonas cercanas a la ciudad de Ensenada, Baja California Norte. Rodríguez-Villanueva et al. (2000) y Díaz-Castañeda y Harris (2004) caracterizaron en octubre de 1994 la Bahía de Todos Santos ($31^{\circ} 40' N-31^{\circ} 56' N$ y $116^{\circ} 36' W-116^{\circ} 50' W$) mediante el análisis de predicción de estrés, encontrando que un 70% del área de estudio fue favorable y estable, donde las familias dominantes fueron Spionidae, Capitellidae, Paraonidae, Cirratulidae, Madaniidae, Ampharetidae y Nephtyidae.

Rodríguez-Villanueva et al. (2003) estudiaron las comunidades de poliquetos de áreas someras de la región noroeste de Baja California comprendida entre la frontera con Estados Unidos de Norteamérica y Punta Banda ($31,751^{\circ} N-32,549^{\circ} N$ y $116,639^{\circ} W-117,333^{\circ} W$). Las familias con mayores riquezas de especies fueron Spionidae,

Onuphidae y Terebellidae. Las especies con mayores abundancias fueron *Spiophanes duplex*, *S. fimbriata*, *Lanassa* sp. D, *Pectinaria californiensis* y *Euclymeninae* sp. A, lo que indica que los ensamblajes estaban compuestos básicamente por especies no oportunistas y no dominantes. Posteriormente, Álvarez-Aguilar et al. (2017) compararon estos resultados con otro estudio realizado durante 2013 en la misma zona y observaron cambios considerables en la composición de las familias de poliquetos, con abundancias y frecuencias altas de Spionidae, Chaetopteridae y Phyllodocidae, especialmente cerca de la descarga de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, dichos cambios fueron atribuidos, principalmente, a perturbaciones debidas a condiciones oceanográficas y climáticas.

Díaz-Castañeda et al. (2005) compararon la composición de poliquetos de la Bahía de San Quintín ($30^{\circ} 24' N-30^{\circ} 30' N$ y $115^{\circ} 57' W-116^{\circ} 01' W$) durante 1995 con la de 1998, la cual disminuyó de 104 a 65 especies. Esa reducción fue atribuida a perturbaciones de tipo antropogénico como cultivos de ostiones y agricultura, así como la variación de la temperatura durante “El Niño” de 1997-1998. Esto habría provocado una fuerte mortalidad del alga *Macrocystis pyrifera*, que afectó el reclutamiento y supervivencia de algunas especies de poliquetos.

En áreas cercanas a cultivos de atún en la Bahía de Salsipuedes en Baja California Norte ($31,98^{\circ} N-31,94^{\circ} N$ y $116,8^{\circ} W-116,72^{\circ} W$), Díaz-Castañeda y Valenzuela-Solano (2009) demostraron, mediante la aplicación de predicción de estrés, la existencia de áreas con condiciones favorables y estables (85% de estaciones en 2003 y 78% en 2004), mientras que el resto fueron catalogadas como moderadamente perturbadas. Otro estudio realizado durante 2003, 2004, 2006 y 2008 en la misma zona (Díaz-Castañeda 2013) demostró que las familias de poliquetos mejor representadas fueron Paraonidae, Cirratulidae, Spionidae, Glyceridae y Maldanidae. La zona noroeste del área de estudio presentó acu-

mulación de carbón orgánico y nitrógeno y los pequeños oportunistas incrementaron cerca de los corrales de atún. El análisis MDS (*non-metric multidimensional scaling*) separó las estaciones de acuerdo con la distancia a los corrales de atún.

En el Estado de Sinaloa, el primer trabajo se realizó en el complejo lagunar de Topolobampo entre los 25° 32' N-25° 45' N y 108° 58' W-109° 15' W (Méndez 1997; 2009). Se analizaron muestras a lo largo de dos perfiles perpendiculares a la costa en dos zonas con influencia antropogénica: uno en la Bahía de Ohuira y el otro frente a la ciudad de Topolobampo, en la laguna con el mismo nombre. En la Bahía de Ohuira, los contenidos de materia orgánica fueron relativamente altos, la diversidad fue baja, el espiónido *Streblospio benedicti* fue dominante y frecuente a lo largo de todo el perfil de cinco estaciones y *C. "capitata"* estuvo presente esporádicamente. Se sugirió que esta zona podría considerarse como una zona contaminada sin llegar a extremos de perturbación. Las principales fuentes de perturbación procedían de los desechos domésticos de la ciudad de Juan José Ríos, a unos 10 km de la bahía, y de desechos provenientes de actividades agrícolas. A pesar del aporte de desechos domésticos procedentes de la ciudad de Topolobampo, se observaron contenidos de materia orgánica menores que en la Bahía de Ohuira y la diversidad fue mayor con un total de 18 especies (en comparación con Ohuira, donde solamente se encontraron siete especies), por lo que se concluyó que esta zona estaba menos afectada durante el período del estudio, a pesar de localizarse frente a la ciudad.

Posteriormente, Méndez y Green-Ruíz (1998) caracterizaron la Bahía de Mazatlán y la Península Isla de la Piedra (23° 09' N-23° 17' N y 106° 22' W-106° 30' W). Se realizaron mapas de profundidad, tamaño de grano y materia orgánica en sedimentos en 60 estaciones, de las cuales se estudiaron las familias de poliquetos en 21 estaciones. Las familias dominantes fueron Cirratulidae, Spionidae, Onuphidae y Pilargidae. La distribución de las familias de poliquetos estaba

gobernada por la combinación de la profundidad y la granulometría y materia orgánica del sedimento. Sin embargo, el papel de las familias indicadoras de altos contenidos de materia orgánica no fue importante, por lo que se concluyó que la zona, como un todo, no presentaba contaminación extrema.

La laguna costera Estero de Urías (en la ciudad de Mazatlán, Sinaloa, entre los 23° 11' N-23° 13' N y 106° 20' W-106° 26' W) presenta varias fuentes de perturbación, por lo que constituye un buen ejemplo para estudios de contaminación de tipo antropogénico. Los muestreos de anélidos se realizaron en 1997 (Méndez 2002; 2009) y en 2008 (Ferrando y Méndez 2011). Después de 11 años no hubo cambios sustanciales en la caracterización de la laguna. Las zonas no perturbadas o ligeramente perturbadas se localizaban en áreas bordeadas por árboles de mangle y en la boca de la laguna costera caracterizadas por presentar los mayores números de especies, sin dominancia y con valores bajos de materia orgánica. Durante 2008, se detectó una zona perturbada temporalmente, localizada frente a la descarga de agua caliente procedente de una planta termoeléctrica con valores de materia orgánica fluctuante temporalmente y, en una ocasión, con dominancia de *Nereis procera* y *Scoletoma luttii*. Las zonas perturbadas y muy perturbadas se caracterizaron por valores altos de materia orgánica con dominancia de *C. capitata*, *S. benedicti* y varios oligoquetos. Estas zonas reciben los desechos de una granja de camarones, de una fábrica procesadora de pescado y de aguas residuales urbanas e industriales. Durante 1977, la estación localizada frente a la fábrica procesadora de pescado no presentó fauna, por lo que en esa época fue considerada como zona muy contaminada o azoica. Entre 2016 y 2017, se realizaron muestreos trimestrales en esta laguna. El análisis de las familias de poliquetos no permitió hacer asociaciones claras entre las estaciones de muestreo debido a la presencia constante de las familias Capitellidae, Spionidae, Cirratulidae y Nereididae. Esto

sugiere que durante ese año el sistema, como un todo, estaba permanentemente perturbado (Méndez, en prensa).

En el estado de Sonora, Ortíz-Gallarza y Ortega-Rubio (2014) mencionaron que en la Bahía de Guaymas (27° 54' N-27° 59' N y 110° 48' W-110° 55' W) hubo entre 1975 y 1986 un período de fuerte impacto debido al gran volumen de residuos generados por la descarga municipal y por los desperdicios de la industria pesquera. Esto ocasionó la proliferación excesiva de especies de poliquetos de las familias Chaetopteridae y Onuphidae, dada la notable cantidad de estructuras quitinosas y fragmentos de valvas. Sin embargo, los autores no hacen mención de especies bioindicadoras como tal en esta zona.

Los trabajos de poliquetos bioindicadores realizados en las costa orientales (subcuenca del Océano Atlántico) son escasos a pesar de las actividades petroleras realizadas en el Golfo de México. Brown et al. (2000) sostuvieron la idea de que algunos poliquetos pueden ser indicadores de contaminación debido a su sensibilidad y no a su resistencia, pues en un estudio sobre el hábitat y estructura del bentos de la parte norte del Golfo de México encontraron que la especie más abundante fue *Mediomastus californiensis*, excepto en estaciones de muestreo contaminadas con DDT y PAH.

Granados-Barba (2001) analizó la fauna de poliquetos entre 1988 y 1990 en la sonda de Campeche, dentro de la zona petrolera del sureste del Golfo de México (18° 46' N-20° 00' N y 91° 33' W-92° 34' W). El análisis faunístico mostró que las comunidades de poliquetos se encontraban sujetas a un nivel de estrés “ligero” a “moderado”, de manera que las condiciones ambientales de índole natural (temporalidad principalmente) eran mayores que el estrés inducido por las actividades petroleras. Se concluyó que, en este caso, es irrelevante establecer poliquetos indicadores de contaminación en el área de estudio debido a la falta de trabajos taxonómicos confiables así como de estudios ecológicos y de patrones de vida de

las especies. Con los datos recopilados entre 1988 y 2006 en la misma zona, Granados-Barba et al. (2009) aplicaron el Índice Biótico Marino de AZTII (AMBI) para catalogar las especies en grupos ecológicos, lo que permitió detectar zonas con diferentes grados de perturbación.

Kuk-Dzul (2007) determinó el grado de contaminación por materia orgánica en la Bahía de Chetumal (18° 21' N-18° 52' N y 87° 54' W-88° 23' W) utilizando a los poliquetos como bioindicadores. A pesar de que la distribución de poliquetos estuvo gobernada principalmente por la salinidad, se identificaron especies indicadoras de enriquecimiento orgánico mediante la distribución Log-normal y los cambios de la comunidad de poliquetos. Los resultados de este análisis identificaron como especies bioindicadoras en la zona a *C. cf. capitata* y *Nereis oligohalina* en la época de secas y a *C. cf. capitata* y *Eteone heteropoda* en la época de lluvias. Asimismo, se propuso a *Sigambra grubii* como especie indicadora debido a que presentó abundancias elevadas, amplia distribución y a que fue persistente en la zona con las mayores concentraciones de materia orgánica. Este autor menciona el trabajo de González-Escalante (2001) (documento no disponible), quien evaluó a *Nereis* sp. y *Laeonereis culveri* como bioindicadores del contenido de materia orgánica en la Bahía de Chetumal.

En cuanto a contaminación por petróleo, Hernández-Arana (2003) y Hernández-Arana et al. (2003) estudiaron la estructura de las comunidades macrobentónicas en el banco de Campeche, en el estado del mismo nombre, durante 1993. En términos generales, la gran variación espacial enmascaró la variación temporal así como a los indicadores de actividades petroleras. Se observó un incremento en la densidad de los poliquetos oportunistas pequeños cuatro meses después de la temporada de “nortes”, lo que sugiere que hubo mayor influencia del clima y de la escorrentía fluvial que de las actividades petroleras. Posteriormente, Hernández-Arana et al. (2005) estudiaron el impacto de actividades relacionadas con el petróleo sobre

las comunidades de macrofauna en el banco y Bahía de Campeche (19° 00' N-19° 40' N y 91° 40' W-92° 30' W) en 1999. Observaron que las estaciones cercanas a las plataformas y otras actividades petroleras presentaron menores valores de abundancia y biomasa con diferente composición de ensambles que las estaciones con menos plataformas y más alejadas de las actividades petroleras. Los autores mencionaron que las familias de poliquetos que se sabe que tienen especies oportunistas, tales como Lumbrineridae, Spionidae, Capitellidae y Cirratulidae fueron más abundantes en estaciones donde no había actividades petroleras, por lo que sugirieron que estos individuos estaban sujetos a perturbaciones naturales. Concluyeron que las respuestas de los oportunistas ante perturbaciones naturales y antropogénicas no fueron fácilmente distinguibles probablemente debido al nivel de identificación taxonómica.

Qu et al. (2016) estudiaron los poliquetos en el área influenciada por el derrame masivo de petróleo en el Golfo de México cuando explotó y se hundió la plataforma Deep Water Horizon. Encontraron que el número de especies, abundancia e índices de diversidad fueron significativamente menores que los valores obtenidos antes del derrame en zonas cercanas y con profundidades similares. El incremento de los sigaliónidos carnívoros fue atribuido a la acumulación de hidrocarburos del petróleo en el sedimento. Concluyeron que el derrame pudo tener impacto cuantificable en la comunidad de poliquetos.

Los estudios ecotoxicológicos permiten evaluar indirectamente el grado de contaminación de los sistemas naturales mediante bioensayos de laboratorio. En México estos estudios utilizando poliquetos como especies clave son escasos. Los trabajos pioneros corresponden a Nuria Méndez y colaboradores utilizando especímenes del complejo de especies crípticas de *Capitella* como especie experimental. Estos individuos, dados sus hábitos detritívoros, contribuyen a la eliminación de tóxicos del sedimento en medios naturales. Las especies crípticas difieren en sus estrategias reproduc-

tivas pero generalmente presentan ciclos de vida cortos que constan de dos fases larvarias (trocóforas y metatrocóforas), de juveniles y de adultos. El conocimiento previo de los ciclos de vida de cada especie del complejo permite realizar bioensayos en el laboratorio utilizando las diferentes etapas del desarrollo. Méndez (2015) presenta un esquema general del ciclo de vida de *Capitella* spp., así como la metodología básica utilizada durante los bioensayos en el laboratorio. Las respuestas que se han medido en el laboratorio son la mortalidad, tablas de vida, crecimiento, alimentación, reproducción y anomalías en adultos, la mortalidad, crecimiento, formación de tubos, producción de hemoglobina y tablas de vida en juveniles, y la mortalidad, crecimiento y afectación de la metamorfosis de larvas (Méndez 2017). Después de experimentar con larvas de *Capitella* spp., Méndez y Green-Ruiz (2006a) detectaron una serie de ventajas y desventajas de utilizar estos estadios del desarrollo en estudios ecotoxicológicos.

Los estudios realizados en México con especies del complejo de *Capitella* spp. corresponden a Méndez y Green-Ruiz (2005; 2006a; 2006b), Méndez et al. (2008), Uc-Peraza y Delgado-Blas (2015) y Calderón-Ruiz et al. (2019). Méndez y Green-Ruiz (2005, 2006b) estudiaron el efecto del cobre y cadmio en solución sobre juveniles y larvas metatrocóforas de *Capitella* sp. Y del estero del Yugo en Mazatlán (Estado de Sinaloa). Los juveniles resultaron más sensibles al cobre en términos de mortalidad, alimentación (estimada mediante la producción de heces fecales) y crecimiento (mediante el tamaño del cuerpo). Sin embargo, ninguno de los metales afectó la producción de hemoglobina y formación de tubos por parte de los juveniles (Méndez y Green-Ruiz 2005). Ambos metales produjeron efectos significativos en la mortalidad en las larvas metatrocóforas y en la inhibición de la metamorfosis, con efectos más severos en las larvas expuestas a cobre (Méndez y Green-Ruiz 2006b).

Méndez et al. (2008) evaluaron el efecto del pesticida metamidfos incorporado al sedimento

experimental en adultos de *Capitella* sp. Y procedente del estero del Yugo en Mazatlán. El incremento en las concentraciones de metamidofos produjo una disminución significativa en la producción de heces fecales y en la biomasa de los organismos. Se detectaron ciertas anormalidades y cambios de comportamiento de algunos individuos (cambio de color de rojo a amarillo, con la disminución simultánea de movilidad) que, a pesar de que fueron atribuidos a los efectos tóxicos del metamidofos, no fueron lo suficientemente severos como para interrumpir la alimentación.

La toxicidad aguda de tres marcas de detergentes fue evaluada en *Capitella* sp. C de la Bahía de Chetumal (en el Estado de Quintana Roo, en el Caribe). El porcentaje de la mortalidad aumentó al aumentar las concentraciones de los detergentes durante 48 h de exposición. La variación en la toxicidad de los tres detergentes pudo haber sido causada por las diferencias en las concentraciones de las fórmulas y del ingrediente activo (sulfonato de alquilbenceno lineal) contenidos en cada fórmula, así como por la presencia de otros ingredientes tales como enzimas, silicato de sodio, tripolifosfato, blanqueadores y perfumes (Uc-Peraza y Delgado-Blas 2015).

Calderón-Ruiz et al. (2019) calcularon la concentración letal media de los plaguicidas Malation 500[®] y Tyson 4e[®] (ingredientes activos: malatión y clorpirifós, respectivamente) en *Capitella* sp. de la Bahía de Chetumal y encontraron que el clorpirifós resultó más tóxico. Así, el malatión fue clasificado como ligeramente tóxico, mientras que el clorpirifós como moderadamente tóxico para esta especie. Los cocientes de riesgo indicaron que el riesgo ecológico de ambos plaguicidas es despreciable.

Los análisis de metales pesados acumulados en los tejidos del anfinómido *Eurythoe complanata* realizados por Méndez y Páez-Osuna (1998) permitieron utilizar esta especie en estudios ecotoxicológicos futuros debido a su gran capacidad para acumular agentes tóxicos, así como a su disponibilidad y facilidad de ser recolectada en la costa

de Mazatlán. Así, en México se han realizado dos trabajos de ecotoxicología utilizando esta especie en el laboratorio procedente de Mazatlán, correspondientes a Vázquez-Núñez et al. (2007) y a Méndez et al. (2009). La realización de dos bioensayos de 8 días (con y sin sedimento) permitió evaluar la acumulación y eliminación de mercurio (en solución) por *E. complanata*. Se observó un efecto significativo y positivo de las concentraciones de mercurio en la acumulación de los especímenes del experimento sin sedimento, mientras que con sedimento no hubo efecto significativo. Los individuos del experimento sin sedimento acumularon casi el doble que los del experimento con sedimento, lo que indica la importancia del sedimento en el proceso de la bioacumulación. Cierta eliminación de mercurio (25 a 36%) se observó únicamente en el experimento sin sedimento, lo que sugirió que se necesitaban más de 8 días para eliminar completamente el mercurio. Se sugirió que *E. complanata* puede ser un buen candidato para estudios ecotoxicológicos con metales pesados (Vázquez-Núñez et al. 2007).

Los efectos letales del mercurio en solución en la mortalidad de *E. complanata* se observaron durante 10 días y se calcularon tanto la concentración como el tiempo letales medios. Se observó mortalidad en todos los tratamientos, siendo mayor en las mayores concentraciones de mercurio. Se observaron anormalidades morfológicas que fueron más evidentes en los tratamientos con mayores concentraciones: oscurecimiento del cuerpo, piel rasposa blanca y opaca, proboscis evertida e inflamada e intestino expuesto (Méndez et al. 2009).

En relación con otras especies de poliquetos, Uc-Peraza y Delgado-Blas (2008) determinaron la concentración letal media de dos detergentes domésticos, uno no iónico y el otro aniónico, utilizando a *Nereis oligohalina* de la Bahía de Chetumal como especie de prueba. El detergente con surfactante aniónico resultó más tóxico para esta especie. Posteriormente, los mismos autores determinaron experimentalmente la toxicidad de

cuatro detergentes domésticos biodegradables utilizando a *Laeonereis culveri* como especie de prueba. Se observaron diferencias significativas en los valores de la concentración letal media. Los cocientes de riesgo indicaron que los cuatro detergentes pueden ocasionar daño a los organismos que viven en el sedimento y, por consiguiente, a todo el ecosistema. En este trabajo, los autores propusieron a *L. culveri* como herramienta para la evaluación de riesgos ambientales por detergentes domésticos (Uc-Peraza y Delgado-Blas 2012).

Ramírez-Álvarez et al. (2007) midieron la proporción de los isótopos estables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ y del carbono y nitrógeno de la materia orgánica particulada en la región costera del noroeste de Baja California, entre los $32,552^\circ\text{N}$ - $32,23^\circ\text{N}$ y $117,397^\circ\text{W}$ - $116,933^\circ\text{W}$. Se realizaron análisis de isótopos estables del poliqueto *Spiophanes duplex* y se concluyó que la materia orgánica particulada proveniente de las aguas residuales de las plantas de tratamiento puede proveer más del 57% del carbono asimilado por este poliqueto en áreas localizadas a unos 26 km de la salida de emisión de las aguas.

Recientemente, ha existido interés en los microplásticos en el océano a nivel mundial dada su capacidad de absorber ciertos compuestos tóxicos. El trabajo pionero en el tema corresponde a Gómez-Hernández (2016), quien evaluó la influencia de microplásticos y fluoranteno en el terebérido *Eupolymlia rullieri* de Puerto Morelos (en el estado de Quintana Roo, Caribe mexicano). Observó que el fluoranteno disminuye la cantidad de arena que este poliqueto pueden procesar, pero la combinación de microplásticos y fluoranteno no presentó efectos significativos en la tasa de procesamiento de arena. De igual manera, dicha combinación no presentó efecto cuantificable en el crecimiento y la tasa de mortalidad. Se indica que *E. rullieri* es de difícil manejo en el laboratorio.

Costa Rica. El conocimiento de los poliquetos tiene marcadas diferencias entre sus litorales

sobre el Océano Pacífico y el Mar Caribe. Esto se debe a la mayor extensión de la línea de costa en el Pacífico (1.254 km) con respecto al Caribe (212 km), a la mayor heterogeneidad y complejidad estructural del litoral en el Pacífico (Cortés y Wehrtmann 2009), y a la mayor intensidad de muestreos en la cuenca del Pacífico (Dean 2004, 2017). Así, actualmente en el Pacífico de Costa Rica se conocen 219 especies de poliquetos (Dean 2004, 2009; Dean y Blake, 2015), y en el Caribe solo se conocen 75 especies (Dean 2004, 2012, 2017).

Por otra parte, la costa pacífica de Costa Rica asiente una mayor población y posee mayor infraestructura que la costa Caribe, por lo que los problemas de generación de desechos y potenciales contaminantes son mayores. Maurer y Vargas (1984) y Maurer et al. (1988) estudiaron algunos aspectos de la estructura de las comunidades macrofaunales del Golfo de Nicoya (litoral Pacífico). Estos autores encontraron que algunas especies de poliquetos eran las dominantes en este tipo de ecosistemas, con abundancias muy superiores a las de las demás especies. A partir de estos resultados, Dean (2004, 2008) postuló que especies que incluyen capitélidos de los géneros *Capitella* y *Mediomastus*, espionidos del Género *Streblospio*, el nereidido *Neanthes succinea*, el anfinómido *Eunice complanata* y cirratulidos de los géneros *Chaetozone* y *Caulleriella* serían especies con potencial como indicadores biológicas en el Golfo de Nicoya. Ello es así porque, al tratarse de especies “oportunistas”, se pueden utilizar para hacer el seguimiento de perturbaciones ecológicas como la contaminación.

Cuba. El estudio de los poliquetos inicialmente fue promovido por investigadores europeos del siglo XIX, cuyo interés fue conocer la fauna marina circundante de la isla por medio de expediciones oceánicas, entre los que destacan los trabajos de Mörch (1863) y Ehlers (1879); éste último registró al menos seis especies de poliquetos recolectados en la Habana y zonas cercanas. Pos-

teriormente, en 1939 la Universidad de la Habana se integró a las investigaciones colaborando en diferentes expediciones con instituciones extranjeras. Pero, no fue hasta pasada la mitad del siglo XX cuando la poliquetofauna de Cuba comenzó a darse a conocer a través de los trabajos de Rullier (1974), Ibarzábal (1986), San Martín (1986a; 1986b; 1990; 1991a; 1991b; 1992; 1993; 1994), ten Hove y San Martín (1995), San Martín et al. (1997), Bastida-Zavala y Salazar-Vallejo (2000), Bastida-Zavala y ten Hove (2003), Fernández et al. (2008), Ibarzábal (2008), Ibarzábal y Helguera (2008) y Álvarez y San Martín (2009).

Actualmente, los poliquetos constituyen uno de los grupos más diversos y abundantes, y en algunos casos dominantes, de la macrofauna bentónica de la isla (1.500-3.200 ind. m⁻²) registrándose hasta la fecha un total de 427 especies, de las cuales 54 tienen a la isla como localidad tipo (García et al. 2013). Pero como ocurre en muchos de los países caribeños, el conocimiento sobre el grupo sigue siendo escaso (Díaz-Díaz et al. 2017a).

Ibarzábal (1996) estudió la comunidad de poliquetos bentónicos en la Habana (el interior de la bahía, el canal de entrada y la costa aledaña), la cual fue descrita por Mederos (1989) como un sistema eutrófico altamente productivo y con signos evidentes de deterioro (provocados principalmente por los vertimientos urbanos y los drenajes pluviales), que se manifiestan en un bajo contenido de oxígeno, altas concentraciones de hidrocarburos y un deficiente estado sanitario. Del análisis se obtuvo que los poliquetos, a pesar de ser el grupo dominante, en general presentaron muy baja densidad (entre 9,6 y 12 ind. 10 cm⁻²; inclusive estaciones sin individuos); sin embargo, ésta fue aumentando en dirección a la salida de la bahía (al alejarse del foco de contaminación), definiéndose dos comunidades: una al interior de la bahía con especies resistentes a la contaminación, y la otra típica de lugares costeros menos intervenidos. En detalle, se identificaron 10 especies: *Americanuphis reesei*, *Arabella iricolor*,

Branchiomma nigromaculata, *Schistomeringos rudolphi*, *Dorvillea cerasina*, *Exogone dispar*, *Neanthes caudata*, *Stenoninereis martinsi*, *Streblospio benedicti* y *Timarete filigera*. Entre ellas *S. martinsi* y *S. benedicti* tenían una amplia distribución dentro de la bahía, que como ya se indicó es una zona altamente intervenida. Respecto a las tres zonas estudiadas por Ibarzábal, en la zona interior hubo una brusca disminución de la fauna con presencia de solo tres especies: *S. martinsi*, *S. benedicti* y *S. rudolphi*, lo que denotó, según la autora, una contaminación de naturaleza tóxica. Por otra parte, en el canal de entrada se encontró un biotopo con características intermedias (mayor influencia del interior que de la costa) con cinco especies que coinciden en todo el monitoreo: *S. rudolphi*, *S. martinsi*, *S. benedicti*, *T. filigera*, *B. nigromaculata*. La costa aledaña, por su parte, mostró tanto un incremento en densidad de poliquetos (entre 25,8 y 34,4 ind. 10 cm⁻²), como un aumento en número de especies (siete especies que no estuvieron en el interior: *T. filigera*, *D. cerasina*, *E. dispar*, *N. caudata*, *A. reesei*, *A. iricolor*, *B. nigromaculata*), comunes en zonas limpias. Esto quedó confirmado por los índices ecológicos: H', J' y C (dominancia), que indican una mejora en las características ambientales desde el interior hacia la zona costera. Adicionalmente, utilizando el índice de similitud de Sørensen, se detectó la presencia de tres grupos: Grupo 1, compuesto por *S. martinsi*, *S. rudolphi* y *S. benedicti* (especies conocidas por su marcada asociación a lugares fuertemente contaminados); el Grupo 2, constituido por *A. iricolor*, *E. dispar*, *T. filigera*, *B. nigromaculata* y *N. caudata*; y el Grupo 3, con *A. reesei* y *D. cerasina* (especies propias de zonas con enriquecimiento orgánico).

Por su parte, Armenteros et al. (2003) analizaron la variación espacial y temporal en la abundancia y composición del meiobentos en la Habana. En esta, encontraron 16 taxa en total, dentro de los cuales los poliquetos llegaron a representar más el 25% de la densidad total en una estación localizada en una zona de descarga directa de

residuales industriales (en las estaciones más alejadas dominó nematoda), y explican que ello se debe posiblemente a la resistencia del grupo a la carga orgánica y a las condiciones reducidas en el sedimento derivadas de esta.

Por otro lado, Arias-Schreiber et al. (2008) se propusieron averiguar si la causa de la disminución en las capturas de langostas y peces del Golfo de Batabanó (zona de importancia comercial) estaba relacionada con cambios en la comunidad bentónica y la pérdida de hábitat en el lugar. Para ello, analizaron muestras de bentos de dos cruceros con 20 años de diferencia. Sobre poliquetos, obtuvieron más especies en el segundo crucero que en el primero (86 versus 62). También observaron que poliquetos, nemátodos y copépodos son los más abundantes de la zona, y entre los primeros hubo una alta densidad y ocurrencia cerca de la Península de Zapata de *Eupolyornia crassicornis*, *Syllis mexicana*, *Notomastus hemipodus*, *Axiiothella mucosa* y *Paraprionospio* sp. Esto último, respaldó la idea de una zona perturbada alrededor del área comercial. Los autores concluyeron que la comunidad bentónica efectivamente había cambiado con el paso de los años, y que, a diferencia de la fauna pelágica, la fauna del bentos sí refleja las condiciones ambientales locales evidenciada por los cambios en la diversidad y abundancia de poliquetos. Además, destacaron que el estudio permitió la identificación de dos zonas principales: las perturbadas con pérdida de hábitat (Pinar del Río y La Coloma) y las áreas moderadamente perturbadas (Península de Zapata y norte de Isla de La Juventud).

Helguera et al. (2011) describieron los patrones de distribución espacio-temporal de los ensambles de poliquetos en la Bahía de Cienfuegos (lugar que está fuertemente contaminado debido a la acumulación orgánica e inorgánica en la cuenca, con niveles relativamente altos de metales pesados e hidrocarburos presentes en los sedimentos), para luego discutir la calidad ambiental de los fondos blandos del lugar. El resultado fueron seis taxones, de los cuales uno correspondió a

poliquetos. De estos, se obtuvieron 1.623 individuos correspondientes a 12 familias donde Spionidae, seguido de Opheliidae, fueron los dominantes (aportaron con el 90% de los individuos). Siendo los poliquetos alimentadores de depósitos superficiales el grupo trófico dominante en la bahía (79%), entre los cuales *Streblospio benedicti*, *Polydora* sp. y *Paraprionospio pinnata* (Ehlers 1901) se contaron entre las especies más representativas, seguido por los alimentadores de depósitos sub-superficiales (13,7%) con *Mediomastus ambiseta* como la más abundante, y los carnívoros (6,2%). Concluyeron que hay síntomas claros de eutrofización relacionados con el enriquecimiento orgánico y una macrofauna agotada, lo que sugiere un ecosistema amenazado donde las acciones de gestión deben aplicarse con urgencia. Respecto a *P. pinnata* González y Quiñones (2000) estudiaron sus adaptaciones enzimáticas en condiciones hipóxicas en la zona de mínimo oxígeno (ZMO) en la Bahía de Concepción, Chile. El estudio refirió que posiblemente las vías del lactato y las del piruvato oxidorreductasas (forman subconjuntos) permitirían la sobrevivencia en estos ambientes a través del mantenimiento de la tasa metabólica bajo tales condiciones. Lo que en cierta medida podría explicar la presencia de esta especie en el evento hipóxico referido por Helguera et al. (2011).

Díaz-Asencio et al. (2015) evaluaron la respuesta temporal a la hipoxia estacional (período húmedo-lluvia), tanto de la macrofauna bentónica como de los sedimentos, en la Bahía de Cienfuegos. Lograron recolectar 817 individuos, siendo los poliquetos el grupo dominante en cuanto a abundancia (57% del total). De estos, la familia dominante fue Spionidae (75%), y las especies más abundantes fueron *Prionospio steenstrupi* y *Polydora* sp. (caracterizados como colonizadores rápidos). Cabe destacar que los picos de abundancia de los poliquetos correspondieron a picos de reclutamientos de ambas especies, y que *Paraprionospio pinnata* también estuvo presente como oportunista. Además, los autores obtuvieron

patrones de distribución de los poliquetos diferente al de los otros taxa, debido a un efecto sinérgico que se da entre la baja hidrodinámica de la columna de agua (estratificación salina en época de lluvias) y la hipoxia derivada del enriquecimiento orgánico. Según los investigadores, los poliquetos fueron capaces de aprovechar estas condiciones (especies oportunistas) y establecerse en la zona muy rápido, para luego permitir el establecimiento de otras especies (pioneras). Concluyeron que la hipoxia estacional de la bahía influye sobre la geoquímica tanto del agua como de los sedimentos, y además reduce la abundancia y diversidad de la macrofauna (disminución del oxígeno afecta el funcionamiento del ecosistema negativamente).

Las investigaciones en Cuba que apuntan a determinar la importancia que pudiesen tener los poliquetos en ecología (específicamente como indicador biológico) son muy escasas. La mayoría de los trabajos citados anteriormente concluyeron que los poliquetos constituían un grupo dominante y frecuente en distintas zonas bentónicas de la isla. Es necesario realizar más investigaciones sobre este grupo relacionadas tanto con taxonomía (generar más especialistas en el tema, mejorar y afinar el proceso de identificación de los ejemplares, poder relacionar lo que esta ciencia básica aporte como nuevo conocimiento con otras áreas de estudio, etc.). Fundamentalmente se requieren investigaciones en ecología de ambientes impactados, de manera de poder dar a conocer y comprender con claridad el uso que pudiesen eventualmente tener estos organismos como indicadores del estado ecológico marino cubano.

Puerto Rico. La revisión y re-análisis de la información compilada por Dean (2012) sobre los poliquetos del Mar Caribe evidenció que se habían registrado 36 familias, 127 géneros y 208 especies, con validez científica. Estos números se actualizarán pronto con los registros de poliquetos asociados a ecosistemas mesofóticos alrededor de la isla (Laverde-Castillo, com. pers.).

Los ecosistemas costeros alrededor de Puerto Rico, al igual que ocurre en otras localidades del Caribe, siguen siendo impactados por tensores ambientales como: disposición de aguas negras municipales, vertidos industriales, actividad de la infraestructura costera, escorrentía procedente de la agricultura, etc. (Diez et al. 2019). Entre los ecosistemas más afectados por esta problemática se hallan los ecosistemas bentónicos. En Puerto Rico, los ecosistemas bentónicos más afectados se hallan cerca de los centros urbanos más poblados: San Juan y el área metropolitana, Ponce, Agudilla, Guánica y Mayagüez. Pese a la problemática previamente descrita, los estudios que relacionen el efecto de la contaminación sobre las comunidades biológicas bentónicas, sobre todo de fondos blandos, son limitados, y más aún lo son los relacionados con el empleo de los poliquetos como indicadores ambientales.

La mayoría de los estudios que evalúan la macrofauna de fondos blandos, y que de manera simultánea monitorearon algunos parámetros abióticos, son reportes presentados en agencias/autoridades estatales o federales, de difícil consulta, la llamada "literatura gris". Uno de estos reportes, que contiene "información útil" a los fines de la presente revisión es el trabajo de Rivera (2005) para la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). En este reporte, el autor revisó la información de cuatro campañas de muestreo realizadas en el "Estuario Bahía de San Juan" entre 1987 y 2002. El re-análisis de esta información permite coleccionar lo siguiente: i) en algunos sectores de este sistema estuarino se presentaron bajos niveles de oxígeno disuelto en la columna de agua ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$); ii) los poliquetos fueron el grupo mejor representado en términos de abundancia y riqueza específica en todas las campañas de muestreo consideradas; iii) *Capitella* sp. (referida como *C. capitata*) estuvo presente en tres de las campañas, siendo el organismo dominante en algunas estaciones; iv) los espionidos *Prionospio steenstrupia* y *Streblospio benedicti* aparecieron en dos de las campañas, siendo relativamente muy abun-

dantes, y al menos la primera de éstas podría ser considerada a futuro como una especie candidata como “potencial bioindicadora”, dado que se conoce que especies de este género han sido propuestas a tal efecto en otras áreas geográficas.

Antillas holandesas (Aruba, Bonaire, Curaçao, Saba, Sint Eustatius y Sint Maarten). Los poliquetos bentónicos están representados por 30 familias, 100 géneros y 151 especies (Naturalis Biodiversity Center 2017).

Williams (2009), en un trabajo en arrecifes coralinos someros en Bonaire, propuso al serpúlido *Spirobranchius giganteus* como especie bioindicadora de condiciones de estrés ambiental (presencia de nutrientes y de sedimentos finos) en el arrecife. La autora basó esta premisa al hallar concentraciones significativamente más altas de fosfato en los sitios de mayor impacto, sitios en los cuales *S. giganteus* exhibió mayores densidades.

Colombia. El estudio de los poliquetos se ha hecho interrumpidamente, aunque esto no haya significado un gran avance en su conocimiento. Londoño-Mesa (2017) ha diferenciado tres momentos en su estudio, los cuales comenzaron con las descripciones de Augener de poliquetos del Pacífico, a comienzos del siglo XX, pasando por un fuerte avance en cuanto listados en las décadas de 1970-1980, para terminar en el momento actual en el que no solo se están desarrollando listados, sino también se ha vuelto a realizar descripciones detalladas de las especies. Sin embargo, la falta de suficientes poliquetólogos, o de estudiantes e interesados en el grupo, ha hecho que el avance aún sea lento.

Al pensar en la importancia de los poliquetos, la idea de considerarlos como indicadores biológicos está totalmente comprobada. Fernández-Rodríguez y Londoño-Mesa (2015) hacen un análisis de la terminología usada exponiendo las diferencias o confusiones con términos como “bioindicador” o “biomonitor”.

El creciente auge de los programas de consul-

torías en el país con el fin de evaluar los ecosistemas, ha hecho que surjan empresas consultoras, o que los grupos de investigación asociados a universidades y otras instituciones se dediquen a esta labor. Por lo tanto, esta presión ha dado como resultado un aumento en el número de registros de especies, pues cada proyecto consultor debe ofrecer su material identificado a las colecciones biológicas del país, según lo reglamenta la Agencia Nacional de Licencias Ambientales (ANLA). No obstante, estas empresas consultoras, e incluso proyectos de investigación sobre poliquetos, generalmente tienen y deben usar claves taxonómicas de otros países o regiones, con lo cual se identifican especies no propias de nuestras costas, ya que los listados de especies han repetido eidéticamente los nombres de las especies para otras regiones lejanas como Mar Mediterráneo, Mar del Norte, Pacífico oeste, entre otras. Así, el problema taxonómico aumenta debido a que se continúan registrando especies erróneamente.

Por otro lado, es importante resaltar que desde 2017 han surgido importantes expediciones científicas, tanto al Caribe como al Pacífico, promovidas por la Comisión Colombiana del Océano-CCO, en conjunto con universidades e instituciones públicas y privadas, así como fundaciones, ONG's y las corporaciones ambientales regionales (Londoño-Mesa 2017). Dichas expediciones han dado como resultado un gran número de muestras que, debido al impedimento taxonómico ofrecido por la falta de información de nuestras especies, apenas están comenzando a dar importantes resultados en biodiversidad.

En cuanto a números, y al igual que se menciona para otros países como México, éstos son más claros y numerosos para el litoral Caribe que para el Pacífico. En total, Londoño-Mesa (2017) menciona que hay 54 familias, 203 géneros y 298 para ambos litorales, repartidos en un 79,6% para el Caribe y un 20,4% para el Pacífico. No obstante, es importante resaltar que hay 319 registros solo con nombres de familia y 271 registros solo con nombres de géneros para el Caribe colombiano,

lo cual podría incluir un importante número de especies una vez se pudiera resolver sus identificaciones. Más recientemente, de León et al. (2019) elaboraron un listado para las especies del Caribe colombiano en la cual incluyeron 51 familias, 230 géneros y 293 especies. Sin embargo, estos números podrían ser mayores dado que no se incluyeron en este listado las especies reportadas para la Reserva de la Biósfera Seaflower, por Londoño-Mesa et al. (2016): 49 familias, 66 géneros y 131 especies.

El recuento anterior en cuanto al número de especies tiene como finalidad resaltar que, a pesar de lo poco que se ha logrado en taxonomía, lo que se ha hecho en cuanto a indicadores biológicos es aún menor. Un buen estado del arte es presentado por Fernández-Rodríguez y Londoño-Mesa (2015). Se incluyen los pocos estudios preliminares que se han realizado hasta el momento, con familias como Eunicidae y Terebellidae, y particularmente con la especie *Capitella capitata* (Familia Capitellidae), ampliamente considerada con indicador biológico por contaminación de materia orgánica (Fernández-Rodríguez et al. 2016).

Entre los estudios de contaminación ambiental para el Caribe colombiano, en los cuales se reportan otras familias, se incluyen los datos no publicados aún sobre el hundimiento de una barcaza en la zona de anclaje del Puerto de carbón Drummond (Santa Marta, Caribe), por parte de la Universidad Jorge Tadeo Lozano en 2013. En esta investigación, se reportaron organismos de las familias Glyceridae, Lumbrineridae, Magelonidae y Spionidae, como los primeros colonizadores de fragmentos grandes de carbón.

Otro estudio aún no publicado considera a las especies de la Familia Serpulidae, *Ficopomatus uschakovi* y *F. miamiensis* asociadas a las raíces del mangle rojo, como indicadoras por su tolerancia a las condiciones existentes en el Golfo de Urabá, el segundo estuario más grande en el Caribe colombiano.

Entre los estudios de impacto ambiental para el

Pacífico colombiano, Lucero-Rincón et al. (2008) evaluaron la relación existente entre la cantidad de sedimentos que se encuentran en la desembocadura fluvial y el crecimiento de la macrofauna bentónica. La abundancia de organismos de la Familia Capitellidae se relacionó con la alta carga de sedimentos transportada por el Río Anchicaya, el cual desemboca en el estuario más grande del Pacífico colombiano, la Bahía de Buenaventura. Para esta misma bahía, Serna-Giraldo et al. (2013) evaluaron el efecto de la exposición continua a contaminantes en el ADN de la especie *Lumbrineris verrilli* (Lumbrineridae) en Bahía de Buenaventura, sugiriendo solamente que esta bahía podría estar perturbada.

En conclusión, para Colombia solo pocos estudios han sido realizados con el propósito de usar los poliquetos como indicadores de contaminación ambiental. A pesar de las 51 familias registradas para Colombia, solo siete de ellas han sido consideradas.

Venezuela. El conocimiento taxonómico sobre este grupo es muy exiguo, habiéndose identificado hasta la fecha aproximadamente 532 especies contenidas en 241 géneros y 49 familias (Díaz-Díaz et al. 2017b).

Cinco estudios están relacionados con aspectos bioquímicos. Marcano et al. (1997) analizaron aspectos relacionados con la actividad de lisozimas celómicas en *Eurythoe complanata* (Pallas 1766) inducida por la toxicidad por metales pesados. Nusetti et al. (2001, 2005) estudiaron los biomarcadores del estrés oxidativo en *E. complanata* expuesto al cobre durante un corto período, y sobre las enzimas antioxidantes y regeneración de tejido de esta especie expuesta a contaminación por hidrocarburos, respectivamente. Zapata-Vívenes et al. (2005) describieron las respuestas inmunológicas y cicatrización en el poliqueto *E. complanata* expuesto al cobre y Hernández-López et al. (2008) analizaron la actividad antibacteriana y antimicótica de *Spirobranchus giganteus giganteus* (Pallas 1766).

Existen pocos trabajos ecológicos sobre comunidades bentónicas que incluyan a los poliquetos, y apenas nueve son específicos para poliquetos (Bone y San Martín 2003; Díaz-Díaz y Liñero-Arana 2006; Liñero-Arana y Díaz-Díaz 2006, 2009, 2011a, 2011b, 2013; Chollett y Bone 2007; Fernández et al. 2012; Brett et al. 2013; Díaz-Díaz et al. 2014).

Chollett y Bone (2007) analizaron el efecto causado por un período inusual de fuertes y sostenidas precipitaciones sobre la comunidad de poliquetos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* Koenig 1805, comparando localidades de mayor influencia oceánica o continental, tomando como referencia la respuesta de los poliquetos oportunistas y estructura y composición de especies pertenecientes a la Familia Spionidae, las cuales mostraron cambios transitorios expresados por un gran aumento de la densidad y riqueza de especies. Las especies oportunistas, que tienen dispersión limitada (*Streblospio gynobranchiata* Rice y Levin 1998 y polidóridos) se encuentran comúnmente en lugares con influencia continental, mientras que no se encuentran especies que comúnmente tienen mecanismos de dispersión en zonas bajo influencia oceánica (*Prionospio*). Asimismo, los patrones de recuperación observados indican diferentes ritmos: mientras que las comunidades oceánicas mostraron una recuperación rápida, las comunidades continentales son devueltas a sus estados originales lentamente. Por lo tanto, los patrones observados en las comunidades de poliquetos bentónicos asociados a *T. testudinum* indican claramente que los procesos de recolonización, la dinámica de sucesión y el tiempo de recuperación depende de la escala espacial de la perturbación, la historia de vida de las especies involucradas y las condiciones particulares del hábitat.

Brett et al. (2013) describieron las variaciones espacio-temporales de poliquetos en una región bajo influencia antropogénica (actividades de pesca, turismo y refineries de petróleo). El estudio involucró la evaluación del sedimento y el análisis de estos invertebrados en la Península de

Paraguaná. Se cuantificaron 7.368 poliquetos que comprendieron un total de 35 familias, siendo Capitellidae (35%) y Spionidae (21%) las más abundantes que llegaron a representar más de 6.000 ind. m⁻², y sugieren la existencia de un disturbio local asociado con las actividades de la refinera, basado en el predominio de organismos detritívoros. Este estudio mostró la utilidad de analizar datos biológicos para detectar influencias antropogénicas cuando no está disponible la información química.

Pacífico sudamericano

Ecuador. El conocimiento que se tiene sobre los poliquetos es escaso, siendo las Islas Galápagos la que presentan una mayor claridad taxonómica. En Ecuador continental se conocen un total de 100 especies de poliquetos hasta 2017 (de León-González 2017). Sin embargo, investigaciones relacionadas sobre poliquetos como indicadores de contaminación en ecosistemas marino costeros en Ecuador son casi inexistentes.

En la parte continental de Ecuador, los estudios de las comunidades de poliquetos han estado enfocados principalmente hacia la determinación taxonómica de las especies, evaluación de la composición, abundancia y diversidad de especies presentes en ecosistemas marinos y estuarinos, tanto a nivel intermareal como submareal, como una medida útil para la valoración de la salud de dichos ecosistemas (Vinagre et al. 2017). De la literatura de fuentes primarias y secundarias analizadas para esta zona, son pocos los trabajos donde se relaciona la presencia de poliquetos como indicador de una característica particular del medio donde habitan las especies o donde existen indicios de contaminación (Villamar 1983, 2000, 2006, 2013; Calderón 2016; Cárdenas-Calle 2016; de León-González 2017; Cárdenas-Calle et al. 2020). Entre las especies consideradas como indicadoras de alguna alteración al ecosistemas acuático se encuentran cinco especies: *Capitella capitata*, *Cossura brunnea*, *Boc-*

cardia tricuspa, *Paraprionospio pinnata* y *Nereis (Hediste) diversicolor* contenidas en las familias Capitellidae, Cossuridae, Spionidae y Nereididae.

Una de las especies que normalmente se la relaciona como indicador de enriquecimiento orgánico, presente en sedimentos marinos perturbados (Newell et al. 1998) y derrames de hidrocarburos (Pearson y Rosenberg 1978) es *Capitella capitata*. Esta especie ha sido registrada en la zona costera continental de Ecuador, en la zona centro en la Provincia de Manabí (Villamar 2006; de León-González 2017) en suelos arenosos en Jaramijó y en áreas de playas y litorales rocosos en Barbasquillo en Manta (Villamar 2006); así también ha sido reportada su presencia en la zona centro sur en la Provincia del Guayas en los ramales estuarinos del Estero Salado que ingresan a la zona urbana de Guayaquil y cuyos sedimentos se encuentran contaminados por hidrocarburos ($245,66 \text{ mg kg}^{-1}$) y metales pesados tales como cadmio ($4,01 \text{ mg kg}^{-1}$) y plomo ($40,17 \text{ mg kg}^{-1}$) según estudios realizados en el 2011 (Cárdenas-Calle 2016). Esta especie ha sido registrada en el estuario exterior del Golfo de Guayaquil en la zona infralitoral de la Isla Santa Clara en zonas rocosas durante la época seca en el 2015 (Cárdenas-Calle et al. 2020) e influenciadas por arenisca propia en esta zona (Santana y Dumont 2000). Ha sido encontrada también en los sedimentos de los fondos de la Isla Floreana y en las playas de la Isla Isabela en Galápagos (Villamar 2000).

Crossura brunnea es otra especie registrada en la costa central de Ecuador en la Bahía de Manta (Villamar 2013), considerada como una de las especies más abundantes que vive en sedimentos limo-arenosos, en ambientes eurihalinos y es señalada como una especie de ambientes contrastantes (Fernández-Rodríguez y Londoño-Mesa 2016).

Por otro lado, *Boccardia tricuspa* y *Paraprionospio pinnata* han sido usadas como indicadores de la salud de ecosistemas marino costeros (Dix et al. 2005; Calderón 2016) estando la presencia de ambas relacionada con zonas con alto porcen-

taje de materia orgánica, las misma que han sido reportadas en la plataforma continental (Villamar 1983) y el estuario exterior del Golfo de Guayaquil en la Isla Santa Clara durante el 2007 en época seca (Calderón 2016).

Nereis (Hediste) diversicolor es una especie que se la asocia a contaminación por metales pesados (Luoma y Bryan 1982) y es usada como marcador de acidificación en agua de mar (Sokołowski et al. 2020). Esta especie ha sido registrada en la costa norte de Ecuador en Esmeraldas en la Reserva Marina Galeras San Francisco (RMGSF), en la costa central en la Provincia de Manabí en el Parque Nacional Machalilla (PNM), en la zona centro sur en parte más saliente de la costa de Ecuador en el área de Producción Faunística Marino Costera Puntilla de Santa Elena (REMACOPSE) y al sur en la Provincia de El Oro en la Isla Santa Clara en el Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara (RVSISC) (Cárdenas-Calle et al. 2020).

En la costa ecuatoriana han sido pocos los esfuerzos realizados por entender la función que cumplen los poliquetos como bioindicadores de calidad ambiental. Se deberían desarrollar estudios a nivel de bioensayos, ecotoxicología y validaciones en campo relacionando la estructura comunitaria de los poliquetos con variables físico-químicas para entender la relación entre la distribución de dichas comunidades y contaminantes. Esto permitirá la obtención de una lista de indicadores de contaminación para el monitoreo de aguas y sedimentos en estuarios y zonas marinas, los cuales deberían ser incorporados en los criterios referenciales de calidad de aguas marinas y estuarinas establecidas en la norma ambiental ecuatoriana y ser requeridos como un indicador de importancia en estudios de impacto ambiental, seguimiento de la calidad ambiental de actividades productivas que se realizan en la franja costera, así también para determinar el efecto de la contaminación sobre la fauna de poliquetos y comunidades macrobentónicas en puertos, estuarios, bahías, playas y plataformas localizadas en mar abierto.

Perú. Los poliquetos son un grupo representativo de las comunidades marinas. En la actualidad, se cuenta con pocos estudios desarrollados en taxonomía, siendo aportes principalmente en base a expediciones científicas. Aguirre y Canales (2017), mencionan que el estado actual del conocimiento del grupo registra un total de 43 familias, 113 géneros y 188 especies, siendo las familias con más especies registradas Nereididae, Alciopidae, Polynoidae, Lumbrineridae, Phyllococidae y Syllidae con aproximadamente entre 8 a 14 especies por familia.

Algunos poliquetos son considerados como indicadores de la calidad ambiental, en particular las especies de las familias Capitellidae y Spionidae (Pocklington y Wells 1992). Si bien los representantes de estas familias son habitantes conspicuos en el mar del Perú, según la literatura especializada solo han sido reportadas dos especies de Capitellidae y siete especies de Spionidae (Aguirre y Canales 2017). A pesar de ello, la evaluación de la calidad ambiental utilizando los poliquetos en el Perú se basa en estudios ecológicos, describiendo cambios de la comunidad macrobentónica de un estado a otro a lo largo de un gradiente de impacto ambiental como lo sugieren Pearson y Rosenberg (1978). Asimismo, muchos trabajos se centran en describir los efectos de la contaminación en la composición y estructura del macrobentos (*e.g.* Gray et al. 1990; Clarke 1993; Warwick 1993; Anderson 2017), además de los efectos sobre el estado trófico de los poliquetos en base a lo indicado por Fauchald y Jumars (1979).

Una característica importante en el mar peruano es la intensa zona mínima de oxígeno ($< 0,5 \text{ ml l}^{-1}$) presente desde ambientes someros, que cambia las características del fondo afectando a las comunidades biológicas (Tarazona et al. 2003). Esta característica ha sido abordada en diversos estudios ecológicos en los que se discute la respuesta de los poliquetos a los cambios generados por la influencia de los periodos cálidos del evento El Niño (EN). Asimismo, adicionalmente a la presión natural (*e.g.* EN), existe una presión

originada por las actividades antropogénicas como la agroindustria, pesquería (industrial y artesanal), extracción de recursos de importancia económica, descargas domésticas, entre otros, generando impactos sobre el ecosistema marino. Si bien los efectos de las presiones naturales han sido abordados en las décadas anteriores, en el Perú aún existe una brecha por saldar respecto a los efectos de estas actividades antropogénicas sobre las comunidades marinas.

Las investigaciones sobre los poliquetos como indicadores relacionados a impactos antropogénicos y su relación a la calidad ambiental han sido desarrolladas de forma indirecta por el Instituto del Mar del Perú (IMARPE), ya que sus estudios se centran en bancos naturales de recursos hidrobiológicos, algunos trabajos en contaminación ambiental y ecotoxicología. Por otro lado, en estos últimos años el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) está generando una serie de estudios relacionados a los impactos antropogénicos en las principales bahías del país, en donde los poliquetos están tomando protagonismo y son considerados como una parte importante para una adecuada evaluación ambiental.

La presente revisión muestra los trabajos realizados en el Perú sobre la comunidad macrobentónica, destacando la participación de los poliquetos y su relación con parámetros ambientales relacionados a mayores concentraciones de materia orgánica en sedimentos, cambios en la concentración de oxígeno, así como la presencia de metales pesados y experimentos de laboratorio relacionados a ecotoxicología.

El mar del Perú se caracteriza por presentar naturalmente zonas hipóxicas desde profundidades someras, con alta cantidad de materia orgánica, cuyas características están relacionadas a variaciones interanuales como el ciclo “El Niño Southern Oscillation” (ENSO).

La comunidad macrobentónica, principalmente los poliquetos, han sido utilizados como indicadores para el reconocimiento temprano de cambios hacia periodos cálidos dentro del ENSO

(asociado a la llegada de las ondas Kelvin, incremento de temperatura, oxígeno y salinidad). Al respecto, Tarazona (1990) y Tarazona et al. (1991) demostraron respuestas anticipadas de los poliquetos en ambientes someros (< 34 m de profundidad) convirtiéndose en indicadores a los eventos del Niño en la Bahía de Ancón ubicada en la costa central del Perú.

El fondo marino en la Bahía de Ancón durante los períodos cálidos se caracteriza por un aumento de especies, densidad y biomasa de macrobentos en particular de los poliquetos (Tarazona 1990). A los 15 m de profundidad se reporta este aumento con la dominancia de los poliquetos *Owenia collaris* y especies tolerantes a los cambios en la concentración de oxígeno disuelto (OD) como: *Hermundura fauveli*, *Magelona phyllisae* y *Chaetozone* sp. A los 34 m de profundidad se caracteriza por la aparición de especies oportunistas, durante el período cálido como *Paraprionospio pinnata*, y especies consideradas inmigrantes, como *Leitoscoloplos chilensis*. En la misma bahía, Peña et al. (2006) determinan que la coincidencia en el reclutamiento en primavera y el inicio del evento del Niño 1997-1998 generó una alta densidad de la población de *Sigambra bassi*, determinando diferente respuesta de los poliquetos a las distintas intensidades del período cálido del ENSO.

Gutiérrez et al. (2008) reportan resultados similares en cuanto a la respuesta de los poliquetos a los cambios interanuales y períodos de oxigenación frente al Callao, donde se evaluó una estación a 94 m de profundidad en el período 1992 al 2005. Se observó un patrón parecido en la respuesta de los poliquetos a los pulsos de oxígeno con un aumento en la densidad y biomasa del bentos como el reclutamiento de *Paraprionospio pinnata* al inicio de los eventos y luego la dominancia de *S. bassi* durante los eventos del Niño moderados.

En el Perú son pocas las investigaciones relacionadas a la ecotoxicología aplicada a los poliquetos. Herrera-Perez y Méndez (2019a) estudia-

ron el comportamiento de *Capitella* sp., un importante indicador de estrés por alta carga de materia orgánica, realizando experimentos en laboratorio bajo condiciones controladas de temperatura (20-26° C) y salinidad (30-34) demostrando alta mortalidad con el tiempo al incremento de temperatura. Asimismo, Herrera-Perez y Méndez (2019b) continuaron con sus ensayos en *Polydora* sp. demostrando su alta sensibilidad a concentraciones de Cd (11,25 y 75 mg l⁻¹) a partir de las primeras 24 h de exposición, determinando una concentración letal media (CL₅₀) de 2,59 mg l⁻¹ durante 72 h, manteniendo la misma respuesta que otros estudios y demostrando una mayor sensibilidad que otras especies.

En el Perú los estudios en relación al impacto realizado por la extracción de recursos comerciales y su relación a los poliquetos son escasos o restringidos a estudios de diversidad asociado a bancos naturales. Borowski (2001) reportó experimentalmente la respuesta de los poliquetos a distintos escenarios de extracción de nódulos de manganeso en fondos abisales frente a Perú a 4.150 m de profundidad, proponiendo a las especies *Paraonella abbranchiata*, *Ophelina abbranchiata* y *Leanira* sp. como posibles indicadores de disturbio durante el proceso de extracción.

Por otro lado, en el norte del Perú se encuentra el ecosistema de manglar que presenta la continua extracción del cangrejo de manglar (*Ucides occidentales*) y la concha negra (*Anadara tuberculosa*). Los sedimentos de las zonas de extracción son removidos continuamente por los extractores afectando a la comunidad acompañante. En ese sentido Cabanillas et al. (2016) describen el ensamble de poliquetos asociado a zonas con extracción de *U. occidentalis* (cangrejales) y *A. tuberculosa* (conchales). Se reportó diferencias entre la composición del ensamble poliquetos entre ambas zonas, las cuales estuvieron asociadas a las características de cada biotopo como los valores extremos del potencial redox del sedimento (< -250 mV) asociado a procesos anaeróbicos. A pesar de las diferencias en la composi-

ción, ambas zonas presentaron dominancia de los capitélidos *Notomastus hemipodus*, *Mediomastus* spp. y el nereidido *Perinereis nuntia*.

La Bahía de Paita, ubicada al norte del Perú, presenta una gran actividad de la industria de procesamiento de recursos hidrobiológicos que en muchos casos vierte sus efluentes al mar. Yupanqui et al. (2011a) reporta la variación batimétrica y temporal de la composición por gremios tróficos del grupo de poliquetos en la Bahía de Paita (Norte del Perú). El estudio discute la relación de los poliquetos al tipo de sedimento, materia orgánica y a la profundidad. En las zonas más someras se presentó mayor dominancia de la Familia Magelonidae (*Magelona alleni* y *M. phyllisae*), Lumbrineridae (*Lumbrineris* sp.) y Sabellidae (*Chone* sp.), mientras que en mayores profundidades, las cuales estuvieron relacionados a mayor contenido de materia orgánica, se encontró las familias Paraonidae (*Tauberia* sp. y *Aricidea* sp.), Spionidae (*Paraprionospio pinnata*) y Cossuridae (*Cossura* sp. y *Cossura chilensis*).

En estudios posteriores, OEFA (2017a) evalúa la estructura del macrobentos en la Bahía de Paita, reportando condiciones de mayor perturbación, con dominancia de oligoquetos, asociadas a mayor contenido de materia orgánica y sulfuros debido a las actividades antropogénicas realizadas al sur de la bahía. Por otro lado, destaca la presencia de los poliquetos *Owenia collaris* y *Nephtys impressa* como indicadores de zonas menos impactadas, ya que se encontraron asociados a condiciones de menor contenido de materia orgánica y mayor concentración de oxígeno disuelto.

Bahía Ferrol se ubica en la costa central del Perú y presenta un fuerte impacto antropogénico, principalmente por la intensa actividad de procesamiento industrial de recursos pesqueros y vertimientos de aguas residuales al fondo marino. Orozco et al. (1996) reportó altas concentraciones de nutrientes y anoxia en donde dominaron los poliquetos *Magelona phyllisae*, *Chaetozone* sp. y Capitellidae. En estudios posteriores, Tresierra

(2007) reporta que entre 2001-2005 Bahía Ferrol presentó la dominancia de los poliquetos *O. collaris*, *Diopatra chilensis*, *L. chilensis* y *Mediomastus branchiferus*. Asimismo, en un estudio realizado por OEFA (2016) se reportó la dominancia de los poliquetos *M. phyllisae*, *C. chilensis* y *Chaetozone* sp. asociados a condiciones de mayor perturbación, principalmente en la zona central de la bahía, con alta concentración de materia orgánica (> 15%) producto de los efluentes pesqueros.

El Callao es una de las zonas más importantes debido a que se encuentra el primer puerto del Perú. Aquí se realiza un intenso tráfico naviero relacionado a las industrias pesqueras, refinamiento de petróleo, recibe las descargas de las aguas residuales tratadas provenientes de la ciudad de Lima, además de la descarga de los ríos Rímac y Chillón con alta carga de contaminación. Valle (1998) determinó un impacto considerable a partir del uso de las curvas ABC explicados en parte a la alta carga orgánica, sulfuros y metales pesados. *M. phyllisae* dominó en densidad considerándolo una especie tolerante a las perturbaciones. En estudios posteriores OEFA (2017b) reporta que los fondos marinos están fuertemente impactados, principalmente a lo largo de la zona industrial donde las especies que dominaron en abundancia son *L. chilensis*, *H. fauveli*, *Aphelochaeta aequiseta*, *M. branchiferus* y *P. pinnata*.

Bahía Sechura (Norte del Perú) se encuentra en una zona de convergencia de aguas frías de la corriente costera y aguas ecuatoriales. Es importante por su alta producción hidrobiológica que está impactada por las actividades de industria pesquera, hidrocarburos y embarque de fosfatos entre otros. Yupanqui (2011b) reporta la dominancia de los poliquetos en zonas la bahía con alta concentración de materia orgánica destacando poliquetos no determinados de la Familia Capitellidae, *Aricidea simplex* y *M. phyllisae*. OEFA (2017c) indica la dominancia de los poliquetos en la bahía, y que la menor riqueza y abundancia está relacionada a la zona sur donde encontramos una

mayor actividad industrial. Las especies *H. fauve-lli*, *C. chilensis* y *Aricidea catherinae* están relacionadas con altas concentraciones de materia orgánica y mayor profundidad. Además, se destacó la zona central de la bahía asociada con altas concentraciones de cadmio donde se reportó la dominancia de *Lumbrineris annulata*. Por último, se reporta a *Platynereis bicanaliculata* presente en zonas con menor perturbación.

Chile. Existe una consolidada línea de investigación sobre aspectos taxonómicos y ecológicos en poliquetos marinos bentónicos. Varios autores han estudiado su distribución geográfica y han hecho hincapié en sus aspectos biogeográficos (Montiel et al. 2004, 2005a; Moreno et al. 2006; Montiel y Rozbaczylo 2009). Numerosos autores han contribuido al conocimiento de los poliquetos en Chile, registrando hasta la fecha un total de 593 especies bentónicas repartidas en 47 familias a lo largo de la costa desde Arica (18° 28' S) en el límite norte hasta el Cabo de Hornos (55° 56' S) en el límite sur, incluidas las aguas interiores del área de fiordos y canales patagónicos (Rozbaczylo y Moreno 2010; Rozbaczylo et al. 2017). Sin embargo, aún hay pocos estudios sobre cuántas y más exactamente cuáles especies de poliquetos bentónicos en Chile pueden ser consideradas como indicadoras de cambios de estado ecológico, ya sea debido a fluctuaciones naturales que ocurren en un ambiente determinado o alteraciones causadas por el incremento de diferentes actividades antrópicas. La presencia o ausencia de algunas especies provee un mecanismo para evaluar el estado de las comunidades (Pocklington y Wells 1992; Cañete et al. 2000). Evidentemente, para establecer que en un área particular han ocurrido variaciones en la composición de la poliquetofauna, y que estas puedan ser atribuidas a posibles cambios ambientales, es imprescindible conocer su condición de riqueza y abundancia previa en dicha área o bien interpretar los resultados a partir de la presencia de aquellas especies que son consideradas indicadoras de estado eco-

lógico. Estos estudios, sin embargo, deben estar sustentados por determinaciones taxonómicas muy rigurosas y confiables a nivel de especie. Por esta razón, Rozbaczylo y Moreno (2018) y Díaz-Díaz y Rozbaczylo (2020a) además de destacar la importancia del grupo, señalan la necesidad urgente e imperiosa de contribuir fuertemente a una sólida formación taxonómica de profesionales, analistas de laboratorio e investigadores biólogos marinos y acuicultores, sobre los invertebrados marinos bentónicos en general, pero muy particularmente de los poliquetos por ser uno de los grupos que más información pueden entregar a estos aspectos y los que menos atención han recibido, posiblemente por el bajo número de especialistas que hay en nuestro país y la supuesta dificultad que presentan para trabajar con ellos sin una adecuada capacitación.

Los poliquetos son uno de los taxa más importantes en las comunidades marinas bentónicas de fondos blandos en todo el mundo, y se utilizan en programas de vigilancia ambiental para evaluar el estado de los sedimentos submareales o la contaminación a través del análisis de variables comunitarias, así como en numerosos estudios de evaluación de impacto ambiental (Raman y Ganapati 1983; Pocklington y Wells 1992; Cañete et al. 2000).

Como parte de un programa de vigilancia ambiental en la Bahía de Quintero (32° 45' S, 71° 29' W), Cañete et al. (2000) propusieron un índice de vigilancia ambiental basado en la variación temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos, *Nephtys impressa* Baird 1871 y *Priospio peruana* (Hartmann-Schröder 1962), para incorporarlo en programas de seguimiento ambiental en el medio marino. Estas especies son consideradas indicadores biológicos de situaciones de contaminación principalmente de tipo orgánica, reflejando la influencia de diversos tipos de actividades antrópicas, como los residuos industriales y domiciliarios, sobre los atributos biológicos de las comunidades bentónicas del área. Para Bahía Quintero, este índice permite

evaluar alteraciones en las condiciones ambientales cuando las estimaciones de otras variables no las reflejan. Si bien este índice solo sería aplicable en aquellas zonas donde las dos especies cohabitan, estaría sujeto, además, a estudios temporales, lo que haría que su uso resultara limitado, pero se podría adaptar a estudios efectuados en otras localidades al considerar la totalidad de las especies de néftidos y espiónidos presentes en cada bahía (Cañete et al. 2000).

En un sector submareal, frente a una descarga de aguas servidas y pluviales en Punta Arenas (53,16° S-70,93° W), Patagonia chilena, Cañete et al. (2004) observaron que las especies *Prionospio orensanzi* Blake 1983 y *Rhynchospio glutaea* (Ehlers 1897) fueron muy abundantes, con un 33,3 y 28,3% de la abundancia total, junto con otras 41 especies de poliquetos. Otros espiónidos que también fueron abundantes en esa área son *Spiophanes bombyx* (Claparède 1870) y *Boccardia polybranchia* (Haswell 1885).

Carrasco (1977) señaló la presencia de *Cossura chilensis* Hartmann-Schröder 1965 en altas densidades habitando fondos someros de la Bahía de Concepción con predominio de sedimentos fangosos reducidos. Posteriormente, Soto y Lemus (2016) aportaron antecedentes ecológicos importantes sobre esta especie habitando en sustratos mixtos y profundidades entre 50 y 140 m, con un rango de temperatura entre 10,89 y 13,08 °C, con densidades cercanas a 3.000 ind. m⁻². Carrasco et al. (1997) encontraron que la Familia Spionidae fue la más diversa y abundante en las bahías San Vicente y de Concepción, en las cuales el porcentaje de contenido de materia orgánica en el sedimento alcanzó valores de hasta 22,51%. En la Bahía San Vicente *Dipolydora socialis* (Schmarda, 1861) y *Spiophanes bombyx* (Claparède 1870), representaron un 28,2% del total de la abundancia, mientras que en la Bahía de Concepción *Paraprionospio pinnata* (Ehlers 1901) representó un 13,5% del total.

Cañete et al. (1999) analizaron la comunidad de poliquetos en tres localidades de Aysén y

encontraron que aquella en la cual el sedimento presentó el mayor contenido de materia orgánica (hasta 9,69%) presentó la mayor abundancia de poliquetos de la especie *Prionospio patagonica* Augener 1923, la cual representó más del 82% del total de la abundancia para esa localidad, seguida por *Aricidea* sp. 1 con un 6%, *Sosanides glandularis* Hartmann-Schröder 1965 con un 4,5% y *Leitoscoloplos kerguelensis* (McIntosh 1885) con un 1,72%.

Oyarzún et al. (1987) encontraron en la Bahía de Talcahuano a *Owenia collaris* Hartman 1955 como una especie frecuente en sedimentos enriquecidos con hasta un 13,94% de materia orgánica, aunque solo representó el 3,8% del total de la abundancia, después de *Carazziella carrascoi* Blake 1979 con una abundancia del 60,1% y de *Cossura chilensis* con una abundancia del 24,7%. Sin embargo, la mayor abundancia de *O. collaris* se encontró en la estación de muestreo con menor contenido de materia orgánica (4,4%), lo cual, en cierta medida, compromete su uso como indicador de estado ecológico considerando que en el resto de las estaciones con mayor contenido de materia orgánica tan solo fue recolectado un ejemplar. Pinedo et al. (2000) analizaron la distribución de *O. fusiformis* Delle Chiaje 1844 en la Bahía de Blanes en el Mar Mediterráneo y la relacionaron con variables físico-químicas del sedimento. Observaron que las mayores densidades (hasta 10.585 ind. m⁻²) se encontraron en fondos donde predominan los sedimentos finos, que la mayor densidad de Owenidae se encontró cerca de un efluente de aguas residuales, que las menores densidades fueron encontradas en aquellas zonas donde predominan los sedimentos finos y medios, y que en ambas zonas existe una elevada cantidad de materia en suspensión. Además, en aquellas zonas donde el sedimento está constituido principalmente por partículas gruesas la densidad fue muy baja, por lo cual concluyeron que el patrón de distribución espacial de esta especie está influenciado por el tamaño de las partículas del sedimento. Por su parte, Gutiérrez et al. (2000) estudiaron

el efecto de la concentración de oxígeno disuelto, el contenido orgánico y la calidad del sedimento en la distribución vertical de la macrofauna bentónica durante El Niño (EN) de 1997/1998 frente a Concepción, Chile central. En este estudio, los poliquetos, además de ser el grupo dominante, fue el más diverso con 32 especies de un total de 62 macroinvertebrados, siendo *Paraprionospio pinnata* la especie dominante seguida por *Aricidea pigmentata* Carrasco 1976, *Cossura chilensis*, *Mediomastus branchiferus* Hartmann-Schröder 1962 y *Haploscoloplos chilensis* (Hartmann-Schröder 1965). En otro estudio, Neira y Palma (2007) analizaron la densidad, biomasa, diversidad y riqueza de especies de la macrofauna bentónica en ambientes óxicos en Bahía Coliumo (36° 32' S-72° 57' W), Chile central, siendo los poliquetos el grupo dominante (51,8%), compuesto principalmente por *M. branchiferus*, *Nephtys ferruginea*, *Lumbrineris tetraura* (Schmarda 1861), *C. chilensis*, *P. pinnata* y *Tharyx* sp., representando más del 90% de la dominancia en la estación cercana a la boca de la bahía. Sin embargo, los autores señalan que los valores de biomasa fueron superiores a los referidos en otros estudios de la zona (Carrasco y Gallardo 1989; Gallardo et al. 1995; Sellanes et al. 2007). También se determinó que el porcentaje de arena y el contenido de materia orgánica en el sedimento fueron los principales factores ambientales que regulan la estructura de la macrofauna de Bahía Coliumo, coincidiendo con lo señalado por Carrasco y Gallardo (1983) para el Golfo de Arauco y por Gutiérrez et al. (2000) para Concepción. *Paraprionospio pinnata*, es un sedimentívoro superficial tolerante a la hipoxia severa en ambientes estuarinos (Llansó 1992) que coloniza fondos poco profundos, generalmente normóxicos después de la hipoxia aperiódica y la acumulación de sulfuro dentro de los sedimentos (Harper et al. 1991). En Concepción, *P. pinnata* parece ser la especie macrofaunal mejor adaptada enzimáticamente para hacer frente a la hipoxia.

Lancellotti y Stotz (2004) evaluaron la magnitud y la extensión del impacto producido por la

descarga de materiales alóctonos inertes en la estructura de la macrofauna bentónica de fondos blandos, en un gradiente batimétrico, en la zona submareal de Ensenada Chapaco, una pequeña bahía en el centro-norte de Chile. La descarga sostenida y prolongada de tales materiales produce una elevada turbidez en la columna de agua y una alta sedimentación en la zona submareal. Los resultados mostraron que la macrofauna presente en la bahía a 20 y 50 m de profundidad sufrió una importante disminución en la abundancia y riqueza de especies, no así aquellas presentes a 110 m de profundidad. Entre las pocas especies registradas en los fondos empobrecidos entre 20 y 50 m de profundidad, el poliqueto *Lumbrineris bifilaris* Ehlers 1901, junto al cumáceo *Diastylis tongoyensis* Gerken y Watling 1998, fueron las especies dominantes. Por otro lado, los mismos autores señalan que la ausencia total de especies de poliquetos oportunistas (capitélidos, espiónidos y cirratúlidos) podría estar asociada con los niveles de turbidez y sedimentación en la bahía.

A contar de 1977, numerosas especies de poliquetos bentónicos han sido encontradas en ambientes marinos extremos, como los "oasis hidrotermales" (*hydrothermal vents*) y las filtraciones frías de metano (*cool-seep*). En Chile, Sellanes et al. (2004) dieron a conocer la fauna encontrada en una filtración fría de metano entre 651 y 934 m de profundidad frente a Concepción (36° S), donde registraron cinco familias de poliquetos (Onuphidae, Sternaspidae, Lumbrineridae, Sabellidae y Maldanidae), siendo el onúfido *Hyalinoecia artifex* Verrill 1880 la especie numéricamente dominante, con un 66,2% del total.

Con el objeto de conocer el comportamiento fisiológico de algunas especies de poliquetos asociadas a condiciones ambientales hipóxicas en la zona de mínimo oxígeno (ZMO), González y Quiñones (2000) estudiaron en la Bahía de Concepción (36° 41' 50" S-73° 00' 08" W) las adaptaciones enzimáticas de *Paraprionospio pinnata*, *Nephtys ferruginea* Hartman 1940, *Glycera americana* Leidy 1855, *Haploscoloplos* sp., *Lumbri-*

calus composita (Hartmann-Schröder 1965) (= *Lumbrineris composita*), *Sigambra bassi* (Hartman 1947), *Aricidea pigmentata*, *Cossura chilensis*, y *Pectinaria chilensis* Nilsson 1928, encontrando que el lactato y las piruvato oxidorreductasas son una vía metabólica importante para el mantenimiento de la tasa metabólica bajo condiciones ambientales hipóxicas. En cada especie estudiada encontraron un subconjunto diferente de cuatro piruvato oxidorreductasas, pero solo en dos especies, *Paraprionospio pinnata* y *Nephtys ferruginea* Hartman 1940, detectaron la presencia de todas ellas. Esto les brindaría un alto grado de plasticidad metabólica, permitiéndoles ocupar un amplio rango de condiciones ambientales. Las especies de poliquetos bentónicos en la zona de mínimo oxígeno frente a Chile presentan notables especializaciones morfológicas y funcionales para habitar en estas zonas, incluyendo un aumento del número y la longitud de las branquias, sistema vascular sanguíneo, metabolismo anaeróbico y reducción del tamaño corporal (González y Quiñones 2000; Levin 2003; Gallardo et al. 2004; Palma et al. 2005; Quiroga et al. 2005).

Sobre la dinámica temporal de los poliquetos bentónicos en el Sistema Corriente de Humboldt (SCH) frente a Chile, se cuenta con los trabajos de Carrasco (1997) y Carrasco y Moreno (2006) basados en un análisis de series de tiempo de largo plazo con 15 años de muestreos sobre la estructura de un ensamble de poliquetos bentónicos en Punta Coloso, norte de Chile (23° 45' S), en profundidades de entre 50 y 60 m. Estos estudios sugieren que la estructura del ensamble de poliquetos presenta una alta resiliencia y persistencia en el tiempo analizado, a pesar de la alta variabilidad ambiental y las fluctuaciones estacionales e inter-anales de las condiciones oceanográficas, como son las perturbaciones del fenómeno El Niño Oscilación del Sur (ENOS) registradas en esta zona del Océano Pacífico suroriental.

Posteriormente, Labra et al. (2016) analizaron la dinámica temporal de largo plazo correspondiente a 15 años de muestreos (1993-2007) de 13

especies de poliquetos bentónicos recolectadas en los fondos blandos de Punta Coloso, y evaluaron la importancia relativa de la denso-dependencia, la temperatura superficial del mar invernal (SSTW) y el índice de Oscilación del Sur (SOI) sobre la dinámica de los poliquetos. Los resultados muestran que todas las especies presentaron oscilaciones en las abundancias que son consistentes con retroalimentaciones poblacionales denso-dependientes negativas. Además, la selección de modelos para seis especies mostró el efecto de las variables ambientales SSTW, siendo el índice SOI relevante para dos de las especies de poliquetos.

Recientemente Gómez et al. (2019) evaluaron el rendimiento del arenicólido *Abarenicola pusilla* (Quatrefages 1866) en la eliminación de lodo enriquecido orgánicamente proveniente de un sistema de acuacultivo recirculante. El estudio consistió en exponer durante 45 días a *A. pusilla*, con densidades de 60, 75, 150 y 200 ind. m⁻², a lodos con 0,5-10% de contenido de materia orgánica (MO) respecto al sedimento inerte total. La mayor tasa de eliminación de materia orgánica total se alcanzó en sedimentos con 10% de contenido de MO con una densidad de 200 ind. m⁻², mostrando además un aumento significativo en la biomasa de los organismos referida al carbono total (24,75%), carbono orgánico (24,68%) y contenido de lípidos (0,65%), además de una tasa de crecimiento de 3,06% día⁻¹ y una supervivencia de 91,67% al final del experimento. Estos resultados muestran que *A. pusilla* podría usarse como una especie remediadora de los compuestos orgánicos contenidos en los lodos de la acuicultura marina. Los resultados también sugieren que *A. pusilla* es un candidato potencial para el reciclaje de nutrientes de los sistemas de acuicultura marina en tierra.

Díaz-Jaramillo et al. (2010) realizaron un estudio que proporciona la primera línea de base para la caracterización de las respuestas antioxidantes en la especie estuarina *Perinereis gualpensis* Jeldes 1963, con ejemplares recolectados en los

estuarios de Biobío, Itata, Lingue y Valdivia, que son áreas con diferentes grados de impacto antrópico. Los resultados obtenidos sugieren que esta especie es adecuada para monitorear las perturbaciones ambientales en diferentes áreas estuarinas en Chile donde esta especie está presente. Las respuestas antioxidantes (niveles del antioxidante glutatión (GSH), glutatión-S-transferasa (GST) y la capacidad antioxidante total) se presentan como biomarcadores potenciales para la exposición a diferentes condiciones de contaminación. Sin embargo, los autores señalan que, para estudios futuros, algunas variables deberán ser consideradas puesto que podrían incidir en las respuestas.

Un gran avance se ha producido recientemente en este país con la publicación del libro de los poliquetos bentónicos frente a las costas de Chile, fiordos y canales australes como indicadores del estado ecológico (Díaz-Díaz y Rozbaczylo 2020b).

La acuicultura se ha transformado en una de las actividades económicas de mayor dinamismo en Chile (Buschmann et al. 2009), siendo el cultivo de salmón la principal actividad acuícola en Chile, la cual ha crecido casi continuamente desde 1978 ubicando al país como el segundo mayor productor del mundo después de Noruega. Sin embargo, este crecimiento tiene impactos ambientales que deben tomarse en cuenta en la regulación de la industria (Buschmann y Pizarro 2001). Como medida regulatoria, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura mediante Resolución Exenta N° 3612/2009, regula las metodologías para elaborar la caracterización preliminar de sitio (CPS) y la información ambiental (INFA), y señala que es obligatorio determinar, como mínimo a nivel de género, las familias Capitellidae, Cirratulidae y Oweniidae. Sin embargo, Díaz-Díaz y Rozbaczylo (2020a) señalan que, en el caso de Capitellidae, de las cuatro especies registradas en Chile tan solo *Notomastus chilensis* es una especie válida, y los registros de *Capitella capitata* deben referirse a *Capitella* cf. *capitata*, mientras que las otras dos especies son *nomen dubium* o cuya presencia en

Chile es considerada cuestionable (*N. latericeus*). En el caso de la Familia Cirratulidae también existen varios problemas taxonómicos que resolver. En cuanto a Oweniidae, Díaz-Díaz y Rozbaczylo (2020b) destacan que son pocos los estudios que indican que los ouénidos podrían ser considerados como bioindicadores de condición y que, además en Chile, no es una familia que aparezca mencionada con frecuencia en los estudios bentónicos. En Chile, la Familia Oweniidae cuenta con escasas publicaciones que informen sobre su presencia en áreas con enriquecimiento orgánico (Yanez 1971; Carrasco 1976; Oyarzún et al. 1987; Bustamante-Díaz 2006) y ninguna referencia que la asocie a zonas impactadas por la acuicultura. Por otro lado, en Chile son muy pocos los trabajos de investigación realizados sobre el tema y los pocos refieren que han ocurrido impactos adversos localizados en el fondo marino en las zonas de cultivo, asociados con cambios fisicoquímicos, cambios en los sedimentos y pérdidas significativas de la biodiversidad bentónica, al menos un 50% en promedio en tales zonas (Buschmann 2002; Soto y Norambuen 2004; Buschmann et al. 2006).

Atlántico sudamericano

Brasil. Es emblemático en Latinoamérica. A partir del “padre” de los poliquetos en Brasil, el Dr. Edmundo Nonato y sus primeros discípulos, Cecilia Amaral, Paulo Lana y Paulo Paiva, el crecimiento del número de investigadores en poliquetos fue creciendo año a año, transformándose en exponencial hacia el año 2020. El catálogo de especies de poliquetos de Brasil y la base de datos Nonato (bautizada en honor al “padre” de los poliquetos de Brasil) muestran la existencia de 1.341 especies pertenecientes a 474 géneros en 70 familias. Esto está basado en las 733 referencias y los 15.000 registros para las costas de Brasil (Amaral et al. 2013; Pagliosa et al. 2014).

Ya en 1979, las altas abundancias del Capitellidae *Capitella capitata* fueron asociadas a la polu-

ción orgánica en las playas del litoral de São Paulo (Amaral 1979), siendo este uno de los primeros registros de un poliqueto bioindicador en este país. Hasta 1999 el conocimiento taxonómico sobre los poliquetos, en clara expansión, fue acompañado por un aumento desproporcionadamente tímido de los estudios de bioindicadores. La dominancia de las especies *C. capitata* y *Heteromastus filiformis* (así conocidas en esa época y luego sujetas a revisión) y el empobrecimiento de la diversidad en los grupos funcionales de alimentación de poliquetos en respuesta a descargas cloacales, fueron la mejor expresión de esos estudios pioneros sobre indicadores (Amaral et al. 1998; Muniz y Pires 1999).

El reconocimiento del valor de los poliquetos como bioindicadores se intensificó marcadamente a partir de 2000, simultáneamente con un aumento explosivo de la ocupación del litoral y su correspondiente degradación ambiental. Estas dos últimas décadas fueron marcadas por cerca de 60 publicaciones en relación a estrategias de campo cuantitativas y la identificación de por lo menos 59 taxones de poliquetos indicadores de perturbación ambiental, o sea, con respuesta al estrés ambiental (Tabla 1). La resolución taxonómica usada ha variado entre especies, géneros y familias, niveles considerados suficientes o satisfactorios para indicar la calidad ambiental (Muniz y Pires 2005; Soares-Gomes et al. 2012; Checon y Amaral 2017).

La mayoría de las especies y los géneros indicadores, comprendiendo el 64% de los taxones, se agrupan en las familias Capitellidae, Nereididae y Spionidae. Esas son, inclusive, las familias indicadoras más expresivas de la costa Este de América del Sur, según un reciente meta-análisis de los efectos del enriquecimiento orgánico sobre poliquetos (Fernández-Rodríguez et al. 2019). Esas familias están compuestas por un conjunto de especies tolerantes, responsables de la disminución de la complejidad de las comunidades de poliquetos sometidos a polución u otras formas de impacto. Las principales especies bioindicado-

ras que las componen son los nereididos *Laeoneis acuta* (también citada como *L. culveri*), los capitélidos *Capitella capitata*, *Heteromastus similis* y *H. filiformis* y los espionidos *Streblospio benedicti* y *Scolelepis squamata*. Todos estos taxones están siendo revisados o deberían ser revisados taxonómicamente ya que, de hecho, corresponden a “complejos de especies” más o menos crípticas. En condiciones de estrés ellas tienden a ser favorecidas por su modo de vida oportunista y por mecanismos fisiológicos de tolerancia a hipoxia, altas temperaturas y también detoxificación (Llansó 1991; Oeschger y Vismann 1994; Ferreira-Cravo et al. 2009). En este sentido, variaciones en las comunidades de poliquetos pueden ser indicadoras tan sensibles como las oscilaciones en la densidad de especies tolerantes individuales.

Por otro lado, también existen evidencias que las respuestas metabólicas pueden variar incluso entre especies hermanas, lo que podría llevar a diferentes grados de tolerancia en un mismo género, como ya fue demostrado para *Capitella* (Linke-Gamenick et al. 2000). El clásico complejo de especies crípticas de *Capitella capitata* fue recientemente resuelto en Brasil, en donde se constató la ocurrencia de cuatro especies diferentes ampliamente distribuidas a lo largo de la costa: *Capitella aracaensis*, *Capitella biota*, *Capitella neoaciculata* y *Capitella nonatoi* (Silva et al. 2017). Como no hay respuestas ambiguas para este género en Brasil, es muy probable que todas tengan el mismo patrón de respuestas positivas frente al estrés ambiental, pero es imprescindible que esto mismo sea resuelto para otros géneros taxonómicamente problemáticos, como es el caso de *Laeonereis* (el cual está siendo llevado a cabo), *Heteromastus* y *Scolelepis*.

El principal uso de los poliquetos a lo largo de la costa brasileña aún está relacionado a uno de los problemas más antiguos del desarrollo humano: el vertido de efluentes domésticos o cloacas sobre planicies fangosas, playas, formaciones rocosas y en ambientes sublitorales de toda la

Tabla 1. Poliquetos bioindicadores identificados en estudios de campo en Brasil y los autores de esos trabajos (a partir de trabajos publicados en revistas indexadas).

Table 1. Bioindicator polychaetes identified in field studies in Brazil and their respective authors (works published in indexed journals).

Familia/taxon bioindicador		Autores
Ampharetidae	<i>Isolda pulchella</i>	Gomes et al. (2017)
Capitellidae	Capitellidae	Muniz y Pires (2000), Nunes y Parsons (2000), Fernández-Rodríguez et al. (2019), Gomes et al. (2020)
Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> o <i>Capitella</i> sp.	Amaral (1979), Amaral et al. (1998), Peso-Aguiar (2000), Rizzo y Amaral (2000, 2001a, 2001b), Amaral et al. (2003), Mendes y Soares-Gomes (2011), Valença y Santos (2012), Brauko et al. (2016), Souza et al. (2016), Rodrigues et al. (2017), Tavares Cutrim et al. (2018), Abessa et al. (2019)
Capitellidae	<i>Heteromastus</i> sp.	Souza et al. (2013), Brauko et al. (2016), Tavares Cutrim et al. (2018)
Capitellidae	<i>Heteromastus similis</i>	Muniz et al. (2005), Pagliosa y Barbosa (2006), Bernardino et al. (2015), Brauko et al. (2020)
Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	Amaral et al. (1998, 2003), Rizzo y Amaral (2000)
Capitellidae	<i>Capitella nonatoi</i>	Checon et al. (2018)
Capitellidae	<i>Capitomastus minimus</i>	Rizzo y Amaral (2000)
Capitellidae	<i>Dasybranchus platyceps</i>	Muniz et al. (2005)
Capitellidae	<i>Mediomastus capensis</i>	Muniz et al. (2005), Venturini et al. (2011)
Chaetopteridae	<i>Spiochaetopterus nonatoi</i>	Muniz et al. (2005), Santi et al. (2006)
Chaetopteridae	<i>Chaetopterus variopedatus</i>	Eça et al. (2013)
Cirratulidae	Cirratulidae	Petti y Nonato (2000)
Cossuridae	<i>Cossura candida</i>	Venturini et al. (2011)
Fabriciidae	<i>Fabricia filamentosa</i>	Omena y Creed (2004)
Glyceridae	Glyceridae	Ribeiro et al. (2016)
Glyceridae	<i>Hemipodia californiensis</i>	Machado et al. (2017)
Goniadidae	Goniadidae	Hatje et al. (2016)
Goniadidae	<i>Glycinde multidentis</i>	Peso-Aguiar et al. (2000)
Lumbrineridae	<i>Lumbricalus januarii</i>	Camargo et al. (2017)
Magelonidae	<i>Magelonidae</i>	Gomes y Bernardino (2020)
Magelonidae	<i>Magelona papillicornis</i>	Omena y Creed (2004), Pagliosa (2005)
Magelonidae	<i>Magelona posterolongata</i>	Abessa et al. (2019)
Maldanidae	Maldanidae	Muniz y Pires (2000)
Maldanidae	<i>Euclymene</i> sp.	Peso-Aguiar et al. (2000)
Nephtyidae	<i>Nephtys</i> sp.	Abessa et al. (2019)
Nephtyidae	<i>Nephtys fluviatilis</i>	Muniz et al. (2005), Pagliosa y Barbosa (2006), Brauko et al. (2020)
Nereididae	Nereididae	Ribeiro et al. (2016), Fernández-Rodríguez et al. (2019)

Tabla 1. Continuación.
Table 1. Continued.

Familia/taxon bioindicador		Autores
Nereididae	<i>Laeonereis</i> sp.	Nóbrega-Silva et al. (2016), Gomes et al. (2017)
Nereididae	<i>Laeonereis acuta</i> o <i>Laeonereis culveri</i> *	Peso-Aguiar (2000), Rizzo y Amaral (2000, 2001a, 2001b), Amaral et al. (2003), Geracitano et al. (2004a, 2004b), Muniz et al. (2005), Pagliosa (2005), Pagliosa y Barbosa (2006), Ferreira-Cravo et al. (2007), Paixão et al. (2010), Mendes y Soares-Gomes (2011), Pires-Vanin et al. (2011), Souza et al. (2013, 2016), Bernardino et al. (2015), Brauko et al. (2015, 2016, 2020), Gusmao et al. (2016), Pagliosa et al. (2016), Sardi et al. (2016), Weis et al. (2017), Checon et al. (2018), Pennafirme et al. (2019)
Nereididae	<i>Namalycastis abiuma</i>	Aviz et al. (2011), Oliveira et al. (2013)
Nereididae	<i>Alitta succinea</i>	Gomes et al. (2017)
Opheliidae	<i>Armandia polyophthalma</i>	Pires-Vanin et al. (2011)
Opheliidae	<i>Thoracophelia furcifera</i>	Vieira et al. (2012)
Orbiniidae	<i>Scoloplos</i> sp.	Peso-Aguiar et al. (2000)
Oweniidae	<i>Owenia fusiformis</i>	Abessa et al. (2019)
Paraonidae	Paraonidae	Muniz y Pires (2000), Petti y Nonato (2000)
Paraonidae	<i>Aricidea</i> sp.	Pagliosa (2005), Camargo et al. (2017)
Pilargidae	Pilargidae	Muniz y Pires (2000), Petti y Nonato (2000)
Pilargidae	<i>Sigambra</i> sp.	Brauko et al. (2015, 2016)
Pilargidae	<i>Sigambra grubii</i>	Peso-Aguiar et al. (2000), Venturini y Tommasi (2004), Bernardino et al. (2015)
Poecilochaetidae	Poecilochaetidae	Petti y Nonato (2000)
Poecilochaetidae	<i>Poecilochaetus australis</i>	Santi et al. (2006)
Sabellidae	<i>Branchiomma luctuosum</i>	Oricchio et al. (2019)
Saccocirridae	<i>Saccocirrus</i> sp.	Omena et al. (2012)
Serpulidae	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Muniz et al. (2005)
Spionidae	Spionidae	Nunes y Parsons (2000), Petti y Nonato (2000), Mayer-Pinto y Junqueira (2003), Ribeiro et al. (2016), Fernández-Rodríguez et al. (2019)
Spionidae	<i>Scolelepis</i> sp.	Machado et al. (2017), Rodrigues (2017)
Spionidae	<i>Scolelepis squamata</i>	Peso-Aguiar et al. (2000), Rizzo y Amaral (2000, 2001a, 2001b), Amaral et al. (2003)
Spionidae	<i>Scolelepis chilensis</i>	Rocha et al. (2013)
Spionidae	<i>Spiophanes missionensis</i>	Muniz et al. (2005)
Spionidae	<i>Streblospio</i> sp.	Valença y Santos (2012)
Spionidae	<i>Streblospio benedicti</i>	Brauko et al. (2015, 2016), Camargo et al. (2017), Rodrigues et al. (2017)

Tabla 1. Continuación.
Table 1. Continued.

Familia/taxon bioindicador		Autores
Spionidae	<i>Polydora websteri</i>	Breves-Ramos et al. (2005), Pagliosa (2005)
Spionidae	<i>Prionospio heterobranchia</i>	Santi et al. (2006), Brauko et al. (2016)
Spionidae	<i>Spiophanes duplex</i>	Brauko et al. (2016)
Sternaspidae	Sternaspidae	Gomes y Bernardino (2020)
Syllidae	<i>Exogone arenosa</i>	Muniz et al. (2005)
Sternaspidae	<i>Sternaspis scutata</i> o <i>Sternaspis</i> sp.	Peso-Aguiar et al. (2000), Rodrigues et al. (2017)

**Laeonereis acuta* también es conocida como *Laeonereis culveri*.

costa del país (Muniz et al. 1998; Muniz y Pires 1999, 2000; Nunes y Parsons 2000; Breves-Ramos et al. 2005; Santi et al. 2006; Venturini et al. 2011; Aviz et al. 2012; Vieira et al. 2012; Souza et al. 2013; Weis et al. 2016; Brauko et al. 2020). En playas arenosas eutrofizadas, además de las especies del complejo *Capitella capitata*, de *Laeonereis acuta* y de *Heteromastus similis*, ya fue evidenciada también la alta resiliencia del espiónido *Scolelepis squamata*, del glicerideo *Hemipodia californiensis* y del Opheliidae *Thoracophelia furcifera* (Amaral et al. 1998, 2003; Rizzo y Amaral 2001; Vieira et al. 2012; Machado et al. 2017). Altas abundancias de *Saccocirrus* sp. en estos ambientes también apuntan a considerarlos entre los raros poliquetos meiofaunales considerados como tolerantes e indicadores de polución orgánica (Omena et al. 2012). Por otra parte, Rocha et al. (2013) muestran que *Scolelepis chilensis* (Hartmann-Schröder 1962), especie muy común en playas del sur y sureste brasileño, es sensible a sedimentos contaminados y al aporte de oxígeno. En los ambientes de sustrato duro, por otra parte, los poliquetos indicadores identificados en estudios de campo son más bien escasos. Aumentos en las abundancias de espiónidos en general y de *Polydora websteri* en particular, además de una alta ocurrencia de deformidades en los nereideos *Perinereis anderssoni* y *P. ponteni*

en sustratos duros rocosos, son señales promisorias de ser indicadores y merecen mayor atención en futuros estudios (Mayer-Pinto y Junqueira 2003; Breves-Ramos et al. 2005; Coutinho y Santos 2014). Es importante señalar que las especies exóticas, muy comunes en ambientes de sustrato duro, también son importantes indicadores de intenso tráfico de embarcaciones en regiones portuarias y marinas por su oportunismo y supresión de especies nativas, como es el caso de la dominancia por *Branchiomma luctuosum* e *Hydroides elegans* (Oricchio et al. 2019).

Un párrafo aparte merece la búsqueda de indicadores en ambientes estuarinos, los más estudiados en Brasil. En efecto, el extenso litoral brasileño posee grandes cuencas hidrográficas que generan vastos ambientes estuariales (Lana y Bernardino 2018). En estos ambientes con alto grado de estrés ambiental, no es fácil encontrar organismos tolerantes al estrés inducido por la actividad humana, ya que se superponen distintos impactos naturales (Dauvin y Ruellet 2007; Elliott y Quintino 2007). Hay evidencias de una gran variabilidad espacio-temporal en las respuestas de las asociaciones macrofaunales dominadas por poliquetos sometidos a impactos como el de las descargas cloacales (Souza et al. 2013, 2016). Además de este efecto, en esos ambientes relativamente más confinados, las comunidades

responden también a otros efectos de pequeña escala. Esto ocurre cuando los forzantes de origen antrópico y los naturales actúan simultáneamente en un mismo sistema.

Siendo así, existe una casi constante ambigüedad en las respuestas de bioindicadores en ambientes estuarinos, los cuales están ampliamente habitados por especies consideradas indicadoras de perturbaciones antrópicas, incluso ante la ausencia de contaminantes (Breves-Ramos et al. 2005). O sea, cuando el grado de polución no es intenso la estructura de las asociaciones o inclusive las especies de poliquetos tienden a responder de acuerdo con los forzantes naturales predominantes (Barros et al. 2008; Hatje et al. 2008). Un ejemplo es *Heteromastus similis*, especie reconocida como oportunista (ver listado del índice AMBI, Borja et al. 2000) pero que con la ausencia de contaminación pronunciada en estuarios de Santa Catarina terminó prosperando mucho más en áreas no eutrofizadas, sujetas solo a los aportes de materia orgánica natural proveniente de los manglares de la región (Brauko et al. 2020).

La contaminación moderada en estuarios puede resultar en una alta riqueza específica, contrariando el clásico modelo de sucesión comunitaria a lo largo de un gradiente orgánico postulado por Pearson y Rosenberg (1978). En estos ambientes, las especies de equilibrio son naturalmente resilientes y consiguen sobrevivir a las condiciones moderadas de contaminación, y se terminan sumando al creciente número de especies oportunistas (Souza et al. 2013). De igual manera, las curvas de k-dominancia y las curvas de Abundancia/Biomasa (ABC) para evaluar la respuesta del macrobentos, muestran que es factible utilizarlos como indicadores ambientales, pero que en estuarios con un menor número de especies más resilientes tienen una variabilidad asociada al enriquecimiento orgánico natural. Esto puede ser detectado como ruido de fondo y enmascarar el impacto que se desea estudiar (Aviz et al. 2011; Baudisch 2014). En estos

ambientes las especies tienden a mostrarse más sensibles, apenas delante de los impactos más severos, como fue el caso de la disminución de *Euclymene* sp., *Scoloplos* sp. y *Sternaspis scutata*, sujetas a más de 40 años de derrames de petróleo en la Bahía de Todos los Santos (2° 47' S-38° 37' W) (Peso-Aguiar et al. 2000). Desde una perspectiva más funcional, fue verificado que el efecto de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs) provocaba cambios profundos en la estructura trófica funcional de los ensambles de poliquetos bentónicos (Venturini y Tommasi 2004). Los cambios funcionales en asociaciones de poliquetos estuarinos, como los mostrados por los gremios tróficos, pueden ser todavía más conservativos frente a impactos que los cambios estructurales, y pueden ser más útiles como indicadores de estabilidad ambiental y la manutención de los servicios ecosistémicos (Magalhães y Barros 2011). Esto ocurre porque los estuarios con alta redundancia en los gremios alimentarios de poliquetos se pueden recuperar más rápidamente de disturbios y retener más funciones ecológicas naturales que aquellos con baja o ninguna redundancia, ya que más especies tendrían la capacidad de expandir sus nichos para compensar la pérdida de especies vecinas.

Los índices de calidad ambiental basados en el grado de sensibilidad/tolerancia de la macrofauna bentónica (por ejemplo: AMBI, BOPA, BENTIX) que muchas veces es dominada por poliquetos, han sido cada vez más explorados en Brasil (Muniz et al. 2005; Omena et al. 2012; Valença y Santos 2012; Brauko et al. 2015, 2016, 2020; Checon et al. 2018; Netto et al. 2018). Esos estudios se enfocaron no solo en la aplicación de los índices, sino también en evaluaciones críticas del desempeño y eficiencia, las cuales dependen fuertemente del nivel de sensibilidad y del consecuente valor bioindicador de cada taxón que compone el índice. Esto significa que, con el avance de esos estudios, más especies de poliquetos con niveles aún desconocidos de sensibilidad al impacto ambiental fueron evaluadas. Para el índice AMBI,

por ejemplo, muchos taxones tuvieron su clasificación ecológica evaluada a partir de datos locales pre-existentes como *Dasybranchus platyceps*, *Mediomastus capensis* y *Sigambra* sp., considerados oportunistas; *Spiophanes missionensis* y *Spiochaetopterus nonatoi*, clasificados como tolerantes; y *Nephtys fluviatilis* y *Exogone arenosa*, considerados indiferentes al estrés ambiental (Muniz et al. 2005; Brauko et al. 2020). A pesar del reconocimiento de especies bioindicadoras y por lo general el buen funcionamiento de estos índices, los estudios unánimemente aconsejan cautela en su interpretación debido a algún grado de ambigüedad en las respuestas y de inconsistencias entre los diagnósticos generados por los distintos índices (Brauko et al. 2015; Checon et al. 2018). Es importante que se haga un planeamiento cuidadoso antes de su aplicación, con la incorporación de escalas espacio-temporales más influyentes en el sistema o que considere múltiples escalas de modo de facilitar la separación de los efectos de disturbios antrópicos de los naturales.

Paralelamente al uso más convencional de poliquetos como indicadores a los niveles orgánicos y supraorgánicos, la indicación a niveles suborgánicos se ha tornado una rutina para muchos grupos de investigación en Brasil. A pesar de ser más reciente, los abordajes experimentales ecotoxicológicos de campo y de laboratorio han crecido mucho en las dos últimas décadas. La adopción de indicadores de niveles suborgánicos y su creciente empleo se deben a su presunta mayor exactitud y precisión, que los vuelven promisorios para las evaluaciones de impacto y de monitoreo ambiental. En este contexto, el nereideo *Laeonereis acuta* ha sido considerado una especie modelo, adecuada como organismo para evaluaciones en experimentos ecotoxicológicos (Rand et al. 1995) por: i) presentar una amplia distribución y abundancia; ii) responder más directamente a la exposición química, por ser sedentaria y por sus hábitos detritívoros; iii) ser fácilmente muestreada, manipulada, aclimatada y cultivada; y iv) por ser razonablemente

conocida en términos de fisiología, comportamiento, ecología y genética. Estudios pioneros de campo encuentran alteraciones bioquímicas en *L. acuta* colectados tanto en una ensenada poluída como en una no poluída en el estuario de la Laguna dos Patos en Río Grande do Sul (Geracitano et al. 2004a; Ferreira-Cravo et al. 2007). En estuarios contaminados, *L. acuta* presentó actividad elevada de enzimas antioxidantes y alta producción de Especies Reactivas de Oxígeno (EROs), además de los productos y efectos del estrés oxidativo, como el aumento de la peroxidasa lipídica (LPO) y la presencia de micronúcleos en sus células, respectivamente (Geracitano et al. 2004b; Rosa et al. 2005; Ferreira-Cravo et al. 2007; Weis et al. 2016). Dada la facilidad con que se encuentra *L. acuta* en cualquier época del año y en áreas impactadas y no impactadas, esta especie fue utilizada en bioensayos pioneros de ecotoxicología en Río Grande do Sul, donde el grupo de investigación de la FURG (Fundação Universidade de Rio Grande) estableció las condiciones de su mantenimiento en laboratorio y evaluó su estrés oxidativo (Geracitano et al. 2001).

Las sustancias tóxicas analizadas en el poliqueto *L. acuta* en experimentos de laboratorio fueron el Cobre (Cu) (Geracitano et al. 2002, 2004a; Ferreira-Cravo et al. 2009), Arsénico (As) (Ventura-Lima et al. 2007), Cádmio (Cd) (Sandrini et al. 2008), microcistina (Leão et al. 2008), peróxido de hidrógeno (H₂O₂) (da Rosa et al. 2008), herbicida (Tarouco et al. 2017) e hidrocarburo de diesel (Braga et al. 2018). Las pruebas toxicológicas mostraron que este poliqueto es sensible a las sustancias tóxicas y que sus respuestas a nivel suborgánico varían de acuerdo con la dosis y el tiempo de exposición. En estos experimentos, los efectos con más respuesta fueron las actividades de las enzimas antioxidantes en exposición aguda o crónica. La mayoría de los análisis detectaron aumentos significativos en los niveles de superóxido dismutasa (SOD), glutatión-S transferasa (GST) y catalasa (CAT) (Geracitano 2002; Geracitano et al. 2004b; Ventura-Lima

et al. 2007; da Rosa et al. 2008; Leão et al. 2008; Sandrini et al. 2008; Braga et al. 2018). Simultáneamente, también fueron verificadas disminuciones significativas de las actividades de SOD, GST y CAT (Ventura-Lima et al. 2007; da Rosa et al. 2008; Leão et al. 2008; Sandrini et al. 2008). El desbalance en el sistema de defensa antioxidante fue constatado por medio de la presencia de altos valores de LPO (Geracitano et al. 2002; Geracitano et al. 2004a; Ventura-Lima et al. 2007; Leão et al. 2008; da Rosa et al. 2008) y por el aumento de la producción de EROs (Sandrini et al. 2008; Tarouco et al. 2017), lo que generó estrés oxidativo en algunos casos verificable a través de las modificaciones en las moléculas (Leão et al. 2008; Braga et al. 2018).

En algunos experimentos los investigadores detectaron respuestas biológicas más específicas en *L. acuta*. Los procesos de desintoxicación de As y Cu también fueron representados a través de niveles elevados de los biomarcadores específicos, como especies metiladas de As y de proteínas tipo metalotioneína (MT) (Geracitano et al. 2004a; Ventura-Lima et al. 2007). Curiosamente, los resultados indicaban que los animales expuestos al Cu de un sitio poluído en laboratorio presentaban niveles de MT más altos que los sitios no poluídos, sugiriendo que se manifestaba una adaptación fisiológica para eliminar este metal (Geracitano et al. 2004a).

Otros experimentos estudiaron biomarcadores de efecto y susceptibilidad para verificar si hubo estrés oxidativo. Esto fue constatado por el aumento de los niveles de reticulación en la proteína del ADN y por la inducción de micronúcleos que indican daños al ADN de *L. acuta* expuestos a microcistina y fracción soluble de petróleo de diesel (Leão et al. 2008; Braga et al. 2018). La presencia de aductos de ADN indican que el organismo sufre estrés, lo que compromete la vitalidad de sus células en función de la alteración de la integridad molecular (Jha et al. 2004). Otro interesante hallazgo fue la reducción de la actividad de la enzima colinesterasa de *L. acuta* some-

tidos a exposición crónica de un tipo de herbicida (Tarouco et al. 2018). Estas enzimas son responsables del control del sistema nervioso y sus bajos niveles indican exposición prolongada a agrotóxicos organofosforados que pueden inhibir su actividad vital (Sandrini et al. 2013).

La exposición de poliquetos a sustancias tóxicas en condiciones de laboratorio ha permitido una mejor comprensión de sus efectos. Por otro lado, la variabilidad de las condiciones ambientales del mundo real dificultan la aplicación directa de esos resultados de laboratorio a situaciones muy prácticas de evaluación de impactos y monitoreos ambientales. Generalmente, los contaminantes ocurren en la naturaleza, lo que lleva a efectos sinérgicos cuando los organismos son expuestos (Reish y Gerlinger 1997). Como alternativa o como complemento de los abordajes ecotoxicológicos estandarizados de laboratorio, los investigadores brasileños vienen adoptando cada vez más abordajes experimentales de campo para llegar a inferencias más realistas a través de: i) adición de contaminantes a las áreas naturales (Faraco y Lana 2003; Gandra et al. 2006; Botter-Carvalho et al. 2011; Sandrini-Neto et al. 2016; Sardi et al. 2016); o ii) por el trasplante de poliquetos en zonas contaminadas (Mayer-Pinto y Junqueira 2003; Barros et al. 2018). Simulaciones de derrames de diesel en el estuario de Paranaguá no encontraron un patrón consistente para todas las respuestas bioquímicas de *L. acuta*, debido a que las variables físicas pudieron haber interferido en la dilución y dispersión del diesel (Sandrini-Neto et al. 2016; Sardi et al. 2016). En todas las exposiciones hubo una inducción evidente de la enzima GST, indicada por los autores como el marcador más apropiado para evaluar los efectos de la polución por hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs) en estuarios tropicales, lo cual también fue corroborado en bioensayos de laboratorio (Sandrini-Neto et al. 2016; Sardi et al. 2016; Braga et al. 2018). El GST es una de las vías de biotransformación de fase II más eficientes para productos químicos potencialmente tóxi-

cos en invertebrados (Duarte et al. 2017). La inducción de esta enzima ha sido ampliamente sugerida como biomarcador de exposición a productos químicos y desintoxicación de contaminantes orgánicos como los HPAs (van der Oost et al. 2003; Duarte et al. 2017).

Experimentos manipulativos de campo (Faraco y Lana 2003; Mayer-Pinto y Junqueira 2003; Gandra et al. 2006; Botter-Carvalho et al. 2011) y de laboratorio (Silva et al. 2013; Sarmento et al. 2017) demostraron la resiliencia de *L. acuta* y de otras especies de las familias Nereididae, Goniadidae, Nephytidae y Pilargidae en situaciones de estrés súbitos. La tolerancia y la rápida tasa de recolonización fue constatada durante la exposición a diesel (Faraco y Lana 2003; Gandra et al. 2006; Egres et al. 2012), a toxinas de algas (Silva et al. 2013), en simulaciones de hipoxia y anoxia (Botter-Carvalho et al. 2011) y de cambios climáticos (Sarmento et al. 2017). Además de estas familias, los Spionidae también revelaron su papel bioindicador por la formación de tubos mucosos cuando fueron transplantados a áreas poluidas (Mayer-Pinto y Junqueira 2003).

De una manera general, estos trabajos muestran que los efectos constatados en experimentos de campo son validados para las escalas espaciales y temporales estudiadas, y que los índices univariados no son suficientemente sensibles para capturar las diferencias de escala de recuperación de las asociaciones de poliquetos en un ambiente de estrés natural. Estos estudios manipulativos señalan también qué cambios significativos pueden ocurrir en la estructura de las comunidades bentónicas en escalas de largo plazo (Faraco y Lana 2003; Mayer-Pinto y Junqueira 2003; Botter-Carvalho et al. 2011).

Aunque el desarrollo de métodos ecotoxicológicos con especies marinas y estuarinas haya sido reciente en Brasil, es inadecuado que los bioensayos se hayan restringido a apenas una sola especie como modelo ecológico, como ha sido el caso de *Laeonereis acuta*. Esta preocupación se debe a la escala continental de la costa brasileña que

presenta diferentes ambientes y alta diversidad de poliquetos. Es urgente la estandarización de métodos más nuevos y de nuevos posibles poliquetos indicadores (Dean, 2008). En este contexto, fue desarrollado un protocolo para evaluar la toxicidad aguda de diferentes tipos de sedimentos en una nueva especie modelo, el Opheliidae *Armandia agilis*, el cual mostró ser reactivo en sedimentos contaminados a través del test de dosis letal mediana (LC₅₀) y señalado como capaz de discernir áreas contaminadas de no contaminadas (Saes et al. 2018).

Aunque los ensayos ecotoxicológicos se hayan restringido a unas pocas especies, los protocolos desarrollados ya se demostraron eficaces para una buena evaluación de la toxicidad (Faraco y Lana 2003; Mayer-Pinto y Junqueira 2003; Geracitano et al. 2004a, 2004b; Gandra et al. 2006; Ventura-Lima et al. 2007; da Rosa et al. 2008; Leão et al. 2008; Sandrini et al. 2008; Ferreira-Cravo et al. 2009; Botter-Carvalho et al. 2011; Egres et al. 2012; Silva et al. 2013; Coutinho y Santos 2014; Sandrini-Neto et al. 2016; Sarmento et al. 2017; Tarouco et al. 2017; Barros et al. 2018; Braga et al. 2018; Saes et al. 2018). Merece destacarse el cuidado de los investigadores en las mejoras de los diseños de muestreo de sus experimentos, con la explicación de las hipótesis y con la adopción de métodos estadísticos robustos. El uso de poliquetos como sentinelas permitió diseños experimentales con adecuada replicabilidad temporal y espacial, imprescindible para inferencias estadísticas válidas.

Los tests toxicológicos pueden ser implementados para llenar los vacíos de la legislación ambiental en lo referente a cantidades permitidas de contaminantes en los cuerpos de agua. Las jurisdicciones que implementan tests ecotoxicológicos en la reglamentación y control del vertido de efluentes y de la calidad del agua en los cuerpos hídricos del país son la resolución de CONAMA N° 357/2005, y complementada y alterada por la CONAMA N° 430/2011 (en conjunto, las resoluciones representan los patrones para el vertido de

efluentes que se deben seguir en Brasil). Protocolos estandarizados de toxicidad proporcionan orientación para la aplicación de tests para evaluar la peligrosidad de productos químicos aislados.

Las especies usadas y protocolos más relevantes de la literatura científica fueron desarrollados y aplicados en las costas del Atlántico Norte, Golfo de México y el Pacífico de EE.UU. En este contexto, aún faltan protocolos específicos para regiones subtropicales y tropicales de América del Sur, especialmente para ambientes costeros de transición debido a las presiones exponenciales de polución (Anderson y Phillips 2016). Este hecho hace crecer en importancia la necesidad de intensificar los estudios ecotoxicológicos en Brasil, ya que la mayoría de los patrones actuales de calidad de aguas son basados en variables ambientales, no siendo considerados los efectos adversos de los contaminantes sobre los organismos acuáticos o sobre el ser humano. Investigaciones más recientes han procurado abordar y solucionar problemas ambientales, tales como contaminación orgánica por la precariedad del saneamiento básico (Leão et al. 2008; Botter-Carvalho et al. 2011; Silva et al. 2013; Barros et al. 2018), la contaminación por actividades industriales y portuarias (Geracitano 2002; Faraco y Lana 2003; Geracitano et al. 2004b; Gandra et al. 2006; Ventura-Lima et al. 2007; da Rosa et al. 2008; Sandrini et al. 2008; Ferreira-Cravo et al. 2009; Egres et al. 2012; Sandrini-Netto et al. 2016; Sardi et al. 2016, Braga et al. 2018; Saes et al. 2018), las actividades agrícolas (Tarouco et al. 2017) y evaluar cambios climáticos globales (Sarmiento et al. 2017). En este sentido, las aproximaciones experimentales de laboratorio y de campo han demostrado la utilidad de los poliquetos como señaladores de problemas ambientales recurrentes y persistentes, muy comunes en países en desarrollo.

Uruguay. Se ha trabajado mucho a nivel de comunidades bentónicas y su relación con variables ambientales, incluyendo el impacto antrópi-

co. Los poliquetos en particular no han sido objeto de estudios específicos, aunque muchos resultados muestran a estos organismos como los presentes en sitios impactados, mostrando alto grado de tolerancia (Venturini et al. 2004; Borthagaray et al. 2006; Bergamino et al. 2008; Castiglioni et al. 2018).

Para trabajar con índices bióticos y ecológicos (como el AMBI) para la evaluación de la salud ambiental y el grado de perturbación antrópico fue necesario clasificar a los organismos bentónicos de aguas uruguayas en los grupos ecológicos/funcionales, trabajo este que se encuentra documentado para los poliquetos en Muniz et al. (2005, 2006, 2011, 2012) y Hutton et al. (2015).

El trabajo de revisión de los poliquetos de Uruguay publicado por Muniz et al. (2017) muestra más de 300 especies pertenecientes a 42 familias de poliquetos en las costas y plataforma continental uruguaya, destacando la falta de estudios taxonómicos específicos, pero también el gran potencial de estos organismos para ser utilizados como indicadores ambientales y como bioindicadores frente a impactos antrópicos.

Argentina. El estudio de los poliquetos estuvo siempre subvalorado. Los estudios sobre el tema fueron rechazados por el sistema científico-tecnológico, y la taxonomía de poliquetos nunca fue prioritaria y rara vez obtuvo financiación. El primer trabajo publicado en 1962 para identificar poliquetos a nivel de familia fue una traducción de una clave francesa.

Lobo Orensanz (1945-2015), el primer poliquetólogo de la Argentina, compiló las especies citadas para el sur del Brasil, Uruguay, Argentina y sur de Chile (47° S) (Orensanz et al. manuscrito). Debido al "europeísmo", la gran mayoría de las especies fueron citadas como las mismas presentes en aguas europeas, dando lugar a la creencia de la existencia de alta cantidad de especies cosmopolitas y pocas endémicas. Una revisión del material de estas regiones está dando como resultado nuevas consideraciones sobre el ende-

mismo en el Cono Sur (Elías et al. 2017, 2019a, 2019b; Saracho Bottero et al. 2019).

En la Argentina se conocen 61 familias con 317 géneros (ocho de ellos por describir) y más de 600 especies para las dos provincias biogeográficas: la “Provincia Biogeográfica Argentina” templado-cálida y la “Provincia Biogeográfica Magallánica” templado-fría. El número de especies es estimativo, ya que varias especies aún no han sido descritas para la ciencia, y algunos registros de este catálogo mencionan “especies” (spp.) u organismos englobados en *Cirratulus* “near” *cirratulus* (O. F. Müller 1776) así como la existencia de “complejos de especies” en grupos como Syllidae, *Platynereis*, *Capitella*, etc. (Elías et al. 2017).

Los estudios de poliquetos como indicadores empezaron por accidente. La existencia de gran cantidad y variedad de poliquetos en estudios ecológicos obligó a muchos investigadores a internarse en este territorio. El primer trabajo ecológico que mencionaba la presencia de un gran parche de poliquetos fue López Gappa et al. (1990, 1993), cuyos autores mencionaban la presencia de *Boccardia* sp. en densidades de 500.000 ind. m⁻² asociado a la comunidad intermareal en presencia de una descarga cloacal de Quequén (38° S-58° W). Sin embargo, este trabajo midió la cobertura de la comunidad y no cuantificó a los poliquetos. En 2001 se publica el estudio de los anélidos de Quequén (López Gappa et al. 2001). Más recientemente Dolagaratz-Carricavur et al. (2018) evaluaron la respuesta de *Laeonereis acuta* a la contaminación por cadmio a partir de poliquetos obtenidos en el estuario del Río Quequén. En el submareal de ese ambiente, en el puerto, Godoy et al. (2011) encuentran como indicadores de enriquecimiento orgánico a nemátodos y a *Capitella* sp.

Un poco antes, en 1987, la comunidad bentónica infaunal del estuario de Bahía Blanca (38° S-62° W) mostraba que el 50% de las especies y el 72% de los individuos eran poliquetos (Elías 1987). En este ambiente dos factores determina-

ban gran parte de la estructura comunitaria del bentos, uno era el gradiente de enriquecimiento orgánico y el otro el gradiente de salinidad. Los poliquetos respondían tanto al gradiente salino como al gradiente de enriquecimiento orgánico y por lo tanto indicaban la calidad ambiental. Altas densidades de poliquetos Terebellidae (*Nicolea* y *Thelepus*) y del Orbiinidae *Leodamas verax* Kinberg 1866 (como *Scoloplos verax*) fueron indicativos de este patrón de enriquecimiento orgánico (Elías 1992a).

Posteriores estudios en el área mostraron la presencia de los indicadores de enriquecimiento orgánico en el submareal, *Prionospio* y *Paraprionospio*, en el área costera bonaerense, y en particular la cita por primera vez del poliqueto *Capitella* “*capitata*” sp. en áreas influidas por la descarga cloacal de la ciudad de Bahía Blanca (Elías et al. 2001a). Recientemente, altas densidades del poliqueto *Aricidea* sp. se hallaron indicando depósitos de gas (Bravo et al. 2018).

Frente a la descarga cloacal de la ciudad de Mar del Plata, a 11 m de profundidad (38° S-57° W), se registran grandes abundancias de *Owenia* sp., considerada como indicador por estar presente en frente a la descarga de ríos y descargas de aguas servidas en otros ambientes europeos (Elías et al. 2001b). Más adelante, también en el submareal, se registran *Prionospio* spp., y grandes abundancias de un poliqueto Cirratulidae en relación a parches con altos valores de materia orgánica (Elías et al. 2004, 2005). Posteriormente identificado como una especie nueva, *Caulleriella trispina* Elías y Rivero 2011.

En la laguna costera de Mar Chiquita (37,75° S-57,4167° W) fue detectada la presencia de un poliqueto invasor, *Ficopomatus enigmaticus* Fauvel 1923, formando arrecifes de grandes extensiones que alteraron de diferentes formas al funcionamiento del ambiente y a sus componentes (Obenat y Pezzani 1994; Schwindt et al. 2001, 2004; Luppi y Bas 2002; Bruschetti et al. 2011; Bazterrica et al. 2012, 2013). Este mismo organismo también invadió lagunas costeras de Uru-

guay, donde también produjo cambios significativos (Borthagaray et al. 2006).

Además, las planicies de marea de esta laguna costera mixohalina se caracterizan por poblaciones del poliqueto *Laeonereis acuta* (Treadwell 1923), también característico de otros ambientes salobres de la región desde Santos (Brasil), hasta Península Valdés, Argentina (Elías y Ieno 1993; López Gappa et al. 2001; D'Amico et al. 2004; Martín y Bastida 2006). En este ambiente se registró un fenómeno único en las interacciones biológicas: la depredación de un poliqueto, *Laeonereis acuta* por una hormiga *Solenopsis richteri* Forel 1909. En efecto, durante el verano, estas hormigas construyen galerías intermareales perpendiculares a la línea de costa, con el fin de acceder a las galerías de este poliqueto en bajamar y así depredar activamente a esta población de poliquetos llevándolos a su nido (Palomo et al. 2003).

A partir de 1997 se comienza el estudio cuantitativo de la comunidad epilítica intermareal de sustratos rocosos en áreas naturales y en áreas influidas por la descarga cloacal de la ciudad de Mar del Plata. Esta ciudad balnearia, descargaba aguas residuales sin tratamiento directamente al intermareal con un caudal medio de $2,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ fuera de temporada, y $3,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en verano (por la afluencia masiva de turistas), afectando 15 km de playas con organismos patógenos y riesgo para la salud humana (Scagliola et al. 2006; Comino et al. 2010). Asociados a los bancos de mitílicos se encontraron espacialmente los poliquetos *Capitella "capitata"* sp., *Neanthes succinea* Frey y Leuckart 1847 y *Boccardia polybranchia* (Haswell 1885) como organismos dominantes en las cercanías de la descarga cloacal. A distancias intermedias fueron abundantes los cirratulidos *Caulleriella bremecae* Elías y Rivero 2008 y *Protocirrinieris angelicollatio* Elías y Rivero 2009. Los syllidos *Syllis prolixa* Ehlers 1901, *S. gracilis* Grube 1840 son importantes y dominantes en áreas no impactadas, junto con *Leodamas tribulosus* (Ehlers 1897) (Elías et al. 2003).

En 2006 se efectúa un estudio de la respuesta

de los poliquetos asociados a la comunidad al efecto antes/después del verano (Elías et al. 2006). *Capitella "capitata"* sp. se encontró asociada a sitios impactados por la descarga cloacal (con altos valores de materia orgánica en sedimentos) y mostrando siempre el característico comportamiento oportunista en relación a la materia orgánica, al igual que *Neanthes succinea*, ambos numéricamente importantes cerca de la descarga cloacal y después del verano. *Protocirrinieris angelicollatio*, *Caulleriella bremecae*, *Boccardia polybranchia* y *Boccardia* spp. fueron comunes en distancias intermedias a la descarga cloacal. Por otra parte *Syllis prolixa*, *S. gracilis*, y *Leodamas tribulosus* alcanzaron sus mayores abundancias también en distancias intermedias, pero fueron características en sitios de referencia (no impactados) y disminuyeron su abundancia después del verano.

El poliqueto invasor *Boccardia proboscidea* Hartman 1940 fue registrado por primera vez en la Argentina a poca distancia de la descarga cloacal de la ciudad de Mar del Plata en la primavera de 2008. Este organismo, característico del Océano Pacífico, produjo una explosión demográfica sin precedentes. Mientras que en su hábitat original alcanzó densidades de hasta $20.000 \text{ ind. m}^{-2}$, en Mar del Plata llegaron a registrarse valores medios de $1.400.000 \text{ ind. m}^{-2}$ (Jaubet et al. 2011; Garaffo et al. 2012). Mientras que el organismo que estructura la comunidad, el bivalvo *Brachidontes rodriguezii* (D'Orb. 1846) es considerado un ingeniero ecosistémico, el poliqueto invasor es considerado un ingeniero auto-ecosistémico, ya que construye arrecifes donde solo él puede habitar excluyendo competitivamente al bivalvo y a la fauna asociada (Jaubet et al. 2013; Elías et al. 2015). La aparición de masivos parches intermareales de poliquetos presentes cerca de la descarga cloacal de Mar del Plata seguido de una masiva cloración de los efluentes sin tratar (que produjo masiva mortalidad localmente), fue considerado un pésimo ejemplo de gestión ambiental (Sánchez et al. 2011).

La dinámica de poliquetos frente a la descarga de aguas contaminadas fue utilizada para mostrar tanto el efecto de la contaminación crónica como el efecto de la cloración de esas aguas residuales y demostrar también la mala gestión ambiental del municipio. La mitigación, agregar cloro a los efluentes crudos para disminuir la presencia de fecales patógenos en playas de uso recreacional, produjo tanto la desaparición del ingeniero ecosistémico como del poliqueto invasor *Boccardia proboscidea* (Sánchez et al. 2011).

Los poliquetos fueron caracterizados a largo plazo (10 años) con el fin de que sean clasificados según su grado de tolerancia de acuerdo con el gradiente ambiental producido por la descarga cloacal (Sánchez et al. 2013), con el fin de ser utilizados en los índices de calidad ambiental. Esto derivó en la primera aplicación de índices de calidad ambiental diseñado para fondos blandos y aplicado a la fauna asociada a la matriz de un bivalvo intermareal de sustrato duro (Garaffo et al. 2018).

Luego, en el puerto de Mar del Plata los poliquetos fueron utilizados también como indicadores de calidad ambiental, ya que constituyeron la gran mayoría de las especies presentes en el pequeño espejo de agua del puerto (23 de 35 taxones) y correspondieron al 62% de la abundancia total. El interior del puerto, con pobres condiciones ambientales (exceso de materia orgánica, anoxia, presencia de hidrocarburos y cobre), es habitado solo por *Capitella "capitata"* sp., mientras que en la boca del puerto se registraron *Mediomastus* sp., Maldanidae y *Aglaophamus uruguayi* Hartman 1953. Finalmente, un tercer grupo intermedio y más diversificado estuvo caracterizado por *Polydora* spp., *Tharyx* sp., *Mediomastus* sp., *Capitella "capitata"* sp. y *Capitella* sp. (Rivero et al. 2005).

Recientemente fue estudiada una larga serie de tiempo sobre la comunidad bentónica intermareal epilítica tanto en ambientes naturales como en sitios afectados por la descarga cloacal de la ciudad de Mar del Plata. Este estudio, pionero en

este país, reúne los datos cuantitativos a lo largo de 15 años, desde 1997 hasta 2014 (Dávila 2019). En este trabajo se muestra la respuesta cambiante de los poliquetos a lo largo de muchos períodos y antes/después del verano en sitios impactados por la descarga cloacal, alternando entre *Capitella* sp., *Rhynchospio glutaea* (Ehlers 1897), *Alitta succinea* (Leuckart in Frey y Leuckart 1847), *Boccardia* spp. y *B. proboscidea*. Los poliquetos indicadores de áreas no contaminadas *Syllis gracilis* y *S. proluxa* fueron mucho más estables, donde mostraron abundancias elevadas, así como *Leodamas tribulosus*. Ambas especies de syllidos son consideradas complejos de especies y deberán ser estudiadas. La sucesión de la comunidad bentónica también fue estudiada en relación a la descarga cloacal en Mar del Plata, mostrando períodos muy cortos de recuperación en sitios enriquecidos (contaminados). El poliqueto invasor *Boccardia proboscidea* fue dominante tanto en las etapas iniciales como en las etapas finales de la sucesión (Becherucci et al. 2016; Llanos et al. 2019).

El estudio latitudinal de la especie invasora *Boccardia proboscidea* en la Argentina mostró que se hallaba presente desde los 37° S hasta los 47° S, con mayores abundancias en sitios de sustrato duro con aportes orgánicos elevados (descargas cloacales). Su historia de vida caracterizada como "estrategia r", apoyado con poecilogonia (la existencia de dos tipos de larvas, larvas de desarrollo directo, más otras larvas de desarrollo planctotrófico) y puestas de huevos dentro del tubo y en paquetes de huevos nutricios (*nursery*) para los juveniles, le habrían otorgado una ventaja adaptativa que les habría permitido ingresar y expandirse a casi todo el litoral argentino (Garaffo et al. 2015; Jaubet et al. 2018). Garaffo et al. (2020) estudiaron la variación latitudinal de la diversidad funcional de las comunidades intermareales entre los 37° S hasta los 47° S, y muestran que está influenciada por el poliqueto auto-ingenero ecosistémico *Boccardia proboscidea*.

Becherucci et al. (2018) estudiaron la cobertura

ra de la comunidad intermareal alrededor de la descarga cloacal de Quequén (38° S- 58° W) como un método rápido de evaluación ambiental. Los resultados muestran la dominancia del poliqueto *Boccardia proboscidea* y de *Ulva* sp., acompañados por altos valores de materia orgánica en los sedimentos y altos valores de enterococos. En Quequén se estudió la comunidad epilítica intermareal alrededor de la descarga cloacal de esa localidad con el fin de determinar la distribución y abundancia de los Cirratulidae en relación a ese efluente y su preferencia de hábitat. No se encontraron cirratúlidos, pero el poliqueto invasor *Boccardia proboscidea* se halló presente en grandes abundancias en relación al pequeño desagüe cloacal de esta pequeña localidad turística ($38^{\circ} 32' 50,14''$ S, $58^{\circ} 44' 12,3''$ W) (Saracho Bottero et al. 2020).

En las costas patagónicas del Atlántico Sudoccidental, las áreas afectadas por los desagües procedentes de las fábricas de pescado y los pluviales de Puerto Madryn (42° S- 65° W) fueron definidas como “zonas perturbadas” debido a la dominancia de los poliquetos indicadores de contaminación *Boccardia polybranchia* y *Capitella “capitata”* sp., asociados a altos valores de amonio, fosfatos y materia orgánica (Ferrando et al. 2010). En Caleta Valdés ($42^{\circ} 15' 53''$ S- $63^{\circ} 40' 50''$ W), un lugar prístino de la península homónima, se simuló experimentalmente una contaminación con petróleo (tipo Escalante). La estructura de la comunidad macrobentónica mostró disminución de la riqueza específica y de la diversidad en sitios contaminados respecto de sitios no contaminados. El retrabajamiento del sedimento mostró los efectos negativos del petróleo sobre el macrobentos a nivel de transporte y mezcla de partículas. En sitios muy contaminados se observaron valores nulos de los coeficientes de biodifusión y bioadvención. El poliqueto maldanido *Axiiothella* sp. mostró sensibilidad a la contaminación por petróleo, mientras que *Caulleriella bremecae* mostró cierto grado de tolerancia (Ferrando et al. 2015).

Más al sur, en la ría de Puerto Deseado (47° S- 65° W), un sitio intermareal afectado por una descarga cloacal sin tratar presenta estructuras biogénicas (1 a 3 m² en área y de 50 cm de altura) construidas por el poliqueto *Fabricinuda* sp. alcanzando densidades medias de $107.780,7$ ind. m⁻² (DE = $44.772,6$) (Lizarralde et al. 2018).

El estudio taxonómico de los poliquetos Cirratulidae en la Argentina tuvo su origen en su utilización como indicadores tempranos de contaminación cloacal. Determinaciones superficiales llevaron a malas identificaciones y cuando se estudiaron en profundidad los cirratulidos intermareales y submareales en Mar del Plata en relación a descargas contaminantes de aguas residuales se describieron numerosas especies nuevas (ver Elías et al. 2017). Este fue uno de los pocos proyectos aprobados en la temática taxonomía en la Argentina, y que incluyó una beca para estudios de doctorado.

Como fuera mencionado, los trabajos recientes de poliquetos en el Banco Burdwood tuvieron fines de conservación pero, por el grado de experiencia de los autores, permiten también ampliar nuestro conocimiento biogeográfico (Bremec et al. 2019).

CONSIDERACIONES FINALES

En Latinoamérica y el Caribe es necesario aplicar medidas científico-técnicas para seguir avanzando en el uso de los poliquetos como monitores o indicadores. Pero para ello, es imperativo sentar las bases para una taxonomía resolutive. En la mayoría de las universidades de la región, las cátedras de taxonomía y sistemática han desaparecido, lo que ha producido un pseudo-conocimiento de nuestra biodiversidad. Excepto Brasil y México, el resto de los países cuentan con muy pocos taxónomos en poliquetos y otros carecen de éstos. Las medidas arriba señaladas deben iniciar con el reconocimiento, por parte de las autoridades, de la

necesidad de identificar nuestras especies para poder establecer aquellas que servirían como bio-monitoras o bioindicadoras. Tener organismos indicadores facilitará la detección de impactos ambientales y permitirá gestionarlos a través de las herramientas adecuadas para lograr un ambiente sano que posibilite un desarrollo sustentable.

Cada región biogeográfica de Latinoamérica y del Caribe parece responder de forma diferente a las condiciones ambientales, al igual que sus especies de poliquetos, las cuales debe ser probada como candidatas a indicador biológico. Existen registros de especies que parecen ser las mismas en amplias regiones, pero esas especies están sospechadas de formar “complejos de especies” que deben ser dilucidados.

Es imprescindible que se conozca mejor la taxonomía e historia de vida de los poliquetos de aguas costeras de Latinoamérica y el Caribe (las más directamente afectadas por los impactos humanos), sin descuidar los estudios de organismos bentónicos, en particular los poliquetos de aguas profundas, ya que la investigación y explotación de recursos naturales (gas, petróleo, minerales) ya alcanzó dichas regiones. También es importante que los programas de monitoreo y evaluación de la calidad ambiental marina incluyan análisis de poliquetos. Sería ideal que esos trabajos sean publicados en revistas locales, o en publicaciones de libre acceso, para permitir que esa información no esté condicionada por la disponibilidad de dinero.

Se recomienda efectuar amplios estudios de toxicología de poliquetos o ensayos de microescala con poliquetos locales (autóctonos), y eventualmente estudios comparativos con otros invertebrados bentónicos, para que los poliquetos sean componentes esenciales de todas las “cajas de herramientas ecotoxicológicas”.

Existe un buen desarrollo en el uso de algunos poliquetos como herramientas de uso toxicológico: *Laeonereis culveri* como herramienta para la evaluación de riesgos ambientales se ha desarrollado en varios países de Latinoamérica, princi-

palmente en Brasil. Sin embargo, existe también una deuda imprescindible que debe resolverse: la “diversidad” de especies dentro de *Laeonereis*. Un gran avance se logró al determinar las especies de *Capitella*, pero si se describieron cinco especies para una sola localidad de Brasil, entonces el número de especies por descubrir debería ser grande, no solo de especies de *Capitella* de otras partes de Latinoamérica y el Caribe, sino de los múltiples “complejos de especies” que existen en la región y que revisten importancia a nivel de indicadores.

Otros estudios en Latinoamérica y del Caribe que utilizaron especies de poliquetos para evaluación de riesgos son aquellos con *Hediste diversicolor*, *Perinereis gualpensis* y *P. nuntia*, así como *Eurythoe complanata* y *Armandia agilis* (Tabla 1).

Así como diversas agencias extranjeras han promocionado y alentado el uso de poliquetos como apropiados para bioensayos, esta práctica debe generalizarse en Latinoamérica para poder disponer de organismos y ensayos útiles para determinar toxicidad y para analizar las respuestas de especies o poblaciones de poliquetos y su relación con la comunidad en vinculación a gradientes ambientales producidos por contaminantes.

Hay urgencias que resolver. El conocimiento de los poliquetos como indicadores es despaseado a lo largo de Latinoamérica y el Caribe. El estudio de los poliquetos sufre las mismas desigualdades que los países. Hay países ricos de especialistas, países con amplia tradición de estudios ambientales, países con recursos económicos para invertir en sus recursos naturales, incluyendo los estudios en poliquetos que abarquen su taxonomía y su aplicación en estudios ambientales (indicadores de contaminación y bioensayos). Otros países no cuentan con tal diversidad de recursos y allí se deberán redoblar los esfuerzos para que los poliquetos no falten en esa “caja de herramientas”.

La comunidad de poliquetólogos de Latinoamérica y del Caribe es muy generosa. Numerosos SILPOLYs (simposios latinoamericanos de Polychaeta) han permitido la inter-relación de poli-

quetólogos de toda la región y afianzar los vínculos entre sus miembros. Este trabajo es una muestra de la solidaridad que se puede encontrar entre los investigadores, y como aprovechando la virtualidad impuesta por la pandemia del Covid-19 se pueden hacer trabajos colaborativos que aportan una síntesis de conocimiento. El presente trabajo de revisión fue realizado por todos los especialistas para dar una visión general de la problemática y brindar un estado del conocimiento y de sus falencias a los jóvenes estudiosos de toda Latinoamérica y el Caribe.

AGRADECIMIENTOS

A dos revisores anónimos que mejoraron el trabajo.

REFERENCIAS

- ADDY JM, HARTLEY JP, TIBBETS PJC. 1984. Ecological effects of low toxicity oil-based mud drilling in the Beatrice oilfield. *Mar Pollut Bull.* 15: 429-436.
- AGUIRRE L, CANALES R. 2017. Poliquetos de Perú: estado actual y perspectivas para la investigación. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica. Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez.* p. 101-114.
- AKESSON B. 1980. The use of certain polychaetes in bioassay studies. *Rapp P.-v. Reun Cons int Explor Mer.* 179: 315-321.
- ÁLVAREZ P, SAN MARTÍN G. 2009. A new species of *Sphaerosyllis* (Annelida: Polychaeta: Syllidae) from Cuba, with a list of syllids from the Guanahacabibes Biosphere Reserve (Cuba). *J Mar Biol Assoc UK.* 89 (7): 1427-1435.
- ÁLVAREZ-AGUILAR A, RODRÍGUEZ-VILLANUEVA V, MACÍAS-ZAMORA JV, RAMÍREZ-ÁLVAREZ N, HERNÁNDEZ-GUZMÁN FA. 2017. Spatio-temporal analysis of benthic polychaete community structure in the north-western coast of Baja California, Mexico. *J Mar Biol Assoc UK.* 97 (5): 993-1005.
- ALVES GF. 2011. O papel de *Diopatra* sp. (Polychaeta) na estrutura e no metabolismo da comunidade bêntica em ambiente marinho raso [masters thesis]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 59 p.
- AMARAL ACZ. 1979. Ecologia e contribuição dos anélidos poliquetos para a biomassa bêntica da zona das marés, no litoral norte do Estado de São Paulo. *Bol Inst Oceanogr.* p. 1-52.
- AMARAL ACZ, DENADAI MR, TURRA A, RIZZO AE. 2003. Intertidal macrofauna in Brazilian subtropical tide-dominated sandy beaches. *J Coast Res.* 35: 446-455.
- AMARAL ACZ, MORGADO EH. 1994. Alteraciones en la fauna de anélidos poliquetos de Araçá, São Sebastião (SP - Brasil). *Rev Acad Colomb Ci Exact.* 19 (72): 147-152.
- AMARAL ACZ, MORGADO EH, SALVADOR LB. 1998. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. *Rev Bras Biol.* 58 (2): 307-316.
- AMARAL ACZ, NALLIN SAH, STEINER TM, FORRONI TO, GOMES-FILHO D. 2013. Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil. http://www.ib.unicamp.br/museu_zoologia/sites/www.ib.unicamp.br/museu_zoologia/files/Catálogo_Polychaeta_Brasil_Amaral_et_al_2013_1a.pdf.
- AMEZCUA-ALLIERI MA, GONZÁLEZ-MACÍAS C. 2007. Proposal of a numerical index to evaluate the quality of sediments influenced by the oil industry. *Interciencia.* 32 (7): 453-459.
- ANDERSON MJ. 2017. *Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA)*. Wiley Statistics Reference: Statistics Reference Online. doi:10.1002/9781118445112.stat07481
- ANDERSON SL, HARRISON EL, CHAN, G, MOORE DHII. 1990. Comparison of cellular and whole-animal bioassays for estimation of radi-

- ation effects in the polychaete worm *Neanthes arenaceodentata* (Polychaeta). Arch Environ Contam Toxicol. 19: 164-174.
- ANDERSON B, PHILLIPS B. 2016. Saltwater toxicity tests. En: BLASCO J, CHAPMAN PM, CAMPANA O, HAMPEL M, editores. Marine ecotoxicology. Current knowledge and future issues. Academic Press is an imprint of Elsevier. p. 167-197.
- ARIAS-SCHREIBER M, WOLFF M, CANO M, MARTÍNEZ-DARANAS B, MARCOS Z, HIDALGO G, CASTELLANOS S, DEL VALLE R, ABREU M, MARTÍNEZ JC, et al. 2008. Changes in benthic assemblages of the Gulf of Batabanó (Cuba)-Results from cruises undertaken during 1981-85 and 2003-04. Pan Am J Aquat Sci. 3 (1): 49-60.
- ARMENTEROS M, GONZÁLES-SANSÓN G, LALANA R. 2003. Composición y abundancia del meio-bentos en un sector sublitoral de Ciudad de la Habana, Cuba. Rev Invest Mar. 24 (1): 3-10.
- ARMENTEROS M, SALADRIGAS D, GONZÁLEZ-CASUSO L, ESTEVEZ ED, KOWALEWSKI M. 2018. The role of habitat selection on the diversity of macrobenthic communities in three gulfs of the Cuban Archipelago. Bull Mar Sci. 94 (2): 1-20.
- AVIZ D, CARVALHO ILR, ROSA FILHO JS. 2011. Spatial and temporal changes in macrobenthic communities in the Amazon coastal zone (Guajará Estuary, Brazil) caused by discharge of urban effluents. Sci Mar. 76 (2): 381-390.
- BARROS F, HATJE V, FIGUEIREDO, MB, MAGALHAES WF, DOREA HS, EMÍDIO ES. 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. Estuar Coast Shelf Sci. 78 (4): 753-762.
- BARROS TL, KLEIN RD, SANDRINI-NETO L, BIANCHINI A, MARTINS CC, LANA P. 2018. Testing biomarker feasibility: a case study of *Laeonereis culveri* (Nereididae, Annelida) exposed to sewage contamination in a subtropical estuary. Environ Sci Pollut Res. 25: 24181-24191.
- BARROSO R, PAIVA PC, ALVEZ OF. 2002. Polychaetes trophic structure in Todos os Santos Bay (BA-Brazil). Bolm Mus Nac, Zool. 494: 1-11.
- BASTIDA-ZAVALA J, SALAZAR-VALLEJO S. 2000. Serpúlidos (Polychaeta: Serpulidae) del Caribe noroccidental. *Hydroides y Serpula*. Rev Biol Trop. 48 (4): 841-858.
- BASTIDA-ZAVALA J, TEN HOVE H. 2003. Revision of *Hydroides* Gunnerus, 1768 (Polychaeta: Serpulidae) from the Eastern Pacific Region and Hawaii. Beaufortia. 53 (4): 67-110.
- BAUDISCH SK. 2014. Aplicabilidade do método ABC (Abundance/Biomass Curves) para avaliar a contaminação orgânica em um estuário subtropical [monografía de estágio supervisionado]. Pontal do Sul: Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná. 38 p.
- BAUSTIAN MM, BARGU S, MORRISON W, SEXTON CH, RABALAIS NN. 2018. The polychaete, *Paraprionospio pinnata*, is a likely vector of domoic acid to the benthic food web in the northern Gulf of Mexico. Harmful Algae. 79: 44-49.
- BAZTERRICA MC, ALVAREZ MF, BRUSCHETTI CM, HIDALGO FJ, FANJUL ME, IRIBARNE O, BOTTO F. 2013. Factors controlling macroalgae assemblages in a Southwest Atlantic coastal lagoon modified by an invading reef forming polychaete. J. Exp Mar Biol Ecol. 443: 169-177.
- BAZTERRICA MC, BOTTO F, IRIBARNE OO, 2012. Effects of an invasive reef-building polychaete on the biomass and composition of estuarine macroalgal assemblages. Biol Invasions. 14: 765-777.
- BECHERUCCI ME, JAUBET, ML, SARACHO BOTTERO MA, LLANOS EN, ELÍAS R, GARAFFO GV. 2018. Rapid sewage pollution assessment by means of the coverage of epilithic taxa in a coastal area in the SW Atlantic. Sci Total Environ. 628-629: 826-834.
- BECHERUCCI ME, LLANOS EN, GARAFFO GV,

- VALLARINO EA. 2016. Succession in an intertidal benthic community affected by untreated sewage effluent: A case of study in the SW Atlantic shore. *Mar Pollut Bull.* 109 (1): 95-103.
- BELAN TA. 1983. Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Mar Environ Res.* 57: 89-101.
- BELLAN G, DESROSIERS G, WILLSIE A. 1988. Use of an Annelid Pollution Index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Mar Pollut Bull.* 19: 662-665.
- BENEDETTI-CECCHI L, IKEN K, KONAR B, CRUZ-MOTTA J, KNOWLTON A, POHLE G, CASTELLI A, TAMBURELLO L, MEAD A, TROTT T, et al. 2010. Spatial Relationships between polychaete assemblages and environmental variables over Broad Geographical Scales. *PLoS ONE.* 5 (9): 12946.
- BERGAMINO L, MUNIZ P, DEFEO O. 2008. Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. *Ecol Indic.* 9 (3): 584-587.
- BERTOLETTI E. 2012. A Presunção Ambiental e a Ecotoxicologia Aquática. *Rev Águas.* 12. <https://www.researchgate.net/deref/http%3%2F%2Frevistadasaguas.pgr.mpf.gov.br%2Ffedicoes-da-revista%2Ffedicao-atual%2Fmaterias%2Fpresuncao-ambiental>.
- BLAKE JA. 1991. The polychaete fauna of the Galápagos Islands. En: JAMES MJ, editor. The polychaete fauna of the Galápagos Islands. Galápagos marine invertebrates. Topics in geobiology. Vol 8. Boston: Springer. doi:10.1007/978-1-4899-0646-5_4
- BLAKE JA. 2009. Redescription of *Capitella capitata* (Fabricius) from West Greenland and designation of a neotype (Polychaeta, Capitellidae). *Zoosymposia.* 2: 55-80.
- BLANCHARD AL, FEDER HM, SHAW DG. 2011. Associations between macrofauna and sediment hydrocarbons from treated ballast water effluent at a marine oil terminal in Port Valdez, Alaska. *Environ Monitor Asse.* 178 (1): 461-476.
- BONE D, MOLINS L. 2010. Componente bentónico: macrobentos. En: GARCÍA E, editor. Plan de monitoreo descarga de ripios, base agua. Bloque Cardón IV Pozo Perla 1x. Informe final campaña 1 para la empresa Cardón IV. Intecmar-Funindes-USB. Sartenejas. 167 p.
- BONE D, SAN MARTÍN G. 2003. Ecological aspects of syllids (Annelida: Polychaeta; Syllidae) on *Thalassia testudinum* beds in Venezuela. *Hydrobiologia.* 496: 289-298.
- BORGES-ROCHA M, MACHADO-SILVA E, SÁNCHEZ-RIASCOS N. 2013. Avaliação da influência da oxigenação e da qualidade do sedimento sobre a sobrevivência de *Scolelepis chilensis* (Spionidae: Polychaeta) da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Biotemas.* 26 (4): 85-92.
- BORJA Á. 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Mar Pollut Bull.* 48 (3-4): 405-408.
- BORJA Á, DAUER D, ELLIOTT M, SIMENSTAD C. 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuar Coast.* 33 (6): 1249-1260.
- BORJA Á, FRANCO J, PÉREZ V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar Pollut Bull.* 40 (12): 1100-1114.
- BORJA Á, MILES A, OCCHIPINTI-AMBROGI A, BERG T. 2009a. Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia.* 633: 181-196.
- BORJA Á, RANASINGHE A, WEISBERG S. 2009b. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Mar Pollut Bull.* 59: 1-4.
- BOROWSKI C. 2001. Physically disturbed deep-

- sea macrofauna in the Peru Basin, southeast Pacific, revisited 7 years after the experiment impact. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr)*. 48 (17-18): 3809-3839.
- BORTHAGARAY AI, CLEMENTE JM, BOCCARDI L, BRUGNOLI E, MUNIZ P. 2006. Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay. *Pan Am J Aquat Sci*. 1 (1): 57-65.
- BOTTER-CARVALHO ML, CARVALHO PVVC, SANTOS PJP. 2011. Recovery of macrobenthos in defaunated tropical estuarine sediments. *Mar Pollut Bull*. 62: 1867-1876.
- BRAGA MA, BRAUKO KM, VICENTINI M, SALGADO LD, SILVA DE ASSIS HC, GARRETT DOLATTO, R, GRASSI MT, SANDRINI-NETO L, LANA PC. 2018. Cytotoxicity and enzymatic biomarkers as early indicators of benthic responses to the soluble-fraction of diesel oil. *Ecotox Environ Saf*. 164: 21-31.
- BRAUKO KM, CERVEIRA AF, FREITAS RF, HADLICH HL, BERAS T, FONSECA AL, PAGLIOSA PR. 2020. Comparing structural and functional approaches to distinguish benthic communities from eutrophic and non-eutrophic estuaries. *Mar Pollut Bull*. 157: 111290.
- BRAUKO KM, MUNIZ P, CASTRO MARTINS C, LANA PC. 2016. Assessing the suitability of five benthic indices for environmental health assessment in a large subtropical South American estuary. *Ecol Indic*. 64: 258-265.
- BRAUKO KM, SOUZA FM, MUNIZ P, CAMARGO MG, LANA PC. 2015. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Mar Pollut Bull*. 91 (2): 454-460.
- BRAVO ME, ALIOTTA S, FIORI S, GINSBERG G. 2018. Distribution, vertical position and ecological implications of shallow gas in Bahía Blanca estuary (Argentina). *Estuar Coast Shelf Sci*. 202: 222-231.
- BREMEC CS, ELÍAS R, CALLA S, GENZANO G, PUENTE TAPIA A, SCHEJTER L. 2019. Polychaetes from Burdwood Bank: “Namuncurá I” Marine Protected Area and slope, SW Atlantic Ocean. *Rev Biol Trop*. 67 (S5): 119-135.
- BREMEC CS, SOUTO V, GENZANO G. 2010. Polychaete assemblages in SW Atlantic: Results of the “Shinkai Maru” IV, V, X and XI (1978-1979) Cruises in Patagonia and Buenos Aires. *An Inst Patagon (Chile)*. 38 (2): 47-57.
- BRETT C, BONE D, LÓPEZ-ORDAZ A. 2013. Spatial and temporal variations in biodiversity of polychaetes (Annelida, Polychaeta) along a multipurpose coastline. *Pan-Am J Aquat Sci*. 8 (3): 209-220.
- BREVES-RAMOS A, LAVRADO HP, JUNQUEIRA ADOR, SILVA SHGD. 2005. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). *Braz Arch Biol Tech*. 48 (6): 951-965.
- BRIGGS JC. 1974. *Marine zoogeography*. Nueva York: McGraw-Hill. 475 p.
- BROWN SS, GASTON GR, RAKOCINSKI CF, HEARD RW. 2000. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*. 23 (3): 411-424.
- BRUSCHETTI M, BAZTERRICA C, FANJUL E, LUPPI T, IRIBARNE O. 2011. Effect of biodeposition of an invasive polychaete on organic matter content and productivity of the sediment in a coastal lagoon. *J Sea Res*. 66: 20-28.
- BRYAN GW, GIBBS PE. 1987. Polychaetes as indicators of heavy metal availability in marine deposits. En: *Ocean Proc Mar Pollut*. Malabar Publ Co. 1: 194-200.
- BRYAN G, HUMMERSTONE LG. 1973. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. *J Mar Biol Assoc UK*. 53: 839-857.
- BUSCHMANN AH. 2002. Impacto ambiental de la salmonicultura en Chile: la situación en la X Región de Los Lagos. *Terram Publicaciones*. 12 p.

- BUSCHMANN AH, CABELLO F, YOUNG K, CARVAL J, VARELA DA, HENRÍQUEZ L. 2009. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean Coast Manage.* 52 (5): 243-249.
- BUSCHMANN AH, PIZARRO R. 2001. El costo ambiental de la salmonicultura en Chile. *Análisis Políticas Púb.* 5: 1-7.
- BUSCHMANN AH, RIQUELME VA, HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ MC, VARELA D, JIMÉNEZ J, HENRÍQUEZ LA, VERGARA PA, GUIÑEZ R, FILÍN L. 2006. A review of the impacts of salmon farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES J Mar Sci.* 63: 1338-1345.
- BUSTAMANTE-DÍAZ C. 2006. Caracterización ecológica del ecosistema bentónico submareal en las áreas costeras de la VIII Región, Chile. Criterios de manejo y legislación para la conservación marina [tesis de grado]. Valdivia: Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 71 p.
- CABANILLAS R, ADVÍNCULA O, GUTIÉRREZ C. 2016. Diversidad de Polychaeta (Annelida) en el intermareal de los esteros del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes, Perú. *Rev Peru Biol.* 23 (2): 117-126.
- CÁCERES-MARTÍNEZ J, MACÍAS-MONTES DE OCA P, VÁSQUEZ-YEOMANS R. 1998. *Polydora* sp. infestation and health of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* cultured in Baja California, NW Mexico. *J Shellfish Res.* 17 (1): 259-264.
- CALDERÓN T. 2016. Poliquetos bentónicos como bioindicadores de materia orgánica en la zona intermareal de la Isla Santa Clara. *Acta Oceanogr Pac.* 21 (1): 59-79.
- CALDERÓN-RUIZ A, DELGADO-BLAS VH, UC-PERAZA RG. 2019. Toxicidad aguda del Malation 500[®] y Tyson 4e[®] en *Capitella* sp. *Rev Int Contam Ambie.* 35 (3): 565-574.
- CAÑETE JI, HILBIG B, SANTANA M. 2004. Presence of *Prionospio* (*Prionospio*) *orensanzi* Blake, 1983 (Polychaeta: Spionidae) off Punta Arenas, Chile, with notes on their abundance and spatial distribution in shallow, subtidal sandy bottoms. *Invest Mar Valparaíso.* 32 (2): 121-128.
- CAÑETE JI, LEIGHTON GL, AGUILERA FF. 1999. Polychaetes from Aysén Fjord, Chile: distribution, abundance and biogeographical comparison with the shallow soft-bottom polychaete fauna from Antarctic and the Magellan Province. *Sci Mar.* 63 (1): 243-252.
- CAÑETE JI, LEIGHTON GL, SOTO EH. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 35 (2): 185-194.
- CÁRDENAS-CALLE M. 2016. The community structure of benthic macroinvertebrates in the inner branches of Estero Salado Estuary and Guayas River in Ecuador [doctor philosophy thesis]. Edimburgo: Heriot-Watt University. 172 p.
- CÁRDENAS-CALLE M, MORA E, TORRES G, PÉREZ-CORREA J, BIGATTI G, SIGNORELLI J, CORONEL J. 2020. Marine Invertebrate and seaweed biodiversity of continental Ecuador. *Biodivers Data J.* 8: e53818
- CARRASCO FD. 1976. Paraonidae (*Aricidea pigmentata* n. sp.), Magelonidae y Oweniidae (Annelida, Polychaeta) en Bahía de Concepción, Chile. *Bol Soc Biol Concepción.* 50: 113-121.
- CARRASCO FD. 1977. Polychaeta (Annelida) de Bahía de Concepción, Chile. Familias Orbiniidae, Cirratulidae, Cossuridae, Capitellidae y Ampharetidae, con la descripción de tres especies y una subespecie nuevas. *Bol Soc Biol Concepción.* 51: 67-92.
- CARRASCO FD. 1997. Sublittoral macrobenthic fauna off Punta Coloso, Antofagasta, northern Chile: high persistence of the polychaete assemblage. *Bull Mar Sci.* 60: 443-459.
- CARRASCO FD, GALLARDO VA. 1983. Abundance and distribution of the macrobenthic infauna of the Gulf of Arauco, Chile. *Inter Reveu ges*

- Hydrobiol. 68: 825-838.
- CARRASCO FD, GALLARDO VA. 1989. La contaminación marina y el valor de la macroinfauna bentónica en su evaluación y vigilancia: casos de estudio en el litoral de Concepción, Chile. *Biol Pesq.* 18: 15-27.
- CARRASCO FD, GALLARDO VA, MEDRANOS S. 1997. Sublittoral macrobenthic infaunal assemblages of two nearby embayments from Central Chile. *Inter Reveu ges Hydrobiol.* 73 (4): 441-455.
- CARRASCO FD, MORENO RA. 2006. Long-term dynamics (1990 to 2004) of the polychaete fauna from the sublittoral soft-bottoms off Punta Coloso (Antofagasta), northern Chile. *Sci Mar.* 70 (3): 169-178.
- CASPERS H. 1984. Spawning periodicity and habitat of the palolo worm *Eunice viridis* in the Samoan islands. *Mar Biol.* 79: 229-239
- CASTIGLIONI D, REZENDE CE, MUNIZ P, MUIR AL, GARCIA-ALONSO J. 2018. Trace metals bioavailability approach in intertidal estuarine sediments and bioaccumulation in associated nereidid polychaetes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 100: 472-476.
- CHAPMAN PM. 2007. Determining when contamination is pollution-weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environ Internat.* 33: 492-501.
- CHECON HH, AMARAL AC. 2017. Taxonomic sufficiency and the influence of rare species on variation partitioning analysis of a polychaete community. *Mar Ecol.* 38 (1): p.e12384.
- CHECON HH, CORTE GN, MUNIZ P, BRAUKO KM, DI DOMENICO M, BÍCEGO MC, SIEGLE E, FIGUEIRA RCL, AMARA ACZ. 2018. Unraveling the performance of the benthic index AMBI in a subtropical bay: The effects of data transformations and exclusion of low-reliability sites. *Mar Pollut Bull.* 126: 438-448.
- CHOLLETT I, BONE D. 2007. Effects of heavy rainfall on polychaetes: differential spatial patterns generated by a large-scale disturbance. *J Exp Mar Biol Ecol.* 340 (2): 113-125.
- CLARKE K. 1993. Non-parametric multivariate analysis on changes in community structure. *Austral J Ecol.* 18: 117-143.
- COLE VJ, CHICK RC, HUTCHINGS PA. 2018. A review of global fisheries for polychaete worms as a resource for recreational fishers: diversity, sustainability and research needs. *Rev Fish Biol Fisher.* 28 (3): 543-565.
- COMINO AP, FRICK W, GE Z, SCAGLIOLA M, PATAT L. 2010. Beach water quality of Mar del Plata (Argentina) previous to outfall construction: ten years of bacterial control and virtual beach model prediction testing. 5th International Conference Marine Waste Water Disposal and Marine Environment. Croatia.
- [CONAMA] NATIONAL ENVIRONMENT COUNCIL. 2005. CONAMA Resolution ISSU 357 of March 17, 2005. Brazil.
- [CONAMA] NATIONAL ENVIRONMENT COUNCIL. 2011. CONAMA, Resolution ISSU 430 of May 13, 2011. Brazil.
- CORTÉS J, WEHRTMANN IS. 2009. Diversity of marine habitats of the Caribbean and Pacific of Costa Rica. En: WEHRTMANN IS, CORTÉS J, editores. *Marine biodiversity of Costa Rica, Central America. Monographiae Biologicae.* Vol. 86. Springer Science + Business Media B. V. p. 1-45.
- COUTINHO MC, SANTOS CS. 2014. Morphological anomalies in polychaetes: *Perinereis* species (Polychaeta: Annelida) examples from the Brazilian coast. *Mem Mus Vic.* 71: 45-51.
- CRUZ-ABREGO F, VILLALPANDO-GANCHOLA E, CALVA-BENÍTEZ L, MÉNDEZ-UBACH MN, GÓMEZ-AGUIRRE S. 1985. En: 6° Reunión Anual Académica. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 25-29 de noviembre de 1985.
- CYRINO M, COUTINHO L, LANEUVILLE TEIXEIRA V, GOMES SANTOS CS. 2017. A review of Polychaeta chemicals and their possible ecological role. *J Chem Ecol.* 44: 72-95.
- D'AMICO VL, HERNÁNDEZ MÁ, BALA LO. 2004. Selección de presas en relación con las estra-

- tegias de forrajeo de aves migratorias en Península Valdés, Argentina. *Ornitol Neotrop.* 15: 357-364.
- DA ROSA CE, BIANCHINI A, MONSERRAT JM. 2008. Antioxidant responses of *Laeonereis acuta* (Polychaeta) after exposure to hydrogen peroxide. *Braz J Med Biol Res.* 41: 117-121.
- DA ROSA CE, DE SOUZA MS, YUNES JS, PROENÇA LAO, NERY LEM, MONSERRAT JM. 2005. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: Characteristics and effects on *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Mar Pollut Bull.* 50: 956-964.
- DAFFORN KA, KELAHER BP, SIMPSON SL, COLEMAN MA, HUTCHINGS PA, CLARK GF, JOHNSTON EL. 2013. Polychaete richness and abundance enhanced in anthropogenically modified estuaries despite high concentrations of toxic contaminants. *PLoS ONE.* 8 (9): e77018.
- DAUER DM, CONNOR WG. 1980. Effects of moderate sewage input on benthic polychaete populations. *Est Mar Sci.* 10: 335-346.
- DAUVIN JC, ANDRADE H, DE-LA-OSSA-CARRETERO JA, DEL-PILAR-RUSO Y, RIERA R. 2016. Polychaete/amphipod ratios: an approach to validating simple benthic indicators. *Ecol Indic.* 63: 89-99.
- DAUVIN JC, BELLAN G, BELLAN-SANTINI D. 2010. Benthic indicators: from subjectivity to objectivity-Where is the line? *Mar Pollut Bull.* 60: 947-953.
- DAUVIN JC, RUELLET T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Mar Pollut Bull.* 55: 215-224.
- DÁVILA C. 2019. Impacto de la exposición crónica y de pulso del efluente de aguas residuales de Mar del Plata sobre la comunidad bentónica intermareal en el período 1997-2014 [tesis magíster en ciencias ambientales]. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 107 p.
- DE LEÓN-GONZÁLEZ JA. 2017. Estado del conocimiento taxonómico de los Poliquetos en Ecuador. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica.* Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 89-100.
- DE LEÓN-GONZÁLEZ JA, BASTIDA-ZABALA JR, CARRERA-PARRA LF, GARCÍA-GARZA ME, PEÑA-RIVERA A, SALAZAR-VALLEJO SI, SOLÍS-WEISS V. 2009. *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical.* Universidad Autónoma de Nueva León, Monterrey, México. 737 p.
- DE LEÓN-GONZÁLEZ JA, CORNEJO-RODRÍGUEZ MH, DEGRAER S. 2008. A new species of *Australonuphis* (Polychaeta: Onuphidae) from the eastern Pacific. *J Mar Biol Assoc UK.* 88 (4): 739-742.
- DEAN HK. 2004. Marine biodiversity of Costa Rica: Class Polychaeta (Annelida). *Rev Biol Trop.* 52 (2): 131-181.
- DEAN HK. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Rev Biol Trop.* 56: 11-38.
- DEAN HK. 2009. Polychaetes and echiurans. En: WEHRTMANN IS, CORTÉS J, editores. *Marine diversity of Costa Rica, Central America.* Monographiae Biologicae. Vol. 86. Springer Science + Business Media B. V. p. 181-191.
- DEAN HK. 2012. A literature review of the Polychaeta of the Caribbean Sea. *Zootaxa.* 3596: 1-86.
- DEAN HK. 2017. Some intertidal and shallow water polychaetes of the Caribbean coast of Costa Rica. *Rev Biol Trop.* 65 (1): 127-152.
- DEAN HK, BLAKE JA. 2015. The Orbiniidae (Annelida: Polychaeta) of Pacific Costa Rica. *Zootaxa.* 3956 (2): 183-198.
- DEL-PILAR-RUSO Y, DE-LA-OSSA-CARRETERO JA, GIMÉNEZ-CASALDUERO F, SÁNCHEZ-LIZASO JL. 2010. Sewage treatment level and flow rates affect polychaete assemblages. *Mar Pollut Bull.* 60: 1930-1938.
- DEL-PILAR-RUSO Y, DE-LA-OSSA-CARRETERO JA, LOYA-FERNÁNDEZ A, FERRERO-VICENTE LM, GIMÉNEZ-CASALDUERO F, SÁNCHEZ-LIZASO JL.

2009. Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. *Mar Pollut Bull.* 58: 765-786.
- DÍAZ-ASENCIO L, HELGUERA Y, FERNÁNDEZ-GARCÉS R, GÓMEZ-BATISTA M, ROSELL G, HERNÁNDEZ Y, PULIDO A, ARMENTEROS M. 2015. Two-year temporal response of benthic macrofauna and sediments to hypoxia in a tropical semi-enclosed bay (Cienfuegos, Cuba). *Rev Biol Trop.* 64 (1): 193-204.
- DÍAZ-CASTAÑEDA V. 2013. Environmental impact of bluefin tuna aquaculture on benthic assemblages in the Western coast of Baja California, Mexico. En: American Geophysical Union, Spring Meeting 2013, abstract id. OS31A-09.
- DÍAZ-CASTAÑEDA V, DE LEÓN GONZÁLEZ A, SOLANA-ARELLANO E. 2005. Structure and composition of the polychaete community from Bahía San Quintín, Pacific Coast of Baja California, Mexico. *Bull South Calif Acad Sci.* 104 (2):75-99.
- DÍAZ-CASTAÑEDA V, HARRIS LH. 2004. Biodiversity and structure of the polychaete fauna from soft bottoms of Bahía Todos Santos, Baja California, Mexico. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr).* 51: 827-847.
- DÍAZ-CASTAÑEDA V, REISH DJ. 2009. Polychaetes in environmental studies. En: SHAIN DH, editor. *Annelids in modern biology.* Hoboken: John Wiley & Sons. p. 205-227.
- DÍAZ-CASTAÑEDA V, VALENZUELA-SOLANO S. 2009. Polychaete fauna in the vicinity of bluefin tuna-cages in Ensenada, Baja California, México. *Zoosymposia.* 2: 505-526.
- DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT. 2017a. Estado del conocimiento de los Poliquetos en Venezuela. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica.* Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 127-143.
- DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH. 2017b. Poliquetos de Sudamérica. Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. 149 p.
- DÍAZ-DÍAZ O, LIÑERO-ARANA I. 2006. Estructura de la comunidad de poliquetos asociados a substratos artificiales en tres localidades del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Saber.* 18 (1): 3-10.
- DÍAZ-DÍAZ O, ROZBACZYLO N. 2020a. Poliquetos bentónicos en Chile asociados a hábitats vulnerables. En: DÍAZ-DÍAZ O, ROZBACZYLO N, editores. Santiago. 204 p.
- DÍAZ-DÍAZ O, ROZBACZYLO N. 2020b. Poliquetos bentónicos en Chile y su relación con indicadores de estado ecológico. En: DÍAZ-DÍAZ O, ROZBACZYLO N, editores. Santiago. 136 p.
- DÍAZ-DÍAZ O, TROCCOLI L, DÍAZ-PÉREZ O. 2014. Estructura de la comunidad de poliquetos de fondos blandos en tres localidades de la Bahía de Mochima, Venezuela. *Sci (Panamá).* 23 (2): 65-88.
- DÍAZ-JARAMILLO M, MARTINS DA ROCHA A, GOMES V, BIANCHINI A, MONSERRAT JM, SÁEZ K, BARRA R. 2011. Multibiomarker approach at different organization levels in the estuarine *Perinereis gualpensis* (Polychaeta; Nereididae) under chronic and acute pollution conditions. *Sci Total Environ.* (410-411): 126-135.
- DÍAZ-JARAMILLO M, FERREIRA JL, AMADO LL, VENTURA-LIMA J, MARTINS A, RETAMAL MR, URRUTIA R, BERTRÁN C, BARRA R, MONSERRAT JM. 2010. Biomonitoring of anti-oxidant and oxidative stress responses in *Perinereis gualpensis* (Polychaeta: Nereididae) in Chilean estuarine regions under different anthropogenic pressure. *Ecotox Environ Saf.* 73: 515-523.
- DÍAZ-JARAMILLO M, MARTINS DA ROCHA A, CHIANG G, BUCHWALTER D, MONSERRAT JM, BARRA R. 2013. Biochemical and behavioral responses in the estuarine polychaete *Perinereis gualpensis* (Nereididae) after *in situ* exposure to polluted sediments. *Ecotox Environ Saf.* 89: 182-188.
- DÍEZ SM, PATIL PG, MORTON J, RODRIGUEZ DJ, VANZELLA A, ROBIN DV, MAES T, CORBIN C.

2019. Marine pollution in the Caribbean: not a minute to waste. Washington: World Bank Group.
- DIX TL, KARLEN DJ, GRABE SA, GOETTING BK, HOLDEN CM, MARKHAM SE. 2005. Spionid polychaetes as environmental indicators: an example from Tampa Bay, Florida. En: BERTONE SA, editor. Estuarine indicators. Boca Raton: CRC Press. p. 277-295.
- DOLAGARATZ-CARRICAVUR A, CHIODI BOUDET LC, ROMERO MB, POLIZZIA P, MARCOVECCHIO JE, GERPE M. 2018. Toxicological responses of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) after acute, subchronic and chronic exposure to cadmium. *Ecotox Environ Saf.* 149: 217-224.
- DOMÍNGUEZ-CASTANEDO N, ROJAS-LÓPEZ R, SOLÍS-WEISS V, HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA P, GRANADOS-BARBA A. 2007. The use of higher taxa to assess the benthic conditions in the southern Gulf of México. *Mar Ecol.* 28 (1): 161-168.
- DORIA JG. 2013. Uma simplificação das guildas funcionais de alimentação de Polychaeta [master science dissertation]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 66 p.
- DUARTE IA, REIS-SANTOS P, FRANÇA S, CABRAL H, FONSECA VF. 2017. Biomarker responses to environmental contamination in estuaries: A comparative multi-taxa approach. *Aquat Toxicol.* 189: 31-41.
- EGRES AG, MARTINS CC, OLIVEIRA VM DE, LANA PC. 2012. Effects of an experimental in situ diesel oil spill on the benthic community of unvegetated tidal flats in a subtropical estuary (Paranaguá Bay, Brazil). *Mar Pollut Bull.* 64: 2681-2691.
- EHLERS E. 1879. Reports on the results of dredging under supervision of Alexander Agassiz, in the Gulf of Mexico, by the United States Coast Survey steamer Blake, Lieutenant-Commander C.D. Sigesbee, U.S.N. commanding. Preliminary report on the worms. *Bull Mus Comp Zool Harvard.* 5: 269-274.
- EKMAN S. 1953. Zoogeography of the sea. (Animal Biology Series.): Ann Magaz Nat Hist. London. 6 (63). p. 240.
- ELÍAS R. 1987. Estudio Inventarial y Ecológico del Macrobentos de la Bahía Blanca [tesis doctoral]. La Plata: Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 264 p.
- ELÍAS R. 1992a. Quantitative benthic structure in Blanca Bay and their relationship with organic enrichment. *P S Z N Mar Ecol.* 13 (3): 189-201.
- ELÍAS R. 1992b. Inventario del macrobentos infaunal de la Bahía Blanca. I: poliquetos. *Neotropica.* 38 (100): 86-95.
- ELÍAS R, BREMEC CS. 1994. Biomonitoring of water quality using benthic communities in Blanca Bay (Argentina). *Sci Total Environ.* 158 (1-3): 45-49.
- ELÍAS R, BREMEC CS, GIBERTO D, GRAVINA MC, SCHEJTER L. 2001a. Estudio faunístico de las comunidades bentónicas infaunales de El Rincón. Resultados de la campaña CC 14/00. *Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 8/2001.* 12 p.
- ELÍAS R, BREMEC CS, VALLARINO EA. 2001b. Polychaetes assemblages in a Southern Shallow Shelf affected by sewage discharge. *Rev Chilena Hist Nat.* 74 (3): 523-531.
- ELÍAS R, IENO EN. 1993. La comunidad de *Laeonereis acuta* Treadwell, 1923 (Polychaeta: Nereididae) en la región interna de la Bahía Blanca. *Iheringia Ser Zool.* 75: 3-13.
- ELÍAS R, JAUBET ML, FERRANDO A, SARACHO MA. 2017. Historia y perspectiva de los estudios sobre poliquetos en Argentina. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. Poliquetos de Sudamérica. Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 3-23.
- ELÍAS R, JAUBET ML, LLANOS EN, SÁNCHEZ MA, RIVERO MS, GARAFFO GV, SANDRINI-NETO L. 2015. Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaete: Spionidae) on the richness, diversity, and structure of the SW

- Atlantic epilithic intertidal community. *Mar Pollut Bull.* 91: 530-536.
- ELÍAS R, PALACIOS JR, RIVERO MS, VALLARINO EA. 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *J Sea Res.* 53: 231-242.
- ELÍAS R, RIVERO MS. 2008. Two new species of *Caulleriella* (Polychaeta: Cirratulidae) from Argentina. *Iheringia Ser Zool.* 98 (2): 225-230.
- ELÍAS R, RIVERO MS. 2009. Two new species of Cirratulidae (Polychaeta) from Argentine Sea (SW Atlantic). *Zoosymposia.* 2: 139-148.
- ELÍAS R, RIVERO MS. 2011. A new species of Cirratulidae (Annelida: Polychaeta) from the Southwestern Atlantic, with characteristics of three genera, *Caulleriella trispina* n. sp. *J Mar Biol Assoc UK.* 91 (7): 1529-1535.
- ELÍAS R, RIVERO MS, PALACIOS JR, VALLARINO EA. 2006. Sewage-induced disturbance on Polychaetes inhabiting intertidal mussel beds of *Brachidontes rodriguezii* off Mar del Plata (Southwestern Atlantic, Argentina). En: SARDÁ R, SAN MARTÍN G, LÓPEZ E, MARTÍN D, GEORGE D, editores. Scientific advances on polychaete research. *Sci Mar.* 70 (3): 187-196.
- ELÍAS R, RIVERO MS, SÁNCHEZ MA, VALLARINO EA. 2009. Do pretreatment of sewage plants really works? The intertidal mussels' community of the Southwestern Atlantic shore (38° S, 57° W) as a case study. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 44 (2): 357-368.
- ELÍAS R, RIVERO MS, VALLARINO EA. 2003. Sewage impact assessment based on the composition and distribution of Polychaetes associated to intertidal mussel beds of the Southwestern Atlantic shore. *Iheringia.* 93 (3): 309-318.
- ELÍAS R, SARACHO BOTTERO MA, MAGALHÃES WF, 2019a. Two new species of *Protocirrinervis* (Polychaeta: Cirratulidae) from Brazil. *Rev Biol Trop.* 67 (S5): 81-91.
- ELÍAS R, SIMON CA, SARACHO BOTTERO MA. 2019b. *Protocirrinervis* (Cirratulidae: Polychaeta) from South Africa. *Rev Biol Trop.* 67 (S5): 7-80.
- ELÍAS R, VALLARINO EA, SCAGLIOLA M, ISLA FI. 2004. Macrobenthic distribution pattern at a sewage disposal site in the inner Shelf off Mar del Plata (SW Atlantic). *J Coast Res.* 20 (4): 1176-1182.
- ELLIOTT M, QUINTINO V. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar Pollut Bull.* 54: 640-645.
- FARACO LFD, LANA PC. 2003. Response of polychaetes to oil spills in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá bay (SE Brazil). *Hydrobiologia.* 496: 321-328.
- FAUCHALD K, JUMARS PA. 1979. The diet of worms: a study of Polychaete feeding guilds. *Oceanogr Mar Biol Annual Rev.* 17: 193-284.
- FAUVEL P. 1959. Classe des annelides polychetes, Annelida Polychaeta Grube, 1851. En: GRASSE P, editor. *Traite de Zoologie.* Paris. 5: 13-19.
- FERNÁNDEZ PV, BONE D, RODRÍGUEZ CT. 2012. Cryptofaunal polychaetes from oceanic and continental reefs in Venezuela. *Bull Mar Sci.* 88 (2): 339-352.
- FERNÁNDEZ M, MACHADO S, IBARZABAL D, CUERVO N. 2008. Estado actual de los estudios taxonómicos y desarrollo de las colecciones biológicas asociadas a estos en Cuba. *Acta Bot Cub.* 202: 1-5.
- FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ V, LONDOÑO MESA MH. 2015. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) como indicadores biológicos de contaminación marina: casos en Colombia. *Gestión Amb.* 18 (1): 189-204.
- FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ V, LONDOÑO-MESA MH, RAMÍREZ-RESTREPO JJ. 2016. Polychaetes from Red Mangrove (*Rhizophora mangle*) and their relationship with the water conditions in

- The Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. *Acta Biol Colomb.* 21 (3): 611-618.
- FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ V, SANTOS CSG, PIRES APF. 2019. Meta-analysis of the effects of organic matter on polychaetes of the east coast of South America. *Mar Environ Res.* 149: 148-156.
- FERRANDO A, ESTEVES JL, ELÍAS R, MÉNDEZ N. 2010. Intertidal macrozoobenthos in sandy beaches of Bahía Nueva (Patagonia, Argentina) and their use as bioindicators of environmental impact. *Sci Mar.* 74 (2): 345-352.
- FERRANDO A, GONZÁLEZ E, FRANCO M, COMMENTATORE M, NIEVAS M, MILITON C, STORA G, GILBERT F, ESTEVES JL, CUNY P. 2015. Oil spill effects on macrofaunal communities and bioturbation of pristine marine sediments (Caleta Valdés, Patagonia, Argentina): experimental evidence of low resistance capacities of benthic systems without history of pollution. *Environ Sci Pollut Res.* 22: 15294-15306.
- FERRANDO A, MÉNDEZ N. 2011. Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the coastal lagoon “Estero de Urías” (Mexico). *Sci Mar.* 75 (2): 351-358.
- FERREIRA-CRAVO M, PIEDRAS FR, MORAES TB, FERREIRA JLR, DE FREITAS DPS, MACHADO MD, GERACITANO LA, MONSERRAT JM, 2007. Antioxidant responses and reactive oxygen species generation in different body regions of the estuarine polychaeta *Laeonereis acuta* (Nereididae). *Chemosphere.* 66: 1367-1374.
- FERREIRA-CRAVO M, VENTURA-LIMA J, SANDRINI JZ, AMADO LL, GERACITANO LA, REBELO M, BIANCHINI A, MONSERRAT JM. 2009. Antioxidant responses in different body regions of the polychaeta *Laeonereis acuta* (Nereididae) exposed to copper. *Ecotox Environ Saf.* 72: 388-393.
- FOX DR. 2016. Contemporary Methods for Statistical Design and Analysis. En: BLASCO J, CHAPMAN PM, CAMPANA O, HAMPPEL M, editores. *Marine Ecotoxicology Current Knowledge and Future Issues.* Cambridge: Academic Press is an imprint of Elsevier. p. 35-70.
- GALLARDO VA, CARRASCO FD, ROA R, CAÑETE JI. 1995. Ecological patterns in the benthic macrobiota across the continental shelf off central Chile. *Ophelia.* 40 (3): 167-188.
- GALLARDO VA, PALMA M, CARRASCO FD, GUTIÉRREZ D, LEVIN L, CAÑETE JI. 2004. Macrobenthic zonation caused by the oxygen minimum zone on the shelf and slope off central Chile. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr).* 51: 2475-2490.
- GALLO-GARCÍA MC, GARCÍA-ULLOA M. 2005. *Boccardia* sp. (Polychaete: Spionidae) presence in *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1873) oysters reared in the mid coast of the Mexican Pacific. *Avan Invest Agropec.* 9 (3): 45-48.
- GALLO-GARCÍA MC, GARCÍA-ULLOA M, GODÍNEZ-SIORDIA DE. 2004. Evaluación preliminar de dos tratamientos en la intensidad de gusanos poliquetos asociados a las valvas del ostión *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1873). *Cienc Mar.* 30 (3): 455-464.
- GALLO-GARCÍA MC, GARCÍA-ULLOA M, GODÍNEZ-SIORDIA DE, DÍAZ AH, DELGADO-BLAS VH. 2008. *Polydora websteri* (Annelida: Polychaeta) en el ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* cultivado en Barra de Navidad, Jalisco. *Cienc Mar.* 12 (35): 49-53.
- GALLO-GARCÍA MC, GARCÍA-ULLOA M, REJÓN-AVIÑA A, GODÍNEZ-SIORDIA DE, DÍAZ AH. 2007. Infestación de gusanos espionidos en el ostión *Crassostrea gigas* cultivado en la Laguna de Barra de Navidad, Jalisco, México. *Avan Invest Agropec.* 11 (3): 73-83.
- GALLO-GARCÍA MC, GODÍNEZ-SIORDIA DE, GARCÍA-ULLOA M, RIVERA-GÓMEZ K. 2001b. Estudio preliminar sobre el crecimiento y sobrevivencia del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1873) en Barra de Navidad, Jalisco, México. *Univ Cienc.* 17 (34): 83-91.
- GANDRA AMS, BEMVENUTI CE, ANGONESI LG. 2006. Experimental study of oil impact and its consequences upon benthic macrofauna in the

- estuary of Patos Lagoon (RS-Brazil). *J Coast Res.* 1450-1454.
- GARAFFO GV, JAUBET ML, LLANOS EN, BOTTERO MA, ELÍAS R. 2018. Assessing functional diversity of macrobenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. *Internat Aquatic Res.* 10 (4): 333-347.
- GARAFFO GV, JAUBET ML, SÁNCHEZ MA, LLANOS EN, VALLARINO EA, ELÍAS R. 2015. Modelling the influence of environmental and weather factors on the density of the invader polychaete *Boccardia proboscidea*. *Mar Ecol.* 37 (6): 1256-1265.
- GARAFFO G, JAUBET ML, SÁNCHEZ MÁ, RIVERO MS, VALLARINO EA, ELÍAS R. 2012. Sewage-induced polychaete reefs in a SW Atlantic shore: rapid response to small scale disturbance. *Mar Ecol.* 33: 272-279.
- GARAFFO GV, LLANOS EN, SARACHO BOTTERO ME, HINES E, ELÍAS R, JAUBET ML. 2020. Functional diversity on rocky shores of the SW Atlantic: sewage effluents influence and mask the effects of the latitudinal gradient. *Mar Ecol Prog Ser.* 648: 39-49.
- GARCÍA G, SERRANO M, IBARZABAL D, RODRÍGUEZ R, ISLA V. 2013. Serie "Conozcamos el mar": poliquetos. *El mundo del mar al alcance de todos.* *Acua Nac Cuba.* 15: 1-28.
- GARCÍA-GARZA ME. 2011. Biodiversidad de poliquetos capitélidos (Annelida: Polychaeta) de las costas mexicanas. *Rev Iberoam Invest Desarr Educ.* 2 (3): 1-25.
- GERACITANO LA, BOCCHETTI R, MONSERRAT JM, REGOLI F, BIANCHINI A. 2004a. Oxidative stress responses in two populations of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) after acute and chronic exposure to copper. *Mar Environ Res.* 58: 1-17.
- GERACITANO L, MONSERRAT JM, BIANCHINI A. 2002. Physiological and antioxidant enzyme responses to acute and chronic exposure of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) to copper. *J Exp Mar Bio Ecol.* 277: 145-156.
- GERACITANO LA, MONSERRAT JM, BIANCHINI A. 2004b. Oxidative stress in *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae): environmental and seasonal effects. *Mar Environ Res.* 58: 625-630.
- GERACITANO LA, MONSERRAT JM, BAINY ACD, BIANCHINI A. 2001. Avaliação do estresse oxidativo em *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). En: ESPINDOLA ELG, BOTTA PASCHOAL CMR, ROCHA O, CAMINO BOHER MB, DE OLIVEIRA NETO AB, editores. *Ecotoxicologia. Perspectivas para o século XXI.* São Carlos: RiMA. p. 129-145.
- [GESAMP] JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION. 1990. The state of the marine environment. *Rep. Stud. GESAMP.* N° 39.
- GIANGRANDE A, DELOS AL, MUSCO L, LICCIANO M, PIERRI C. 2004. Polychaete assemblages of rocky shore along the South Adriatic coast (Mediterranean Sea). *Cah Biol Mar.* 45: 85-95.
- GIANGRANDE A, LICCIANO M, MUSCO L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Mar Pollut Bull.* 50: 1153-1162.
- GODOY CE, ISLA F, ELÍAS R. 2011. Macroinfaunal distribution at an organic-enriched estuarine harbour: Quequén Grande River inlet, Argentina. *Gravel.* 9 (1): 57-67.
- GÓMEZ S, HURTADO CF, ORELLANA J. 2019. Bioremediation of organic sludge from a marine recirculating aquaculture system using the polychaete *Abarenicola pusilla* (Quatre-fages, 1866). *Aquaculture.* 507: 377-384.
- GÓMEZ-HERNÁNDEZ IR. 2016. Efecto de los microplásticos de polivinil cloruro (pvc) y del fluoranteno en *Eupolymnia rullieri* e *Isognomon alatus*, dos especies del macrobentos del Caribe mexicano [tesis de maestría]. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. 86 p.
- GONZÁLEZ RR, QUIÑONES RA. 2000. Pyruvate oxidoreductases involved in glycolytic anaerobic metabolism of polychaetes from the continental shelf off central-south Chile. *Est*

- Coast Shelf Sci. 51: 507-519.
- GONZÁLEZ-ESCALANTE LE. 2001. Evaluación de los poliquetos neréidos *Nereis* sp. y *Laeone-reis culveri* (Webster, 1879), como bioindicadores del contenido de materia orgánica en la Bahía de Chetumal, QR [tesis de licenciatura]. Chetumal: Instituto Tecnológico de Chetumal.
- GRANADOS-BARBA A. 2001. Los poliquetos bénticos de la región petrolera del suroeste del Golfo de México: estructura comunitaria e impacto ambiental [tesis doctoral]. Ciudad de México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 149 p.
- GRANADOS-BARBA A, DOMÍNGUEZ-CASTANEDO N, ROJAS-LÓPEZ R, SOLÍS-WEISS V. 2009. El estudio ecológico de los anélidos poliquetos de la bahía de Campeche. En: DE LEÓN-GONZÁLEZ JA, BASTIDA-ZAVALA JR, CARRERA-PARRA LF, GARCÍA-GARZA ME, PEÑA-RIVERA A, SALAZAR-VALLEJO SI, SOLÍS-WEISS V, editores. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Tomo III. Monterrey: Universidad Autónoma de Nueva León. p. 715-729.
- GRASSLE JP, GRASSLE JF. 1976. Sibling species in the marine pollution indicator *Capitella* (Polychaeta). Science. 192: 567-569.
- GRASSLE JF, GRASSLE JP. 1977. Temporal adaptations in sibling species of *Capitella*. En: COULL BC, editor. Ecology of marine benthos. Bell Baruch Library in Marine Science. N° 6. Columbia: University of South Carolina Press. p. 177-189.
- GRAY JS. 1979. Pollution-induced changes in populations. Philosoph Transact Royal Soc B Biol Sci. 286 (1015): 546-561.
- GRAY JS, CLARKE K, WARWICK RM, HOBBS G. 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. Mar Ecol Prog Ser. 66: 185-299.
- GUERRA-GARCÍA JM, GARCÍA-GÓMEZ JC. 2004. Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. Helgol Mar Res. 58 (3): 183-191.
- GUSMAO JB, BRAUKO KM, ERIKSSON BK, LANA PC. 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. Ecol Indic. 66: 65-75.
- GUTIÉRREZ D, ENRIQUEZ E, PURCAL S, QUIPÚZCOA L, MARQUINA R, FLORES G, GRACO M. 2008. Oxygenation episodes on the continental shelf of central Peru: Remote forcing and benthic ecosystem response. Progr Oceanogr. 79 (2-4): 177-189
- GUTIÉRREZ D, GALLARDO VA, MAYOR S, NEIRA C, VÁSQUEZ C, SELLANES J, RIVAS M, SOTO A, CARRASCO F, BALTAZAR M. 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on the bioturbation potential of macrofauna in sublittoral bottoms off Central Chile, during the 1997-98 El Niño. Mar Ecol Prog Ser. 202: 81-99.
- HARPER D, MCKINNEY L, NANCE J, SALZER R. 1991. Recovery responses of two benthic assemblages following an acute hypoxic event on the Texas Continental Shelf, northwestern Gulf of México. Geol Soc Spec Pub. 58: 49-64.
- HARRISON EL, ANDERSON SL. 1989. Reproductive success as indicator of genotoxicity in the polychaete worm *Neanthes arenaceodentata*. En: MOORE MN, STEGEMAN JJ, editores. Response of marine organisms to pollution. Mar Environ Res. 28 (1-4): 313-316.
- HATJE V, BARROS F, MAGALHAES W, RIATTO VB, AMORIM FN, FIGUEIREDO MB, SPANO S, CIRANO M. 2008. Trace metals and benthic macrofauna distributions in Camamu Bay, Brazil: sediment quality prior oil and gas exploration. Mar Pollut Bull. 56 (2): 363-370.
- HELGUERA Y, DÍAZ-ASENCIO L, FERNÁNDEZ-GARCÉS R, GÓMEZ-BATISTA M, GUILLÉN A, DÍAZ-ASENCIO M, ARMENTEROS M. 2011. Distribution patterns of macrofaunal polychaete assemblages in a polluted semi-enclosed bay: Cienfuegos, Caribbean Sea. Mar Biol Res. 7: 757-768.

- HERNÁNDEZ-ARANA HA. 2003. Influence of natural and anthropogenic disturbance on the soft bottom macrobenthic community of the Campeche Bank, Mexico [PhD thesis]. Plymouth: University of Plymouth. 203 p.
- HERNÁNDEZ-ARANA HA, ROWDEN AA, ATTRILL MJ, WARWICK RM, GOLD-BOUCHOT G. 2003. Large-scale environmental influences on the benthic macroinfauna of the southern Gulf of Mexico. *Est Coast Shelf Sci.* 58: 825-841.
- HERNÁNDEZ-ARANA HA, WARWICK RM, ATTRILL MJ, ROWDEN AA, GOLD-BOUCHOT G. 2005. Assessing the impact of oil-related activities on benthic macroinfauna assemblages of the Campeche shelf, southern Gulf of Mexico. *Mar Ecol Prog Ser.* 289: 89-107.
- HERNÁNDEZ-LÓPEZ MV, HERNÁNDEZ-LÓPEZ MM, TROCCHI L. 2008. Actividad antibacteriana y antimicótica de *Spirobranchus giganteus giganteus* (Serpulidae: Polychaeta) de Guayacan, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *Saber.* 20 (3): 238-288.
- HERRERA-PEREZ M, MÉNDEZ N. 2019a. Efecto de la temperatura y salinidad en la mortalidad de adultos de *Capitella* sp. (Polychaeta: Capitellidae) en el laboratorio. *Rev Biol Trop.* 67 (S5): 51-62.
- HERRERA-PEREZ M, MÉNDEZ N. 2019b. Efecto del cadmio sobre la mortalidad de adultos de *Polydora* sp. (Polychaeta: Spionidae) en el laboratorio. *Rev Biol Trop.* 67 (S5): 110-118.
- HILY C. 1983. Modifications de la structure ecologique d'un peuplement de *Melinna palmata* (Annelida-Polychaete) soumis aux effluents urbains et industriels en rade de Brest. *Ann Inst Oceanogr Paris.* 59 (1): 37-56.
- HILY C, GLÉMAREC M. 1986. Polychaetes as biological indicators to measure organic enrichment. En: 2nd International Polychaete Conference, Copenhagen. p. 108.
- HOLTE B, GULLIKSEN B. 1987. Benthic communities and their physical environment in relation to urban pollution from the city of Tromsø, Norway. *Sarsia.* 72: 133-141.
- HOOPER DU, CHAPIN FS, EWEL JJ, HECTOR A, INCHAUSTI P, LAVOREL S, LAWTON JH, LODGE DM, LOREAU M, NAEEM S, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol Monogr.* 75 (1): 3-35.
- HUTCHINGS P, KUPRIYANOVA E. 2018. Cosmopolitan polychaetes –fact or fiction? Personal and historical perspectives. *Invert Systemat.* 32: 1-9.
- HUTTON M, VENTURINI N, GARCÍA-RODRÍGUEZ F, BRUGNOLI E, MUNIZ P. 2015. Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Mar Pollut Bull.* 91: 441-453.
- IBARZÁBAL D. 1986. Lista de especies de poliquetos bentónicos cubanos. *Rep Invest Inst Oceanol.* 45: 1-17.
- IBARZÁBAL D. 1996. Poliquetos bentónicos de la Bahía de la Habana, Cuba. *Rev Biol Trop.* 44 (3)/45 (1): 341-359.
- IBARZÁBAL D. 2008. Catálogo de tipos de los poliquetos descritos de Cuba (Annelida: Polychaeta). *Cocuyo.* 17: 5-11.
- IBARZÁBAL D, HELGUERA Y. 2008. Registros nuevos de especies y primer registro de la familia Cossuridae (Annelida: Polychaeta) para Cuba. *Cocuyo.* 17: 4-5.
- JAKUBOWSKA M, URBAN-MALINGA B, OTREMBAZ, ANDRILEWICZ E. 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Mar Environ Res.* 150: 104766.
- JAUBET ML, GARAFFO GV, SÁNCHEZ MA, ELÍAS R. 2013. Reef-forming polychaetes outcompete ecosystem engineering mussels. *Mar Pollut Bull.* 71: 216-221.
- JAUBET ML, SÁNCHEZ, MA, RIVERO MS, GARAFFO GV, VALLARINO EA, ELÍAS R. 2011. Intertidal biogenic reefs built by the polychaete *Boccardia proboscidea* in sewage-impacted areas of Argentina, SW Atlantic. *Mar Ecol.* 32: 188-197.
- JAUBET ML, SARACHO BOTTERO MA, HINES E,

- ELÍAS R, GARAFFO GV. 2018. *Boccardia proboscidea* (Polychaete: Spionidae) in the SW Atlantic: how far has the invasion spread? *Aquat Invasions*. 13 (3): 351-363.
- JENKINS KD, MASON AZ. 1988. Relationships between subcellular distributions of cadmium and perturbations in reproduction in the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Aquat Toxicol*. 12 (3): 229-244.
- JHA AN. 2004. Genotoxicological studies in aquatic organisms: an overview. *Mutat Res - Fundam Mol Mech Mutagen*. 552: 1-17.
- KUK-DZUL JG. 2007. Poliquetos de sustrato arenoso como bioindicadores de contaminación por materia orgánica en la zona urbana de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo [tesis profesional]. Chetumal: División de Ciencias e Ingeniería. Universidad de Quintana Roo. 135 p.
- LABRA FA, MORENO RA, ALVARADO SA, CARRASCO FD, ESTAY SA, RIVADENEIRA MM. 2016. The relative role of ecological interactions and environmental variables on the population dynamics of marine benthic polychaetes. *Mar Biodivers*. 48: 1203-1212.
- LANA PC, BERNARDINO AF. 2018. Brazilian estuaries: a benthic perspective. *Brazilian Marine Biodiversity Series*. Cham: Springer. 212 p.
- LANCELOTTI DA, STOTZ WB. 2004. Effects of shoreline discharge of iron mine tailings on a marine soft-bottom community in northern Chile. *Mar Pollut Bull*. 48: 303-312
- LANGSTON WJ, BURT GR, ZHOU MJAF. 1987. Tin and organotin in water, sediments and benthic organisms of Poole Harbour. *Mar Pollut Bull*. 18 (12): 634-639.
- LEÃO JC, GERACITANO LA, MONSERRAT JM, AMADO LL, YUNES JS. 2008. Microcystin-induced oxidative stress in *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Mar Environ Res*. 66: 92-94.
- LEE HW, BAILEY-BROCK JH, MCGURR MM. 2006. Temporal changes in the polychaete infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Mar Ecol Prog Ser*. 307: 175-185.
- LEÓN MV, LAGOS AM, QUIROGA SY, DUEÑAS-RAMÍREZ PR. 2019. Polychaetes from the Caribbean coast of Colombia: An updated checklist and some taxonomic annotations. *Rev Acad Colomb Cienc Ex Fis Nat*. 43 (169): 646-652.
- LEVIN LA. 2000. Polychaetes as environmental indicators: response to low oxygen and organic enrichment. *Bull Mar Sci*. 67: 668.
- LEVIN LA. 2003. Oxygen Minimum Zone benthos: adaptation and community response to hypoxia. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*. 41: 1-45.
- LEWIS C, WATSON GJ. 2012. Expanding the ecotoxicological toolbox: the inclusion of polychaete reproductive endpoints. *Mar Environ Res*. 75: 10-22.
- LIMA BARROS T, KLEIN RD, SANDRINI-NETO L, BIANCHINI A, MARTINS CC, LANA P. 2018. Testing biomarker feasibility: a case study of *Laeonereis culveri* (Nereididae, Annelida) exposed to sewage contamination in a subtropical estuary. *Environ Sci Pollut Res*. 25: 24181-24191.
- LIÑERO-ARANA I, DÍAZ DÍAZ O. 2006. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) epibiontes de *Spondylus americanus* (Bivalvia: Spondylidae) en el Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Rev Biol Trop*. 54: 765-772.
- LIÑERO-ARANA I, DÍAZ DÍAZ O. 2009. Estado del conocimiento de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) en el Golfo de Cariaco. *Bol Inst Oceanogr Venez*. 48 (2): 143-152.
- LIÑERO-ARANA I, DÍAZ DÍAZ O. 2011a. Syllidae (Annelida, Polychaeta) from the Caribbean coast of Venezuela. *ZooKeys*. 117: 1-28.
- LIÑERO-ARANA I, DÍAZ-DÍAZ O. 2011b. Poliquetos de Venezuela. 1. Aspectos biológicos y ecológicos. Cumaná: Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. 147 p.
- LIÑERO-ARANA I, DÍAZ DÍAZ O. 2013. Poliquetos bentónicos de algunos caños de la costa sur

- del golfo de Paria, Venezuela. *Bol Inst Oceanogr Venez.* 52 (2): 3-10.
- LINKE-GAMENICK I, VISMANN B, FORBES VE. 2000. Effects of fluoranthene and ambient oxygen levels on survival and metabolism in three sibling species of *Capitella* (Polychaeta). *Mar Ecol Prog Ser.* 194: 169-177.
- LIZÁRRAGA-PARTIDA ML. 1973. Contribución al estudio de los vermes anélidos poliquetos como indicadores de contaminación orgánica [tesis profesional]. Ensenada: Universidad Autónoma de Baja California. México. 25 p.
- LIZÁRRAGA-PARTIDA ML. 1974. Organic pollution in Ensenada Bay, México. *Mar Pollut Bull.* 5 (7): 109-112.
- LIZARRALDE ZI, PITTALUGA S, PERRONI M. 2018. Changes of benthic macrofaunal composition on a tidal flat of Río Gallegos Estuary, Argentina. *Thalassas.* 34: 131-138.
- LLANOS EN, BECHERUCCI ME, GARAFFO GV, VALLARINO EA. 2019. A shift of ecosystem engineers during the succession of an intertidal benthic community associated with natural and anthropogenic disturbances. *Regional Stud Mar Sci.* 31: 100754.
- LLANOS EN, SARACHO BOTTERO MA, JAUBET ML, ELÍAS R, GARAFFO GV. 2020. Functional diversity in the intertidal macrobenthic community at sewage-affected shores from Southwestern Atlantic. *Mar Pollut Bull.* 157: 111365.
- LLANSÓ RJ. 1991. Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster). *J Exp Mar Biol Ecol.* 153 (2): 165-178.
- LLANSÓ RJ. 1992. Effects of hypoxia on estuarine benthos: the lower Rappahannock River (Chesapeake Bay), a case study. *Estuar Coast Shelf Sci.* 35: 491-515.
- LONDOÑO-MESA MH. 2017. Poliquetos de Colombia: un reto para la megadiversidad. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica.* Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 71-88.
- LONDOÑO-MESA MH, MONTOYA-CADAVID E, ARTETAGA-FLÓREZ C. 2016. Gusanos marinos (Poliquetos) de la Reserva de la Biosfera Seaflower. En: VIDES M, ALONSO D, CASTRO E, BOLAÑOS N, editores. *Biodiversidad del mar de los siete colores.* 2016. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina - CORALINA. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR. 84. Santa Marta. 228 p.
- LÓPEZ GAPPA JJ, TABLADO A, FONALLERAS MC, ADAMI ML. 2001. Temporal and spatial patterns of annelid populations in intertidal sediments of the Quequén Grande estuary (Argentina). *Hydrobiologia.* 455: 61-69.
- LÓPEZ GAPPA JJ, A. TABLADO A, MAGALDI NH. 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachydontes rodriguezii*. *Mar Ecol Prog Ser.* 63: 163-175.
- LÓPEZ GAPPA JJ, TABLADO A, MAGALDI NH. 1993. Seasonal changes in an intertidal community affected by sewage pollution. *Environ Pollut.* 82: 157-165.
- LOREAU M, HECTOR A. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature.* 412: 72-76.
- LUCERO-RINCÓN CH, BOLIVAR G, NEIRA R, PEÑA EJ. 2008. Utilización de la macrofauna bentónica como indicador de calidad ambiental en la desembocadura del Río Anchicaya, Pacífico colombiano. *Rev Eidenar.* 7: 94-101.
- LUOMA SN, BRYAN GW. 1982. A statistical study of environmental factors controlling concentration of heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaete *Nereis diversicolor*. *Estuar Coast Shelf Sci.* 15: 95-108.
- LUPPI TA, BAS CC. 2002. The role of the invasive polychaete *Ficopomatus enigmaticus* Fauvel 1923 (Polychaeta: Serpulidae) reefs in the

- recruitment of *Cyrtograpsus angulatus* Dana 1851 (Brachyura: Grapsidae), in the Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina. *Cienc Mar*. 28: 319-330.
- MACHADO PM, SUCIU MC, COSTA LL, TAVARES DC, ZALMON IR. 2017. Tourism impacts on benthic communities of sandy beaches. *Mar Ecol*. 38 (4): p.e12440.
- MACKIE ASY, PLEIJEL F. 1995. A review of the *Melinna cristata*-species group (Polychaeta: Ampharetidae) in the northeastern Atlantic. *Mitt zool Mus Hamburg*. 92: 103-124.
- MAGALHÃES WF, BARROS F. 2011. Structural and functional approaches to describe polychaete assemblages: ecological implications for estuarine ecosystems. *Mar Freshwater Res*. 62 (8): 918-926.
- MARANHO LA, ANDRÉ C, DEL VALLS TA, GAGNÉ F, MARTÍN-DÍAZ ML. 2015. Toxicological evaluation of sediment samples spiked with human pharmaceutical products: energy status and neuroendocrine effects in marine polychaetes *Hediste diversicolor*. *Ecotox Environ Saf*. 118: 27-36.
- MARANHO LA, BAENA-NOGUERAS RM, LARA-MARTÍN PA, DEL VALLS TA, MARTÍN-DÍAZ ML. 2014. Bioavailability, oxidative stress, neurotoxicity and genotoxicity of pharmaceuticals bound to marine sediments. The use of the polychaete *Hediste diversicolor* as bioindicator species. *Environ Res*. 134: 53-365.
- MARCANO L, NUSETTI O, RODRIGUEZ-GRAU J, BRICEÑO J, VILAS J. 1997. Coelomic fluid lysozyme activity induction in metal toxicity the polychaete *Eurythoe complanata* as a biomarker of heavy. *Bull Environ Contam Toxicol*. 59: 22-28.
- MARRERO A, VENTURINI N, BURONE L, GARCÍA-RODRÍGUEZ F, BRUGNOLI E, RODRÍGUEZ M, MUNIZ P. 2013. Testing taxonomic sufficiency in subtidal benthic communities of an anthropized coastal zone: Río de la Plata (Uruguay). *Int J Environ Sci Eng Res*. 4: 29-45.
- MARTIN JP, BASTIDA R. 2006. Population structure, growth and production of *Laeonereis culveri* (Nereididae: Polychaeta) in tidal flats of Río de la Plata estuary, Argentina. *J Mar Biol Assoc UK*. 86 (2): 235-244.
- MAURER D, VARGAS, JA. 1984. Diversity of soft-bottom benthos in a tropical estuary: Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Mar Biol*. 81: 91-106.
- MAURER D, VARGAS JA, DEAN D. 1988. Polychaetous annelids from the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Int Revue ges Hydrobiol*. 73: 43-59.
- MATTOS GR, CARDOSO S, SANTOS AS. 2013. Environmental effects on the structure of polychaete feeding guilds on the beaches of Sepetiba Bay, southeastern Brazil. *J Mar Biol Assoc UK*. 93: 973-980.
- MAYER-PINTO M, JUNQUEIRA AOR. 2003. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Mar Pollut Bull*. 46: 1495-1503.
- MC ELROY AE. 1988. Trophic transfer of PAH and metabolites (fish, worm). *Crisp Data Base*, National Institute of Health.
- MC ELROY AE, MEANS JC. 1988. Factors affecting the bioavailability of hexachlorobiphenyls to benthic organisms. En: ADAMS WJ, CHAPMAN GA, LANDIS WG, editores. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, ASTM STP 971. p. 149-158.
- MEDEROS R. 1989. La calidad de las aguas en bahías seleccionadas de Cuba [tesis de grado]. Ciudad Habana: Inst. Invest. Transp. p. 1-74.
- MÉNDEZ N. 1997. Polychaetes inhabiting soft bottoms subjected to organic enrichment in the Topolobampo lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Oceanides*. 12 (2): 79-88.
- MÉNDEZ N. 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías Estuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanol Acta*. 25 (3-4): 139-147.
- MÉNDEZ N. 2003. Poliquetos y contaminación. En: *Jornada Ecológica*. Octubre, 2003.
- MÉNDEZ N. 2009. Caracterización de zonas

- impactadas por actividades antropogénicas a través del estudio de las comunidades de poliquetos. En: DE LEÓN-GONZÁLEZ JA, BASTIDA-ZAVALA JR, CARRERA-PARRA LF, GARCÍA-GARZA ME, PEÑA-RIVERA A, SALAZAR-VALLEJO SI, SOLÍS-WEISS V, editores. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Tomo III. Monterrey: Universidad Autónoma de Nueva León. p. 732-737
- MÉNDEZ N. 2015. El poliqueto *Capitella* spp. como especie prueba en estudios de ecotoxicología. Heosphoros: Rev Invest Multidiscipl. 1: 46-54.
- MÉNDEZ N. 2017. ¿Cómo afectan los agentes contaminantes a los gusanos marinos? Saarbrücken: Editorial Académica Española (OmniScriptum GmbH & Co). 132 p.
- MÉNDEZ N, ANGUAS-CABRERA DN, GARCÍA-DE LA PARRA LM. 2008. Effects of methamidophos on sediment processing and body mass of *Capitella* sp. Y from Estero del Yugo, Mazatlán, México. J Exp Mar Biol Ecol. 361: 92-97.
- MÉNDEZ N, FERRANDO A. 2015. An analysis of the importance of taxonomic level in the assessment of annelid communities in a Mexican lagoon. Bull Mar Sci. 91 (4): 419-431.
- MÉNDEZ N, GREEN RUÍZ M. 1998. Superficial sediments and their relation to polychaete families in a subtropical embayment, México. Rev Bol Trop. 46 (2): 1-12.
- MÉNDEZ N, GREEN-RUÍZ C. 2005. Preliminary observations of cadmium and copper effects on juveniles of the polychaete *Capitella* sp. Y (Annelida: Polychaeta) from Estero del Yugo, Mazatlán, México. Rev Chil Hist Nat. 78: 701-710.
- MÉNDEZ N, GREEN-RUÍZ C. 2006a. Advantages and disadvantages of performing ecotoxicological bioassays with larvae of polychaetes belonging to the *Capitella capitata* species-complex. Océanides. 21 (1-2): 145-151.
- MÉNDEZ N, GREEN-RUÍZ C. 2006b. Cadmium and copper effects on larval development and mortality of the polychaete *Capitella* sp. Y from Estero del Yugo, Mazatlán, México. Water Air Soil Pollut. 171: 291-299.
- MÉNDEZ N, GREEN-RUÍZ C, VÁZQUEZ-NÚÑEZ R. 2009. Mortality and abnormalities observed after experimental Hg exposure in the polychaete *Eurythoe complanata* (Pallas) from Mazatlan. Mexico. Bull Environ Contam Toxicol. 83: 488-492.
- MÉNDEZ N, LINKE-GAMENICK I, FORBES VE. 2000. Variability in reproductive mode and larval development within the *Capitella capitata* species complex. Invertebr Reprod Dev. 38: 131-142.
- MÉNDEZ N, PÁEZ-OSUNA F. 1998. Trace metals in two populations of the fireworm *Eurythoe complanata* from Mazatlan Bay: effect of body size on concentrations. Environ Pollut. 102: 279-285.
- MÉNDEZ N. (en prensa). Assessing anthropogenic disturbance in Estero de Urías coastal lagoon through the lens of annelid distribution. Bull Mar Sci.
- MILOSLAVICH P, DÍAZ, JM, KLEIN E, ALVARADO JJ, DÍAZ C., GOBIN J, ESCOBAR-BRIONES E, CRUZ-MOTTA JJ, WEIL E, CORTÉS J, et al. 2010. Marine biodiversity in the Caribbean: regional estimates and distribution patterns. PLoS ONE. 5 (8): e11916.
- MONTIEL A, GERDES AD, ARNTZ WE. 2005a. Distributional patterns of shallow-water polychaetes in the Magellan region: a zoogeographical and ecological synopsis. En: ARNTZ WE, LOVRICH GA, THATJE S, editores. The Magellan-Antarctic connection: links and frontiers at high southern latitudes. Sci Mar. 69 (2): 123-133.
- MONTIEL A, GERDES D, HILBIG B, ARNTZ WE. 2005b. Polychaete assemblages on the Magellan and Weddell sea shelves: comparative ecological evaluation. Mar Ecol Prog Ser. 297: 189-202.
- MONTIEL A, HILBIG B. 2004. *Aricidea pisanoi* (Annelida: Polychaeta), a new species of

- Paraonidae from the southernmost waters of South America (Chile). *J Mar Biol Assoc UK*. 84: 43-45.
- MONTIEL A, RÍOS C, MUTSCHKE E, ROZBACZYLO N. 2004. Poliquetos de fiordos y canales adyacentes al Campo de Hielo Patagónico Sur, Chile (Annelida: Polychaeta). *Cienc Tecnol Mar*. 27 (1): 49-67.
- MONTIEL A, ROZBACZYLO N. 2009. Distribución de los poliquetos de fondos blandos endémicos de fiordos y canales chilenos. *An Inst Patagonia*. 37 (1): 117-125
- MORAIS GC, CAMARGO MG, LANA P. 2016. Intertidal assemblage variation across a subtropical estuarine gradient: How good conceptual and empirical models are? *Estuar Coast Shelf Sci*. 170: 91-101
- MÖRCH OAL. 1863. Revisio critica Serpularum. Et Bidrag til Røromenes Naturhistorie. *Naturhistorisk Tidsskrift København Ser*. 3 (1): 347-470.
- MOREIRA SM, LIMA I, RIBEIRO R, GUILHERMINO L. 2006. Effects of estuarine sediment contamination on feeding and on key physiological functions of the polychaete *Hediste diversicolor*: laboratory and in situ assays. *Aquat Toxicol*. 78: 186-201.
- MORENO RA, HERNÁNDEZ CE, RIVADENEIRA MM, VIDAL MA, ROZBACZYLO N. 2006. Patterns of endemism in south-eastern Pacific benthic polychaetes of the Chilean coast. *J Biogeogr*. 33: 750-759.
- MUNIZ P, HUTTON M, KANDRATAVICIUS N, LANFRANCONI A, BRUGNOLI E, VENTURINI N, GIMÉNEZ L. 2012. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): a multiple scale approach. *Ecol Indic*. 19: 89-97.
- MUNIZ P, LANA PC, VENTURINI N, ELÍAS R, VALLARINO E, BREMEC C, SANDRINI-NETO L, MARTINS CC. 2013. Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. 1ra ed. Montevideo: Editora de la Universidad de la Republica (UDELAR). 129 p.
- MUNIZ P, PIRES-VANIN AMS. 1999. Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Mar Biol*. 134 (3): 517-528.
- MUNIZ P, PIRES-VANIN AMS. 2000. Polychaete associations in a subtropical environment (São Sebastião Channel, Brazil): a structural analysis. *Mar Ecol*. 21 (2): 145-160.
- MUNIZ P, PIRES-VANIN AMS. 2005. More about taxonomic sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. *Ocean Sci J*. 40: 17-33.
- MUNIZ P, PIRES-VANIN A, MARTINS, C, MONTONE R, BÍCEGO M. 2006. Trace metals and organic compounds in the benthic environment of a subtropical embayment (Ubatuba Bay, Brazil). *Mar Pollut Bull*. 52: 1090-1117.
- MUNIZ P, RODRÍGUEZ M, KANDRATAVICIUS N. 2017. Los poliquetos de Uruguay: síntesis y actualización del conocimiento. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica*. Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 101-112.
- MUNIZ P, SUMIDA PYG, PIRES-VANIN AMS. 1998. Trophic structure of polychaetes in two bays of the southeastern Brazilian Coast (Mar Virado and Fortaleza, Ubatuba, São Paulo). *Oebalia*. 24: 39-53.
- MUNIZ P, VENTURINI N, HUTTON M, KANDRATAVICIUS N, PITA A, BRUGNOLI E, BURONE L, GARCÍA-RODRÍGUEZ F. 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *J Sea Res*. 65: 38-50.
- MUNIZ P, VENTURINI N, PIRES-VANIN A, TOMMASI L, BORJA A. 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic

- region. *Mar Pollut Bull.* 50: 624-637.
- MUSCO L, GIANGRANDE A. 2005. Mediterranean Syllidae (Annelida: Polychaeta) revisited: biogeography, diversity and species fidelity to environmental features. *Mar Ecol Prog Ser.* 304: 143-153.
- NATURALIS BIODIVERSITY CENTER. 2017. Dutch Caribbean Species Register, [consultado 5 junio 2020]. <https://www.dutchcaribbeanspecies.org>.
- NEIRA K, PALMA M. 2007. Estructura de la macrofauna en ambientes óxicos de Bahía Coliumo, Región del Bio-Bio, Chile Central. *Gayana.* 71 (2): 156-169.
- NEWELL R, SEIDERER L, HITCHCOCK D. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Ocean Mar Biol Ann Rev.* 36 (1): 127-178.
- NUNES AJ, PARSONS GJ. 2000. Effects of the Southern brown shrimp, *Penaeus subtilis*, predation and artificial feeding on the population dynamics of benthic polychaetes in tropical pond enclosures. *Aquaculture.* 183 (1-2): 125-147.
- NUSETTI O, ESCLAPÉS M, SALAZAR G, NUSETTI S, PULIDO S. 2001. Bio-markers of oxidative stress in the polychaete *Eurythoe complanata* (Amphinomidae) under short term copper exposure. *Bull Environ Contam Toxicol.* 66: 576-581.
- NUSETTI O, ZAPATA-VÍVENES E, ESCLAPÉS MM, ROJAS A. 2005. Antioxidant Enzymes and Tissue Regeneration in *Eurythoe complanata* (Polychaeta: Amphinomidae) Exposed to Used Vehicle Crankcase Oil. *Arch Environ Contam Toxicol.* 48: 509-514.
- OBENAT SSM, PEZZANI SES. 1994. Life cycle and population structure of the polychaete *Ficopomatus enigmaticus* (Serpulidae) in Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina. *Estuaries.* 17: 263-275.
- [OEFA] ORGANISMO DE EVALUACIÓN Y FISCALIZACIÓN AMBIENTAL. 2016. Informe complementario de evaluación ambiental de la comunidad macrobentónica en la bahía El Ferrol durante el año 2016. Informe N° 0121-2016-OEFA7DE-SDLB-CEAPIO. Lima.
- [OEFA] ORGANISMO DE EVALUACIÓN Y FISCALIZACIÓN AMBIENTAL. 2017a. Informe complementario de evaluación ambiental de la comunidad macrobentónica en la bahía Paita durante el año 2016. Informe N° 0013-2016-OEFA7DE-SDLB-CEAPIO. Lima.
- [OEFA] ORGANISMO DE EVALUACIÓN Y FISCALIZACIÓN AMBIENTAL. 2017b. Informe complementario de evaluación ambiental de la comunidad macrobentónica en la bahía Callao durante el año 2016. Informe N° 0016-2016-OEFA7DE-SDLB-CEAPIO. Lima.
- [OEFA] ORGANISMO DE EVALUACIÓN Y FISCALIZACIÓN AMBIENTAL. 2017c. Informe complementario de evaluación ambiental de la comunidad macrobentónica en la bahía Sechura durante el año 2015. Informe N° 0018-2017-OEFA7DE-SDLB-CEAPIO Lima.
- OESCHGER R, VISMANN B. 1994. Sulphide tolerance in *Heteromastus filiformis* (Polychaeta): mitochondrial adaptations. *Ophelia.* 40 (2): 147-158.
- OLIVE PJW. 1994. Polychaeta as a world resource: a review of patterns of exploration as a sea angling baits, and the potential of aquaculture based upon. *Ann Mus Hist Nat. Paris.* 162: 603-610.
- OLIVE PJW. 1999. Polychaete aquaculture and polychaete science: a mutual synergism. *Hydrobiologia.* 402: 175-183.
- OMENA EP, LAVRADO HP, PARANHOS R, SILVA TA. 2012. Spatial distribution of intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic gradient in an eutrophic tropical bay. *Mar Pollut Bull.* 64 (9): 1861-1873.
- ORENSANZ JM (LOBO), DIEZ ME, FERRANDO A, TROVANT B, ELÍAS R. Manuscrito. Polychaete Annelids from the Southwestern Atlantic and its adjacencies. An Annotated Catalogue.

- ORICCHIO FT, MARQUES AC, HAJDU E, PITOMBO FB, AZEVEDO F, PASSOS FD, VIEIRA LM, STAMPAR SN, ROCHA RM, DIAS GM. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Mar Pollut Bull.* 146: 884-892.
- OROZCO R, CASTILLO S, ENRIQUE E, FERNÁNDEZ E, MOERON O, CORDOVA J. 1996. Evaluación de la contaminación y calidad microbiológica del agua de mar en la bahía Ferrol y Samanco. *Biol Inst Mar Perú.* 56: 3-25.
- ORTÍZ-GALLARZA SM, ORTEGA-RUBIO A. 2014. Los organismos bentónicos como bioindicadores de la salud ecológica de los océanos. En: GONZÁLEZ-ZUARTH CA, VALLARINO A, PÉREZ-JIMÉNEZ JC, LOW-PFENG AM, editores. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).* México. p. 127-146.
- OTEGUI MB, BRAUKO KM, PAGLIOSA PR. 2016. Matching ecological functioning with polychaete morphology: consistency patterns along sedimentary habitats. *J Sea Res.* 114: 13-21.
- OYARZÚN C, CARRASCO FD, GALLARDO VA. 1987. Some characteristics of macrobenthic fauna from the organic-enriched sediments at Talcahuano, Chile. *Cah Biol Mar.* 28: 429-446.
- PAGLIOSA PR. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Mar Ecol.* 26: 246-254.
- PAGLIOSA PR, DORIA JG, MISTURINI D, OTEGUI MBP, OORTMAN MS, WEIS WA, FARONI-PÉREZ L, ALVES AP, CAMARGO MG, AMARAL ACZ, et al. 2014. NONATObase: a database for Polychaeta (Annelida) from the Southwestern Atlantic. *Database.* v. 2014: 1-49.
- PAIVA PC. 1993. Trophic structure of a shelf polychaete taxocoenosis in southern Brazil. *Cah Biol Mar.* 35: 39-55.
- PALMA M, QUIROGA E, GALLARDO VA, ARNTZ WE, GERDES D, SCHNEIDER W, HEBBELN D. 2005. Macrobenthic animal assemblages of the continental margin off Chile (22° to 42° S). *J Mar Biol Assoc UK.* 85: 233-245.
- PALOMO G, MARTINETTO P, PÉREZ C, IRIBARNE O. 2003. Ant predation on intertidal polychaetes in a SW Atlantic estuary. *Mar Ecol Prog Ser.* 253: 165-173.
- PEARSON TH, GRAY JS, JOHANNESSEN PJ. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. *Data analysis. Mar Ecol Progr Ser.* 12: 237-255.
- PEARSON TH, ROSENBERG R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev.* 16: 229-311.
- PEÑA J, JOHST K, GRIMM V, ARNTZ W, TARAZONA J. 2006. Disentangling the effects of El Niño on population of the polychaete *Sigambra bassi* in the Bay of Ancon, Peru. *Adv Geosc.* 6: 161-166.
- PESCH CE. 1979. Influence of three sediment types on copper toxicity in the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Mar Biol.* 52: 237-245.
- PESCH CE, MORGAN D. 1978. Influence of sediment to copper toxicity with the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Water Res.* 12: 747-751.
- PETTI M, NONATO E. 2000. Temporal variation of Polychaetes from Picinguaba and Ubatumirim brigths (Southeastern Brazil). *Bull Mar Sci.* 67 (1): 127-136.
- PETTI M, NONATO E, PAIVA PC. 1996. Trophic relationships between polychaetes and brachyuran crabs on the southeastern Brazilian coast. *Rev Bras Oceanogr.* 44 (1): 61-67.
- PESO-AGUIAR MC, SMITH DH, ASSIS RDCF, SANTA-ISABEL LMD, PEIXINHO S, GOUVEIA EP, ALMEIDA TCA, ANDRADE WDS, CARQUEIJA CRG, KELMO F, CARROZZO G. 2000. Effects of petroleum and its derivatives in benthic com-

- munities at Baía de Todos os Santos/Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquat Ecosyst Health*. 3 (4): 459-470.
- PINEDO S, SARDÁ R, REY C, BHAUD M. 2000. Effect of sediment particle size on recruitment of *Owenia fusiformis* in the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea): an experimental approach to explain field distribution. *Mar Ecol Prog Ser*. 203: 205-213.
- PIRES A, VELEZ C, FIGUEIRA E, SOARES AMVM, FREITAS R. 2017. Effects of sediment contamination on physiological and biochemical responses of the polychaete *Diopatra neapolitana*, an exploited natural resource. *Mar Pollut Bull*. 119: 119-131.
- POCKLINGTON P, WELLS PG. 1992. Polychaetes Key taxa for marine environmental quality monitoring. *Mar Pollut Bull*. 24: 593-598.
- QU F, NUNNALLY CC, LEMANSKI JR, WADE TL, AMON RMW, ROWE GT. 2016. Polychaete annelid (segmented worms) abundance and species composition in the proximity (6-9 km) of the Deep Water Horizon (DWH) Oil Spill in the Deep Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr)*. 129: 130-136.
- QUIROGA E, QUIÑONES R, PALMA M, SELLANES J, GALLARDO VA, GERDES D, ROWE G. 2005. Biomass size-spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. *Estuar Coast Shelf Sci*. 62: 217-231.
- RAMAN AV, GANAPATI PN. 1983. Pollution effects on ecobiology of benthic polychaetes in Visakhapatnam Harbour (Bay of Bengal). *Mar Pollut Bull*. 14 (2): 46-52.
- RAMÍREZ-ÁLVAREZ N, MACÍAS-ZAMORA JV, BURKE RA, RODRÍGUEZ-VILLANUEVA LV. 2007. Use of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, and carbon to nitrogen ratios to evaluate the impact of sewage-derived particulate organic matter on the benthic communities of the Southern California Bight. *Environ Toxicol Chem*. 26 (11): 2332-2338.
- RAND GM, WELLS PG, MCCARTY LS. 1995. Introduction to aquatic toxicology. En: RAND GM. editor. *Fundamental of aquatic toxicology*. Washington: Taylor and Francis. p. 3-66.
- REISH DJ. 1980. Use of polychaetous annelids as test organisms for marine bioassay experiments. En: BUIKEMA JR AL, CAIRNS JR J, editors. *Aquatic invertebrate bioassays*. Baltimore, American Society for testing and materials. p. 140-154.
- REISH DJ. 1984. Marine ecotoxicological tests with polychaetous annelids. En: PERSOONE G, JASPERS E, CLAUS C, editors. *Ecotoxicological testing for the marine environment*. State Univer Ghent Inst Mart Scient Res Bredene, Belgium.
- REISH DJ, BARNARD J. 1960. Field toxicity tests in marine water utilizing the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius). *Pac Natur*. 1: 1-8.
- REISH DJ, LEMAY JA. 1991. Toxicity and bioconcentration of metals and organic compounds by polychaeta. *Ophelia*. 5: 653-660.
- REISH DJ, GERLINGER TV. 1997. A review of the toxicological studies with Polychaetous annelids. *Bull Mar Sci*. 60 (2): 584-607.
- RHEE JS, WON EJ, KIM RO, CHOI BS, CHOI IY, PARK GS, SHIN KH, LEE YM, LEE JS. 2012. The polychaete, *Perinereis nuntia* ESTs and its use to uncover potential biomarker genes for molecular ecotoxicological studies. *Environ Res*. 112: 48-57.
- RHOADS DC, BOYER LF. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments. A successional perspective. En: MCCALL PL, TEVESZ MJS, editores. *Animal-sediment relations*. Nueva York: Plenum Publishing Corporation. 3-52.
- RIOJA E. 1961. Estudios anelidológicos 24. Adiciones a la fauna de anélidos poliquetos de las costas orientales de México. *Anal Inst Biol Univ Nal Autón Méx (Zool)*. 31: 289-316.
- RIVERA JA. 2005. Findings on the Benthic Assessment of the San Juan Bay Estuary, Puerto Rico. Final Report. NOAA - EPA Inter-agency Agreement # DW 1394 1778-01.

- RIVERO MS, VALLARINO EA, ELÍAS R. 2005. First survey in the Mar del Plata Harbor (Argentina, 38° 02' S, 57° 30' W), and the use of Polychaetes as potential indicators of pollution. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 40 (2): 101-108.
- RIZZO AE, AMARAL, AC. 2001. Environmental variables and intertidal beach annelids of São Sebastião channel (State of São Paulo, Brazil). *Rev Biol Trop.* 49 (3-4): 849-857.
- ROCHA MB, MACHADO SILVA E, SÁNCHEZ RIASCOS NE. 2013. Avaliação da influência da oxigenação e da qualidade do sedimento sobre a sobrevivência de *Scolelepis chilensis* (Spionidae: Polychaeta) da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Biotemas.* 26 (4): 85-92.
- RODRÍGUEZ-VILLANUEVA V, MARTÍNEZ-LARA R, DÍAZ-CASTAÑEDA V. 2000. Structure and composition of the benthic polychaete families in Bahía de Todos Santos, Baja California, Mexico. *Bull Mar Sci.* 67 (1): 113-126.
- RODRÍGUEZ-VILLANUEVA V, MARTÍNEZ-LARA R, MACÍAS-ZAMORA V. 2003. Polychaete community structure of the northwestern coast of Mexico: patterns of abundance and distribution. *Hydrobiologia.* 496: 385-399.
- ROZBACZYLO N. 1980. Clave para el reconocimiento de familias de anélidos poliquetos del mar chileno. *Stud Neotrop Fauna Environ.* 15: 167-196.
- ROZBACZYLO N, CARRASCO, F. 1996. Polychaetes annelids associated to mollusk shellfish shells in the Chilean Coast. *J Med Applic Malac.* 8: 98.
- ROZBACZYLO N, CASTILLA JC. 1973. El género *Perinereis* (Annelida, Polychaeta, Nereidae), en Chile. *Stud Neotrop Fauna.* 8 (2): 215-232.
- ROZBACZYLO N, MORENO RA. 2010. Poliquetos (Annelida). En: PALMA S, BÁEZ P, PEQUEÑO G, editores. *Bibliografía sobre biodiversidad acuática de Chile.* Comité Oceanográfico Nacional (CONA), Valparaíso, Chile. Edición Bicentenario de Chile. p. 159-172.
- ROZBACZYLO N, MORENO RA. 2018. Phylum Annelida: Clase Polychaeta. En: *Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos.* Tomo I. 3ra ed. Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente. p. 323-328.
- ROZBACZYLO N, MORENO RA, DÍAZ-DÍAZ O. 2017. Poliquetos bentónicos en Chile. En: DÍAZ-DÍAZ O, BONE D, RODRÍGUEZ CT, DELGADO-BLAS VH, editores. *Poliquetos de Sudamérica.* Cumaná: Vol esp Bol Inst Oceanogr Venez. p. 51-70.
- ROZBACZYLO N, MORENO RA, SEPÚLVEDA RD, CARRASCO FD, MARISCAL J. 2009. Benthic polychaetes on soft bottoms of Magellanic fjords from seno Reloncaví to Golfo Corcovado (Chile). *Cienc Tecnol Mar.* 32 (2): 101-112.
- RULLIER F. 1974. Quelques annelides polychetes de Cuba recueillies dans des éponges. *Trav Mus Natl Hist Nat "Grigore Antipa".* 14: 9-77.
- RYGG B. 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. *Mar Pollut Bull.* 16: 469-474.
- SAES RVST, MOREIRA LB, DAVANSO MB, PERINA FC, ABESSA DMS. 2018. Developing a protocol whole sediment toxicity testing with the polychaete *Armandia agilis*. *Ecotoxicol Environ Contam.* 13: 85-97.
- SALAZAR-VALLEJO S, LONDOÑO-MESA M. 2004. Lista de especies y bibliografía de poliquetos (Polychaeta) del Pacífico Oriental Tropical. *Anal Inst Biol Ser Zool.* 75 (1): 9-97.
- SAN MARTÍN G. 1986a. Anélidos Poliquetos procedentes de la I Expedición Cubano-Española a la Isla de la Juventud y Archipiélago de los Canarreos. II. Familias Chrysopetalidae y Amphinomidae. *Rev Invest Mar.* 6 (1): 1-31.
- SAN MARTÍN G. 1986b. *Acanthopale perkinsi* gen. et sp.n. (Polychaeta, Chrysopetalidae) from Cuba and Florida. *Zool Scrip.* 15 (4): 305-312.
- SAN MARTÍN G. 1990. Eusyllinae (Syllidae, Polychaeta) from Cuba and Gulf of México. *Bull Mar Sci.* 46 (3): 590-619.
- SAN MARTÍN G. 1991a. Syllinae (Polychaeta: Syllidae) from Cuba and the Gulf of Mexico. *Bull Mar Sci.* 48 (2): 227-235.

- SAN MARTÍN G. 1991b *Grubeosyllis* and *Exogone* (Exogoninae, Syllidae, Polychaeta) from Cuba, the Gulf of Mexico, Florida and Puerto Rico with revision of *Exogone*. Bull Mar Sci. 49: 715-740.
- SAN MARTÍN G. 1992. *Syllis savignyi* in Lamarck, 1818 (Polychaeta: Syllidae: Syllinae) from Cuba, the Gulf of Mexico, Florida and North Carolina, with revision of several species described by Verrill. Bull Mar Sci. 51: 167-196.
- SAN MARTÍN G. 1993. Anélidos poliquetos procedentes de la I Expedición Cubano-Española a la Isla de la Juventud y Archipiélago de los Canarreos. V. Familia Nereididae. Rev Invert Mar. 14 (1): 3-9.
- SAN MARTÍN G. 1994 Autolytinae (Polychaeta, Syllidae) from Cuba and North American Atlantic Ocean. En: CAUVIN JC, LAUBIER L, REISH DJ, editores. Actes de la 4ème Conférence Internationale des Polychètes. Mém Mus Hist Nat. 162: 269-277.
- SAN MARTÍN G, IBARZÁBAL D, JIMÉNEZ M, LÓPEZ E. 1997. Redescription of *Haplosyllides floridana* Augener, 1924 (Polychaeta: Syllidae), with notes on morphological variability and comments on the generic status. Bull Mar Sci. 60 (2): 364-370.
- SÁNCHEZ MA, JAUBET ML, GARAFFO GV, ELÍAS R. 2013. Spatial and long-term analysis on reference and sewage-impacted sites of the SW Atlantic (38° S, 57° W) to assess sensitive and tolerant polychaetes. Mar Pollut Bull. 74: 325-333.
- SÁNCHEZ MA, JAUBET ML, GARAFFO GV, RIVERO MS, VALLARINO EA, ELÍAS R. 2011. Massive polychaete reefs as indicator of both increase sewage-contamination and chlorination process: Mar del Plata (Argentina) as a case not of study. En: Proceedings of the International Symposium on Outfall Systems, 15-18th May, 2011. Mar del Plata. 8 p.
- SANDRINI JZ, LIMA JV, REGOLI F, FATTORINI D, NOTTI A, MARINS LF, MONSERRAT JM. 2008. Antioxidant responses in the nereidid *Laeonereis acuta* (Annelida, Polychaeta) after cadmium exposure. Ecotoxicol Environ Saf. 70: 115-120.
- SANDRINI-NETO L, PEREIRA L, MARTINS CC, SILVA DE ASSIS HC, LANA P. 2016. Antioxidant responses in estuarine invertebrates exposed to repeated oil spills: effects of frequency and dosage in a field manipulative experiment. Aquat Toxicol. 177: 237-249.
- SANTANA E, DUMONT J. 2000. La Isla Santa Clara, testigo morfoestructural de la evolución geodinámica Plio-cuaternaria y actual del Golfo de Guayaquil. Acta Oceanol Pac. 10 (1): 189-201.
- SANTI L, TAVARES M. 2009. Polychaetes assemblages of an impacted estuary, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Braz J Oceanogr. 57 (4): 287-303.
- SANTI L, TAVARES M, OMENA E. 2006. Patterns of species richness and species density of sublittoral soft-bottom polychaetes in a grossly polluted urban bay: Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. J Coast Res. 39 (II): 1127-1131.
- SARACHO BOTTERO MA, JAUBET ML, GARAFFO GV, ELÍAS R. 2019. Nuevas especies y registro de *Cirratulus* (Polychaeta: Cirratulidae) en Argentina. Rev Biol Trop. 67 (S5): 169-182.
- SARACHO BOTTERO MA, JAUBET ML, LLANOS EN, BECHERUCCI ME, ELÍAS R, GARAFFO GV. 2020. Spatial-temporal variations of a SW Atlantic macrobenthic community affected by a chronic anthropogenic disturbance. Mar Pollut Bull. 156: 111189.
- SARDI AE, SANDRINI-NETO L, DA S. PEREIRA L, SILVA DE ASSIS H, MARTINS CC, LANA PC, CAMUS L. 2016. Oxidative stress in two tropical species after exposure to diesel oil. Environ Sci Pollut Res. 23: 20952-20962.
- SARMENTO VC, RAMOS PINHEIRO B, FLORES MONTES MJ, PARREIRA SANTOS PJ. 2017. Impact of predicted climate change scenarios on a coral reef meiofauna community. ICES J Mar Sci.

- 74 (4): 1170-1179.
- SARMENTO VC, SOUZA TP, ESTEVES AM, SANTOS PJP. 2015. Effects of seawater acidification on a coral reef meiofauna community. *Coral Reefs*. 34: 955-966.
- SCAGLIOLA M, FURCHI P, VON HAEFTEN G, COMINO AP, MOSCHIONE E, GONZÁLES R, GAYOSO G, CALDARARO A, CERDA G, VERGARA S, et al. 2006. Sewage outfall project of Mar del Plata city (Argentina): an effective intervention to achieve quality objectives on the marine environment. En: *Annals 4th International Conference on Marine Waste Water Disposal and Marine Environment (Antalya, Turquía)*. 6-10 November. 22 p.
- SCHWINDT E, BORTOLUS A, IRIBARNE OO. 2001. Invasion of a reef-builder polychaete: Direct and indirect impacts on the native benthic community structure. *Biol Invasions*. 3: 137-149.
- SCHWINDT E, IRIBARNE OO, ISLA FI. 2004. Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentinean estuarine environment. *Estuar Coast Shelf Sci*. 59: 109-120.
- SELLANES J, QUIROGA E, GALLARDO VA. 2004. First direct evidence of methane seepage and associated chemosynthetic communities in the bathyal zone off Chile. *J Mar Biol Assoc UK*. 84: 1065-1066.
- SELLANES J, QUIROGA E, NEIRA C, GUTIÉRREZ D. 2007. Changes of macrobenthos composition under different ENSO cycle conditions on the continental shelf off central Chile. *Cont Shelf Res*. 27: 1002-1016.
- SERNA-GIRALDO N, POSSO-TERRANOVA AM, MUÑOZ-FLÓREZ JE, GIRALDO A, GUZMÁN-ALVIS AI. 2013. Diversidad genética de *Lumbrineris verilli* (Polychaete: Lumbrineridae) en condiciones de enriquecimiento orgánico en la bahía de Buenaventura (Costa Pacífica colombiana). En: *Investigación en ciencias del mar: aportes de la Universidad Nacional de Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. p. 91-104.
- SERRANO LG, CARDELL MJ, LOZOYA JP, SARDÁ R. 2011. A polychaete-dominated community in the NW Mediterranean Sea, 20 years after cessation of sewage discharges. *Italian J Zool*. 78 (1): 1-14.
- SILVA CF, SEIXAS VC, BARROSO R, DI DOMENICO M, AMARAL AC, PAIVA PC. 2017. Demystifying the *Capitella capitata* complex (Annelida, Capitellidae) diversity by morphological and molecular data along the Brazilian coast. *PLoS ONE*. 12 (5): p.e0177760.
- SILVA NJ, TANG KW, LOPES RM. 2013. Effects of microalgal exudates and intact cells on subtropical marine zooplankton. *J Plankton Res*. 35: 855-865.
- SIUNG-CHANG A. 1997. A review of marine pollution issues in the Caribbean. *Environ Geochem Health*. 19: 45-55.
- SIVADAS S, INGOLE B, NANAJKAR M. 2009. Benthic polychaetes as good indicator of anthropogenic impact. *Indian J Mar Sci*. 39 (2): 201-211.
- SOARES-GOMES A, MENDES CLT, TAVARES M, SANTI L. 2012. Taxonomic sufficiency of polychaete taxocenes for estuary monitoring. *Ecol Indic*. 15 (1): 149-156.
- SOKOŁOWSKI A, BRULIŃSKA D, SOKOŁOWSKA E. 2020. Multimarker response of the ragworm *Hediste diversicolor* (Polychaeta) to seawater acidification derived from potential CO₂ leakage from the CCS sub-seabed storage site in the Baltic Sea. *J Exp Mar Biol Ecol*. 530-531: 151433.
- SOLÍS-WEISS V. 1998. Atlas de anélidos poliquetos de la plataforma continental del Golfo de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Informe final SNIBCONABIO proyecto N° P052. México, D.F. 312 p.
- SOTO EH, LEMUS D. 2016. Nueva descripción de *Cossura chilensis* Hartmann-Schröder, 1965 (Polychaeta: Cossuridae), de la Bahía de Valparaíso, Chile central con notas de su ecología. *Rev Biol Mar Oceanogr*. 51 (3): 609-620.

- SOTO D, NORAMBUENA F. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J App Ichth.* 20: 493-501.
- SOTO EH, PATERSON GLJ. 2010. Poliquetos bentónicos intermareales y sublitorales de la región de Aisen, Chile. *An Inst Patagonia.* 38 (2): 69-80.
- SOUZA FM, BRAUKO KM, GILBERT ER, MARTINS CC, LANA PC, CAMARGO MG. 2016. Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact. *Mar Environ Res.* 116: 61-70.
- SOUZA FM, BRAUKO KM, LANA PC, MUNIZ P, CAMARGO MG. 2013. The effect of urban sewage on benthic macrofauna: a multiple spatial scale approach. *Mar Pollut Bull.* 67 (1-2): 234-240.
- STABILI L, LICCIANO M, LEZZI M, GIANGRANDE A. 2014. Microbiological accumulation by the Mediterranean invasive alien species *Branchiomma bairdi* (Annelida, Sabellidae): Potential tool for bioremediation. *Mar Pollut Bull.* 86 (1-2): 325-331.
- TARAZONA J. 1990. Disturbance and stress associated to El Niño and their significance for the macrobenthos of shallow areas of the peruvian upwelling ecosystem [dissertation]. Bremen: Universität Bremen. 181 p.
- TARAZONA J, CANAHUIRE E, SALZWEDEL H, JERI T, ARNTZ W, CID L. 1991. Macrozoobenthos in two shallow areas of the Peruvian upwelling ecosystem. En: ELLIOTT M, DUCROTOY J, editores. *Estuaries and coasts spatial and temporal intercomparisons.* Amsterdam: Olsen & Olsen p. 251-258.
- TARAZONA J, GUTIERREZ D, PAREDES C, INDACOCHEA A. 2003. Overview and challenges of marine biodiversity research in Peru. *Gayana.* 67 (2): 206-231.
- TAROUCO F DE M, DE GODOI FGA, VELASQUES RR, DA SILVEIRA GUERREIRO A, GEIHS MA, DA ROSA CE. 2017. Effects of the herbicide Roundup on the polychaeta *Laeonereis acuta*: Cholinesterases and oxidative stress. *Ecotoxicol Environ Saf.* 135: 259-266.
- TEN HOVE H, SAN MARTÍN G. 1995. Serpulidae (Polychaeta) procedentes de la I Expedición Cubano-Española a la Isla de la Juventud y el Archipiélago de los Canarreos (Cuba). *Stud Nat Hist Carib Reg.* 72: 13-24.
- TEWARY SA. 2015. Taxonomy of the Bitentaculate Cirratulidae (Polychaeta) [masters thesis]. Boston: University of Massachusetts Boston. 345. 35 p.
- TOMASSETTI P, PORRELLO S. 2005. Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. *Aquac Internat.* 13 (1-2): 109-128.
- TOVAR-HERNÁNDEZ MA, SALAZAR-SILVA P, DE LEÓN-GONZÁLEZ JA, CARRERA-PARRA LF, SALAZAR-VALLEJO SI. 2014. Biodiversidad de Polychaeta (Annelida) en México. *Rev Mexicana Biodiv.* 85: 190-196.
- TRESIERRA A, GARCÍA V, HUERTO M, BERRU P, REYES D, CERVANTES C. 2007. Bahía Ferrol, Chimbote, Perú: Una visión integral de su recursos vivos y su ambiente 2001-2005. *Biol Inst Mar Perú.* 34: 25-68.
- UC-PERAZA RG, DELGADO-BLAS VH. 2008. Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) de dos detergentes domésticos en *Nereis oligalina* (Polychaeta). En: VII Congreso Internacional XIII Congreso Nacional III Congreso Regional de Ciencias Ambientales, Cd. Obregón, Sonora, México. 4-6 de junio de 2008.
- UC-PERAZA RG, DELGADO-BLAS VH. 2012. Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en *Laeonereis culveri* (Webster 1879) (Polychaeta: Annelida). *Rev Int Contam Ambient.* 28 (2): 137-144.
- UC-PERAZA RG, DELGADO-BLAS VH. 2015. Acute toxicity and risk assessment of three commercial detergents using the polychaete *Capitella* sp. C from Chetumal Bay, Quintana Roo, México. *Int Aquat Res.* 7: 251.

- UEBELACKER JM, JOHNSON PG. 1984. Introduction. En: UEBELACKER JM, JOHNSON PG, editores. Taxonomic guide to the Polychaetes of Northern Gulf of Mexico. Final report to the Minerals Management Serv. Vittor, Ass. Inc. Mobile, Alabama.
- VALENÇA APM, SANTOS PJ. 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. *Mar Pollut Bull.* 64 (9): 1809-1820.
- VALLE S. 1998. Estructura del macrobentos marino frente a Lima y sus factores condicionantes [tesis]. Lima: Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 97. 17 p.
- VAN DER OOST R, BEYER J, VERMEULEN NPE. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ Toxicol Pharmacol.* 13: 57-149.
- VÁZQUEZ-NÚÑEZ R, MÉNDEZ N, GREEN-RUIZ C. 2007. Bioaccumulation and elimination of Hg in the fireworm *Eurythoe complanata* (Annelida: Polychaeta) from Mazatlan. Mexico. *Arch Environ Cont Toxicol.* 52: 541-548.
- VENTURA-LIMA J, SANDRINI JZ, CRAVO MF, PIEDRAS FR, MORAES TB, FATTORINI D, NOTTI A, REGOLI F, GERACITANO LA, MARINS LFF, MONSERRAT JM. 2007. Toxicological responses in *Laeonereis acuta* (annelida, polychaeta) after arsenic exposure. *Environ Int.* 33: 559-564.
- VENTURINI N, MUNIZ P, BICEGO MC, MARTIN CC, TOMMASI LR. 2008. Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: Integrating chemical and biological multivariate data. *Estuar Coast Shelf Sci.* 78: 457-467.
- VENTURINI N, MUNIZ P, RODRÍGUEZ M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Mar Biol.* 144: 119-126.
- VENTURINI N, PIRES-VANIN AMS, SALHI M, BESSONART M, MUNIZ P. 2011. Polychaete response to fresh food supply at organically enriched coastal sites: Repercussion on bioturbation potential and trophic structure. *J Mar Syst.* 88: 526-541.
- VENTURINI N, TOMMASI LR. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. *Mar Pollut Bull.* 48: 97-107.
- VIEIRA JV, BORZONE CA, LORENZI L, CARVALHO FGD. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Braz J Oceanogr.* 60 (2): 135-148.
- VILLAMAR F. 1983. Poliquetos bentónicos del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanogr Pac.* 2: 659-733.
- VILLAMAR F. 2000. Estudio de la distribución y diversidad de los poliquetos bentónicos en las Islas Galápagos, sep/oct. de 1999. *Acta Oceanogr Pac.* 10 (1): 119-125.
- VILLAMAR F. 2006. Estudio taxonómico y distribución de los poliquetos bentónicos en la zona intermareal de las provincias de Esmeraldas y Manabí (Ecuador). *Acta Oceanogr Pac.* 15 (1): 169-197.
- VILLAMAR F. 2013. Estudio de los poliquetos (gusanos marinos) en la zona intermareal y submareal de la Bahía de Manta (Ecuador), y su relación con algunos factores ambientales, durante marzo y agosto del 2011. *Acta Oceanogr Pac.* 18 (1): 117-130.
- VINAGRE PA, PAIS-COSTA AJ, HAWKINS SJ, BORJA A, MARQUES JC, NETO, JM. 2017. Addressing a gap in the Water Framework Directive implementation: rocky shores assessment based on benthic macroinvertebrates. *Ecol Indic.* 78: 489-501.
- WARWICK R. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatismal consider-

- ations. *Austral J Ecol.* 18: 63-80.
- WEIS WA. 2017. Ecología de *Laeonereis acuta* como bioindicador em estuarios [tesis doctoral]. Florianópolis: Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. 174 p.
- WEIS WA, LEMES SOARES CH, CUNHA DE QUADROS DP, SCHENEIDER M, PAGLIOSA PR. 2016. Urbanization effects on different biological organization levels of an estuarine polychaete tolerant to pollution. *Ecol Indic.* 73: 698-707.
- WESTON DP. 1990. Hydrocarbon bioaccumulation from contaminated sediment by the deposit-feeding polychaete *Abarenicola pacifica*. *Mar Biol.* 107: 159169.
- WILLIAMS P. 2009. Christmas tree worms (*Spirobranchus giganteus*) and their role as bioindicators of environmental stress on coral reefs of Bonaire, N.A. *Physics.* VI: 58-65.
- WILSON JR. WH. 1983. Life-history evidence for sibling species in *Axiiothella rubrocincta* (Polychaeta: Maldanidae). *Mar Biol.* 76: 297-300.
- WRIGTH SL, ROWE D, THOMSON RC, GALLOWAY TS. 2015. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biol.* 23 (23): 1031-1033.
- WU BL, RUIPING S, DEIJIAN Y. 1985. Nereidae (Polychaetous Annelids) of the Chinese coast. Berlin: Springer-Verlag. 234 p.
- YANEZ LA. 1971. Estudio prospectivo cuali y cuantitativo de la macrofauna bentónica en el sublitoral de la Bahía de Concepción [tesis de licenciatura]. Concepción: Departamento de Zoología, Universidad de Concepción. 373 p.
- YOUNSI M, DAAS T, DAAS O, SCAPS P. 2010. Polychaetes of commercial interest from the Mediterranean East Coast of Algeria. *Medit Mar Sci.* 11 (1): 185-188.
- YUPANQUI W, ENRIQUE E, QUIPUZCOA L, MARQUINA R., VELAZCO F, PAREDES C, GUTIÉRREZ D. 2011a. Composición funcional de grupo polychaeta en la bahía de Paita y la plataforma adyacente (5°S), Perú. Febrero 2003 a Octubre 2008. *Bol Inst Mar Perú.* 26: 65-73.
- YUPANQUI W, ENRIQUE E, QUIPUZCOA L, MARQUINA R, VELAZCO F, PAREDES C, GUTIÉRREZ D. 2011b. Composición y distribución del macrobentos en la Ensenada de Sechura. *Rev Peru Biol.* 14 (1): 75-85.
- ZAJAC RN, WHITLACH RB. 1988. Population ecology of the polychaete *Nephtys incisa* in Long Island Sound and the effects of disturbance. *Estuaries.* 11 (2): 117-133.
- ZAPATA-VÍVENES E, NUSETTI OA, MARCANO L, ESCLAPÉS MM, ARREDONDO L. 2005. Immunological responses and wound healing in the polychaete *Eurythoe complanata* (Annelida: Amphinomididae) exposed to copper. *Cienc Mar.* 31: 1-15.

NOTE

***Kirchenpaueria halecioides* (Cnidaria: Hydrozoa): a non-native hydroid in the coast of Buenos Aires, Argentina**

GABRIEL GENZANO* and PABLO E. MERETTA

Estación Costera Nágera, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina



ABSTRACT. Hydroid colonies are among the groups frequently carried and introduced by human actions. Many species have been successfully transported as fouling organisms on ship hulls or in ballast water (pelagic stages) and the sea harbours appear as the places with high probability to detect exotic species. During routinely SCUBA diving conducted in Mar del Plata harbour, Argentina (38° 08' S-57° 31' W; May 2005, December 2006, March 2007, and December 2016) clumps of a plumularid were photographed and collected. Hydroid colonies were identified as *Kirchenpaueria halecioides*, a species frequently reported in tropical and subtropical water from the Southwestern Atlantic, Brazil. Records of mature colonies in 2006 and 2016 suggest local reproduction of this non-native species. Monitoring will be necessary in order to analyse if species colonize neighbouring areas or remain confined to the port area.

Key words: Exotic, harbour, early introduction, Southwestern Atlantic.

***Kirchenpaueria halecioides* (Cnidaria: Hydrozoa): un hidroide exótico en la costa de Buenos Aires, Argentina**

RESUMEN. Las colonias de hidroides se encuentran entre los grupos transportados e introducidos frecuentemente por acciones humanas. Muchas especies han sido transportadas con éxito como organismos incrustantes en cascos de barcos o en agua de lastre (etapas pelágicas) y los puertos marítimos aparecen como los lugares con alta probabilidad de detectar especies exóticas. Durante el buceo rutinario realizado en el puerto de Mar del Plata, Argentina (38° 08' S-57° 31' W; mayo 2005, diciembre 2006, marzo 2007 y diciembre 2016) se fotografiaron y recolectaron grupos de plumularidos. Las colonias de hidroides fueron identificadas como *Kirchenpaueria halecioides*, una especie frecuentemente reportada en aguas tropicales y subtropicales del Atlántico Suroeste, Brasil. Los registros de colonias maduras en 2006 y 2016 sugieren la reproducción local de esta especie no nativa. El monitoreo será necesario para analizar si las especies colonizan áreas vecinas o permanecen confinadas al área portuaria.

Palabras clave: Exótica, puerto, introducción temprana, Atlántico Sudoccidental.



*Correspondence:
genzano@mdp.edu.ar

Received: 7 September 2020
Accepted: 27 October 2020

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Hydroids, the benthic stage of the hydrozoans, present different strategies for pelagic dispersion which include a planktonic sexual medusa (in species with metagenetic life cycle) and a free-swimming larva (usually a planula); but other dispersal strategies are present in the group which include dispersion by buoyant autotomised hydranths and tolerant or resistant stages

(frustules) detached from colonies. Besides, colonies can live on rafting objects or as free-living fragments floating in the water column which provide another route for dispersal (Cornelius 1992, 1995; Bavestrello et al. 2000; Slobodov and Marfenin 2004; Jaubet and Genzano 2011). High growth rate, budding and the formation of stolons allow hydroids to colonize space rapidly and develop colonies on different types of substrates including living-organisms (Genzano et al. 2009).

Due to the mentioned characteristics, hydroid colonies are among the groups frequently transported and introduced to new habitats by human actions (Haydar 2012). Many species have been successfully carried as fouling organisms on ship hulls or in ballast water (pelagic stages) and the sea harbours appear as the places with high probability to detect exotic species. In addition, this environment can present greater hydrobiological stability in relation to external waters, favouring the feeding and growth of species.

Early detection of non-native species is a crucial first step in effective management and risk evaluation that these types of organisms can cause. Rapid response actions can reduce the long-term ecological harm that they could produce on communities.

During routinely SCUBA diving conducted in May 2005 in Mar del Plata harbour, Argentina (38° 08' S-57° 31' W) a small patch of plumularid colonies were photographed, which was apparently different to that reported previously in the area (5 m depth, 14 °C). During December 2006 SCUBA diving was conducted to collect these plumularid. Two matures and two immature colonies (7 m depth, 18 °C) were detached from rocks and preserved in alcohol. Other clumps were photographed during March 2007 (5 m depth, 20.5 °C), and finally two mature colonies were collected (5 m depth, 18.5 °C) and preserved in alcohol in December 2016. Hydroid colonies were identified as *Kirchenpaueria halecioides* (Alder, 1859) (Hydrozoa, Kirchenpauriidae).

This species is easily recognized by the structure of the colony, the shape of the nematothecae and the barrel-shaped, corrugated gonothecae with a flattened top. Analysed colonies are erect, 10-20 mm high; the hydrocaulus is divided at regular intervals into internodes, each one bearing a distal nematotheca and a hydrocladial apophysis, alternate and bearing unbranched hydrocladia, divided at internodes. Thecate internodes with a distal hydrotheca, a median inferior nematotheca, and a median superior nematotheca. Hydrotheca cup-shaped, margin entire, central axis oblique to that of hydrocladium, with a circular aperture. Gonotheca is elongated oval, truncated at the distal end, with distinct transverse ridges arising by a short pedicel from hydrocaulus. These morphological characteristics are according to the previous description of this species (see Peña Cantero and García Carrascosa 2002) (Figure 1).

K. halecioides is a circum-tropical/temperate species with great tolerance to hydrological factors as salinity and temperature. Its wide distribution is probably influenced by its presence in sea harbours and regular occurrence as a fouling organism (Peña Cantero and García Carrascosa 2002, and references therein).

In the Southwestern Atlantic the species was found several times from shallow waters, rocky intertidal to 73 m depth, on algae, barnacles, mussels, hydroids, mud, mangle roots, rock, sandstone reef, shells and wood. All reports correspond to Brazil between 7.50° S to 8.50° S, (tropical) and 20° S to 27.50° S (subtropical) waters (see Oliveira et al. 2016 for distribution and synonymies in these regions).

Thus, our findings represent the early introduction of *K. halecioides* in temperate water for the region, ~ 1,160 miles southward to previous reports in South America.

Some colonies collected by us during December 2006 in Mar del Plata harbour (Genbank accession number haplotype # 386) were recently examined by 16S sequences by Moura et al. (2019), exhibiting the same haplotype with

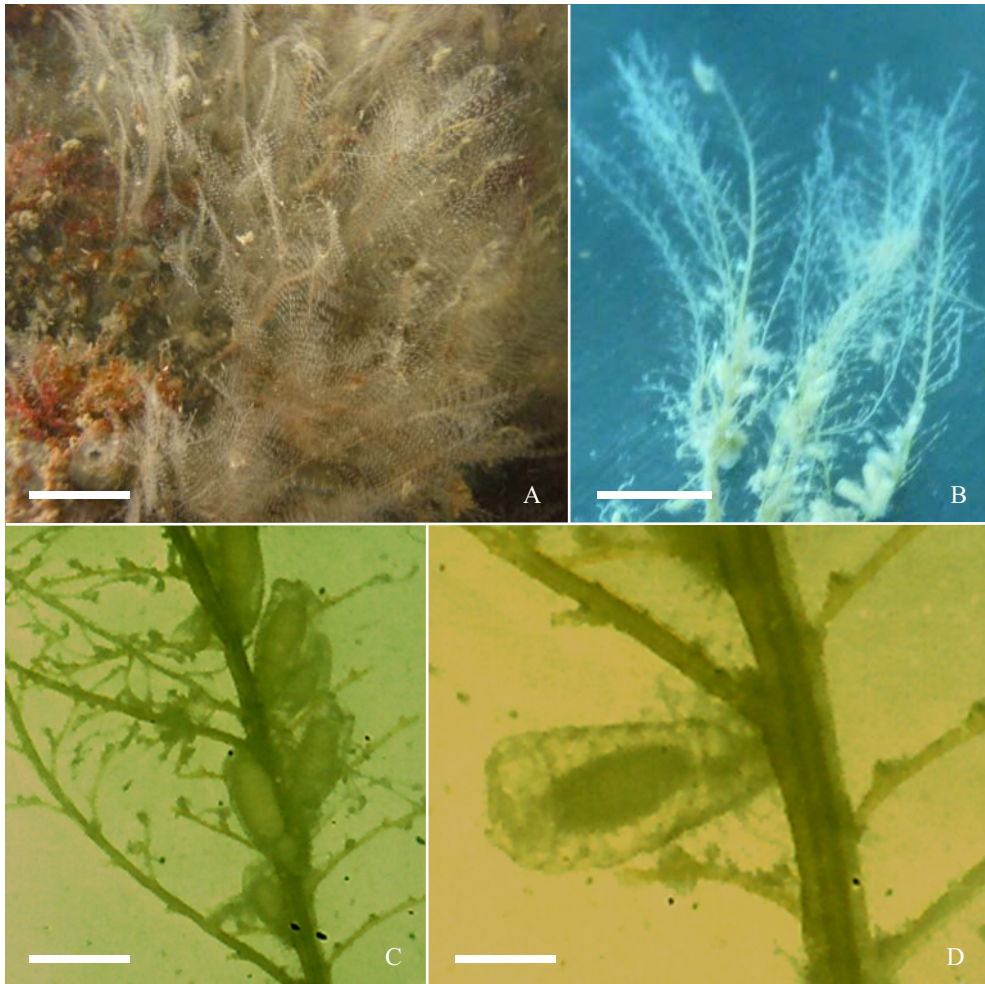


Figure 1. *Kirchenpaueria halecioides*. A and B) Colonies found in Mar del Plata harbour (scale 1 cm). C and D) Detail of mature colonies and gonotheca (scale 0.25 mm).

colonies collected in Madeira, Azores, and mainland Portugal, mostly in ports and marinas. Thus, we can infer that this taxon was dispersed through boats.

Detection of non-native species varies across regions and taxa. Hydroid faunal is well-studied in the coast of Buenos Aires, Argentina (Genzano et al. 2009). Particularly, in Mar del Plata harbour, SCUBA monitoring studies have been carried out by authors from the early '90 to the present; therefore, we can confirm that the record in

2005 could represent the starting point of an introduction of this hydroid in Argentina. The finding of the species does not imply successful colonization. However, subsequent records in 2006 and 2007 confirmed its presence in the area, and the finding of mature gonothecae in colonies in 2006 and 2016 suggested local reproduction.

Monitoring will be necessary to analyse changes in its abundance and detect if the species colonizes neighbouring areas or remain confined to the port area such as many other non-native species found in this particular habitat.

REFERENCES

- BAVESTRELLO G, PUCE S, CERRANO C, CASTELLANO L, ARILLO A. 2000. Water movement activating fragmentation: a new dispersal strategy for hydractiniid hydroids. *J Mar Biol Assoc UK*. 80: 361-362.
- CORNELIUS PFS. 1992. Medusa loss in leptolid Hydrozoan (Cnidaria) hydroid rafting, and abbreviated life-cycles among their remote-island faunae: an interim review. In: BOUILLON J, BOERO F, CICOGLA F, GILI JM, HUGHES RG, editors. *Aspects of hydrozoan biology*. *Sci Mar*. 56 (2-3): 245-261.
- CORNELIUS PFS. 1995. North-west European Thecate Hydroids and their Medusae (Cnidaria, Leptolida, Leptothecatae). Part 1. In: BARNES RSK, CROTHERS JH, editors. *Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association*. 1-347.
- GENZANO GN, GIBERTO D, SCHEJTER L, BREMEC C, MERETTA P. 2009. Hydroids assemblages in SW Atlantic (34-42° S): richness and settlement substrata. *Mar Ecol*. 30 (1): 33-46.
- HAYDAR D. 2012. What is natural? The scale of cryptogenesis in the North Atlantic Ocean. *Divers Distrib*. 18 (2): 101-110.
- JAUBET L, GENZANO GN. 2011. Seasonality and reproductive periods of the hydroid *Clytia gracilis* in temperate littoral ecosystems. Is asexual reproduction the prime mechanism in maintaining populations? *Mar Biol Res*. 7: 804-811.
- MOURA CJ, COLLINS AG, SANTOS RS, LESSIOS H. 2019. Predominant east to west colonizations across major oceanic barriers: Insights into the phylogeographic history of the hydroid superfamily Plumularioidea, suggested by a mitochondrial DNA barcoding marker. *Ecol Evol*. 9 (23): 13001-13016.
- OLIVEIRA OMP, ARAUJO EM, AYÓN P, CEDEÑO-POSSO CM, CEPEDA AA, CÓRDOVA P, GALEA HR, GENZANO GN, HADDAD MA, MIANZAN HW, et al. 2016. Census of the Cnidaria (Ceriantharia and Medusozoa) and Ctenophora from South American marine waters. *Zootaxa*. 4194 (1): 1-256.
- PEÑA CANTERO AL, GARCÍA CARRASCOSA AM. 2002. The benthic hydroid fauna of the Chafarinas Islands (Alborán Sea, western Mediterranean). *Zool Verh*. 337: 1-180.
- SLOBODOV SA, MARFENIN NN. 2004. Reproduction of the colonial hydroid *Obelia geniculata* (L., 1758) (Cnidaria, Hydrozoa) in the White Sea. *Hydrobiologia*. 530/531: 383-388.

NOTE

Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Gulf of Venezuela: an updated stranding assessment 2001-2014

DANIELA ROJAS-CAÑIZALES^{1, 2, 3}, NÍNIVE ESPINOZA-RODRÍGUEZ^{1, 2}, MARÍA A. RODRÍGUEZ^{1, 3}, JORDANO PALMAR¹, MARÍA G. MONTEL-VILLALOBOS^{1, 4}, NATALIE E. WILDERMANN^{1, 3, 5, 6} and HÉCTOR BARRIOS-GARRIDO^{1, 3, 7, *}

¹Grupo de Trabajo en Tortugas Marinas del Golfo de Venezuela (GTTM-GV), Maracaibo, Venezuela. ²Centro de Rescate de Especies Marinas Amenazadas (CREMA), Calle 114, 1.5 km Norte, 40201, Barva, Costa Rica. ³Laboratorio de Ecología General, Centro de Modelado Científico (CMC), Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia (LUZ), 4004, Maracaibo, Venezuela. ⁴Laboratorio de Ecología y Genética de Poblaciones, Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), 1020-A, Caracas, Venezuela. ⁵Texas Sea Grant at Texas A&M University, 4115 TAMU, College Station, TX 77843- 4115, USA. ⁶Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, 6300 Ocean Dr, Corpus Christi, TX 78412, USA. ⁷TropWATER, Centre for Tropical Water and Aquatic Ecosystem Research; College of Marine and Environmental Sciences, James Cook University, Townsville, Queensland 4811, Australia



ABSTRACT. Leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) is highly impacted by fisheries' bycatch worldwide. This study updates and estimates the leatherback turtle stranding records from 2001 to 2014 in the Gulf of Venezuela. Eighty-seven stranded leatherback turtles were documented in the coast of the Gulf of Venezuela. Immature leatherback turtles were the most affected (85.5%) and the highest number of strandings were recorded during the dry season (56.3%). Our findings represent the minimum estimate of stranding events for the Gulf of Venezuela, especially considering the current lack of fisheries regulations. This is the latest update for the leatherback turtle strandings in the Gulf of Venezuela and could help to create new management solutions in the area aiming to minimize the impact on leatherback turtle populations in the Caribbean.

Key words: Immature, marine turtle, strand, IUU fishing, Guajira Peninsula, southern Caribbean.



*Correspondence:

hector.barriosgarrido@my.jcu.edu.au

Received: 15 January 2021
Accepted: 9 February 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)



This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License

Tortugas cardón (*Dermochelys coriacea*) en el Golfo de Venezuela: una actualización sobre las evaluaciones de los varamientos 2001-2014

RESUMEN. La tortuga cardón (*Dermochelys coriacea*) está altamente impactada por las capturas incidentales a nivel global. Este estudio actualiza y calcula los registros de varamientos de la tortuga cardón desde 2001 hasta 2014 en el Golfo de Venezuela. Se contabilizaron 87 animales varados en la costa del Golfo de Venezuela. El segmento poblacional más afectado fueron los individuos inmaduros (85,5%) y el mayor número de registro de varamientos ocurrió en época de sequía (56,3%). Nuestros resultados representan el mínimo estimado de muertes por varamientos para el Golfo de Venezuela, especialmente dadas las condiciones actuales de ausencia total de regulaciones formales a las pesquerías. El presente trabajo representa la más reciente evaluación de los varamientos para esta especie en el Golfo de Venezuela, la cual podría ayudar a crear nuevas y mejores medidas de manejo en el área de trabajo, disminuyendo el impacto que afectan a las poblaciones de tortuga cardón en el Caribe.

Palabras clave: Juveniles, tortuga marina, varamiento, pesca INDNR, Península de La Guajira, Caribe sur.

The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) is one of the five species of marine turtles that use the feeding ground areas in the Gulf of Venezuela (Guada and Sole 2000). It is currently listed as Endangered at regional level and also at national scale by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (NALWG 2019), and by the Red Book of Venezuelan species (Rondón-Medicci et al. 2015).

Most of the information about the species in the Gulf of Venezuela has been derived from stranding data (Acuña and Toledo 1994; García-Cruz et al. 2020). However, stranding trends are still in early stage of evaluation. Previous research found that there is still a lack of information regarding the seasonality and impacts of artisanal fishing over this species in the study area. This study aims to update the results presented by Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos (2016) and merge records from 2001 to 2014 in the Gulf of Venezuela.

Following previous research and protocol, this study was carried out in the three main areas at the Venezuelan Guajira Peninsula (Gulf of Venezuela): the Upper Guajira; Middle Guajira; and Low Guajira (Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos 2016) (Figure 1). We covered an extension of 188.7 km of coastline (11° 36' 27.5" N; 71° 53' 48.7" W) including 14 landing sites, villages and fishing ports. The Gulf of Venezuela has two distinct seasons: a dry season (100 mm mean rainfall from December to April) and a rainy season (200 mm mean rainfall from May to November) (Rodríguez and Morales 2000). Also, this marine area is considered a key foraging ground for leatherback turtles in Venezuela (Guada and Solé 2000; Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos 2016).

We evaluated leatherback turtle stranding data and merged stranding network databases: for 2001-2007 assessed by Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos (2016); plus data collected between 2008-2014 by the NGO Marine Turtle Working Group in the Gulf of Venezuela. We

assessed each stranded animal based on formal stranding register: GPS location, biometrical measurements, and life stage of the stranded turtle (immature or adult-size animals) (see details in Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos 2016). A t-test was conducted to determine differences among the number of records during the years of the sampling period.

We evaluated the geographical and temporal (annually and quarterly) distribution of the strandings across the three main areas. Additionally, strandings were classified as: 0 (alive); 1 (alive, but subsequently died); 2 (dead, fresh carcass); 3 (dead; carcass fair; decomposing but internal organs intact); 4 (dead, carcass poor condition; advanced decomposition); 5 (dead, mummified carcass with skin holding bones together); 6 (dead, disarticulated bones) (Meager and Limpus 2012). Finally, strandings were categorized based on the cause of stranding: unknown or human activity-linked (e.g., bycatch) (Kotch et al. 2006).

We found 87 stranded leatherback turtles along the coastline of the Gulf of Venezuela. The highest number of encounters was reported in 2003 (25.3%, n = 22) and 2013 (17.2%, n = 15) (Figure 2), while in 2004, 2010 and, 2012 no stranding events were documented. Significant differences were found among the number of records throughout the years of the sampling period (t-value = 4.24; df = 10; p = 0.001719).

The highest percentage of strandings was recorded during the dry season (56.3%, n = 49); with most encounters documented in February and April (52.9%, n = 46) (Figure 2). Finally, most stranding encounters were in categories 3 to 6 (78.9%, n = 15) and four among the categories 0 (5.5%, n = 1), 1 (5.5%, n = 1), and 2 (11.1%, n = 2). The majority of the strandings' causes were unknown (63.2%, n = 55) and the remains presented evidence of human interactions (36.8%, n = 32), mainly bycatch and intentional take.

Leatherback strandings were more frequent in the Low Guajira (58.6%, n = 51), followed by the Upper Guajira (33.3%, n = 29), with sporadic

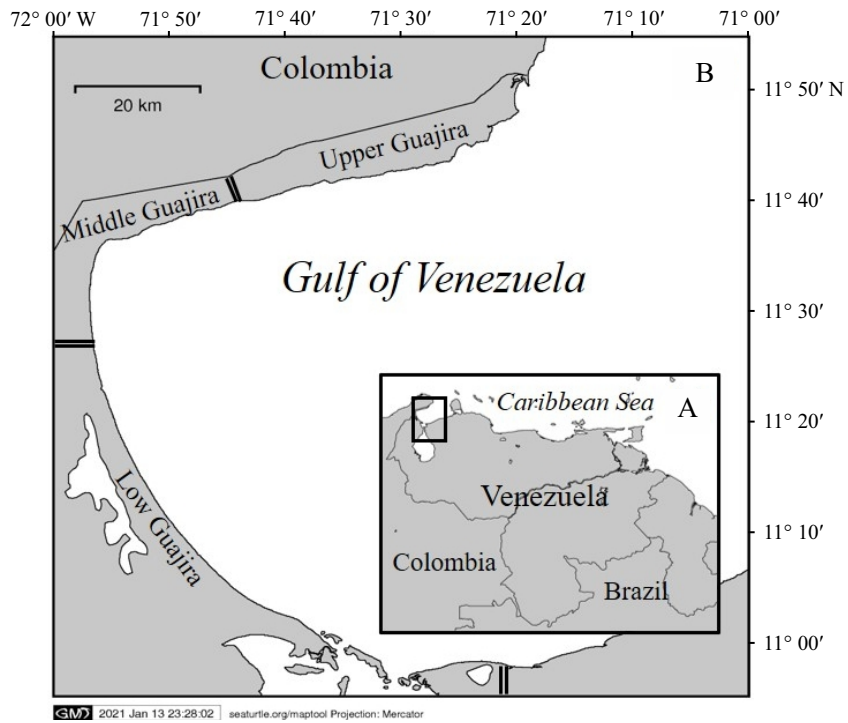


Figure 1. A) Geographical location of the study area. B) Detailed map including the three main locations in the Gulf of Venezuela separated by double-lines (Upper Guajira, Middle Guajira, and Low Guajira). Map created using Maptool (2002. SEATURTLE.ORG, Inc. Available at <http://www.seaturtle.org/maptool/>).

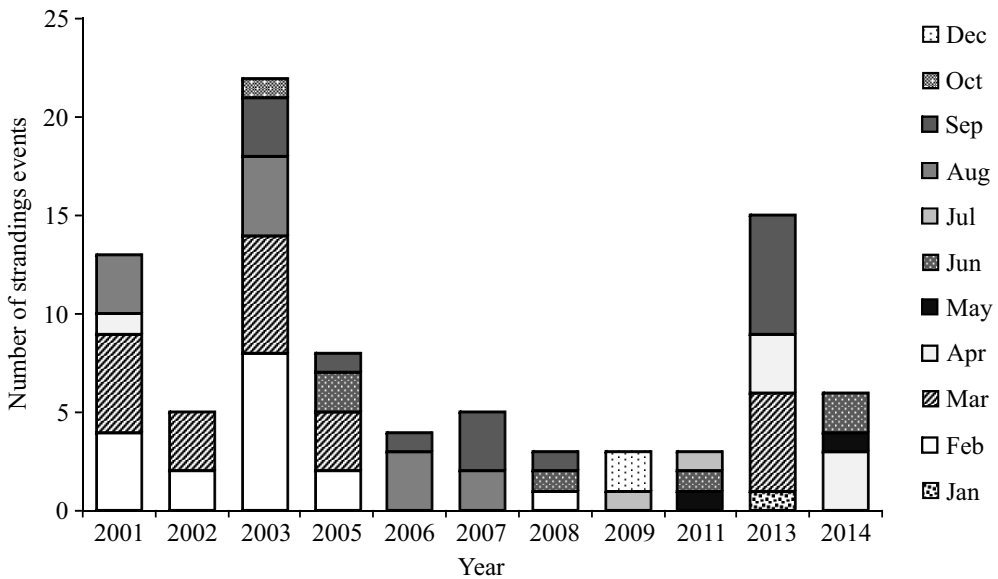


Figure 2. Annually and monthly stranding events of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) between 2001 and 2014 along the coastline of the Gulf of Venezuela (N = 87).

events in the Middle Guajira (8.0%, $n = 7$) (Figure 3). Mean curved carapace length (CCL \pm SD) was $125.6 \text{ cm} \pm 21.4$, ranging between 80-195 cm ($n = 55$). Based on the measurements taken, most of the stranded turtles were immatures (85.5%, $n = 47$) with only 14.5% ($n = 8$) adults.

Eighty-seven stranded leatherback turtles have been documented in the coast of Gulf of Venezuela. The number of encounters found was low compared with leatherback bycatch in Trinidad Tobago and the Eastern Caribbean (Gass and Eckert 2006; Connor Blades et al. 2019). The number of leatherback turtles stranded found was likely a conservative estimate, especially considering that fisheries-related mortality is usually partially reported (Hamann et al. 2010; Hamelin et al. 2017; Connor Blades et al. 2019). Further research is necessary to understand how this is affecting the species regionally.

Most of the stranded turtles were documented in the Low and Upper Guajira, possibly linked to local currents, tides, winds converge in both areas, and offshore fisheries in the Low Guajira (Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos 2016). Only seven leatherbacks were documented in the Middle Guajira, may be related to biophysi-

cal characteristics of this area (Rojas-Cañizales et al. 2020). Winds and sea currents have an important role in where or whether a marine turtle get stranded or not (Epperly et al. 1996). It is necessary to assess local oceanographic variables to understand how leatherback turtle carcasses move within the Gulf of Venezuela to monitor key stranding areas.

A large portion of recorded leatherback turtles (85.5%) was immature. The Gulf of Venezuela is likely a migratory route and a foraging area. It is possible that the immature leatherbacks were using this area to move with adult individuals (Barrios-Garrido and Montiel-Villalobos 2016), in a similar way as previously documented by James et al. (2005) in Canadian waters. The number of immature leatherbacks stranded was alarming and could negatively impact Caribbean populations, as it occurred in the Eastern Pacific Regional Management Unit (Wallace et al. 2013). Further research such as satellite tracking is needed to understand the movements and the impact at regional scale of the stranding trend.

Most records documented occurred during the dry season. This seasonality might be related to the leatherback nesting season that starts in March

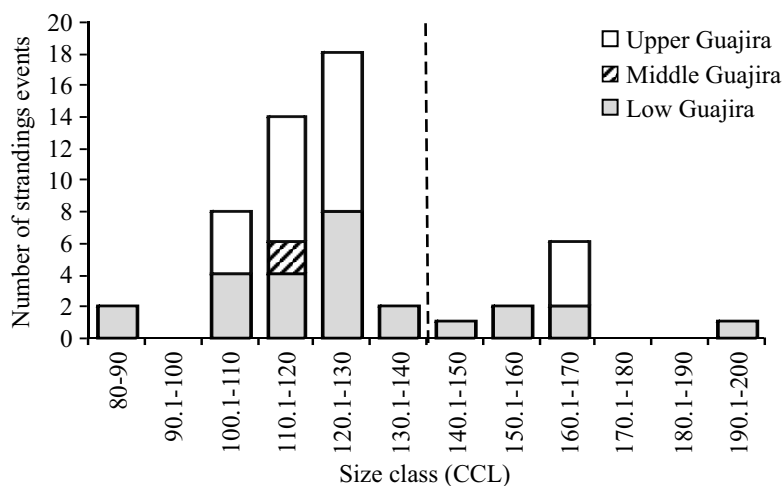


Figure 3. Size intervals (cm) of stranded leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) found in the Upper Guajira, Middle Guajira, and Low Guajira ($N = 54$). Dashed line represents the minimum size (< 145 cm of CCL) recorded for leatherback nesters in Atlantic Ocean (Eckert 2002; Stewart et al. 2007).

at surrounding nesting beaches in the Caribbean (Rondón-Medicci et al. 2011, 2015; Borrero-Avellaneda et al. 2015). Leatherback turtles travelled extensively from the Caribbean throughout the Atlantic increasing the interaction with fisheries (Hays et al. 2004; Hamelin et al. 2017; Connor Blades et al. 2019). Moreover, these movements might be associated to local food occurrence and distribution (Fossette et al. 2008). Barrios-Garrido et al. (2020) reported an adult leatherback turtle that was tagged in French Guyana and found later in the Upper Guajira, therefore suggesting that leatherback turtles use the foraging area after reproductive seasons. It is necessary to study the connections between the Gulf of Venezuela and the nesting areas in the Caribbean and Atlantic to identify hotspots for the species and create regional management plans.

Most of stranded leatherbacks documented were found in an advanced state of decomposition (78.9%), being difficult to determine the cause of death (Veléz-Rubio et al. 2013). Commonly, stranding events are closely influenced by fishery interactions (Nicolau et al. 2016), which it is likely to be occurring in the Gulf of Venezuela; however, due to the nature of our data it is difficult to establish these interactions as the main cause of death. Currently, there is an information gap on the consequences of bycatch and intentional take in the area and its implications in the ecosystem. Applying standardized protocols could provide useful information in the future to better understand the main cause of strandings in the Gulf of Venezuela.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank to all the fishers, Wayuú clan leaders, and GTTM-GV's volunteers that contributed to this study. This research was authorized by Venezuela's Environmental Ministry via scientific licenses and 828, 886, and 1224.

REFERENCES

- ACUÑA AJ, TOLEDO JR. 1994. Rare records of *Dermochelys* in the Gulf of Venezuela. Marine Turtle Newsletter. 64: 10.
- BARRIOS-GARRIDO H, BECKER P, BJORN DAL KA, BOLTEN AB, DIEZ C, ESPINOZA-RODRÍGUEZ N, FASTIGI M, GRAY J, HARRISON E, HART KA, et al. 2020. Sources and movements of marine turtles in the Gulf of Venezuela: Regional and local assessments. Reg Stud Mar Sci. 36: 101318.
- BARRIOS-GARRIDO H, MONTIEL-VILLALOBOS MG. 2016. Strandings of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) along the western and southern coast of the Gulf of Venezuela. Herpetol Conserv Biol. 11: 244-252.
- BORRERO-AVELLANEDA WJ, PATIÑO EA, GUERRA ML, BÁEZ LP, GOURIYU WA. 2015. Primeras anotaciones de la anidación de tortugas marinas en las playas de Punta Cañon, Bahía Honda y Punta Gallinas, alta Guajira, Colombia. Rev Biodivers Neotrop. 5 (2): 111-119.
- CONNOR BLADES D, WALCOTT J, HORROCKS JA. 2019. Leatherback bycatch in an Eastern Caribbean artisanal longline fishery. Endang Species Res. 40: 329-335.
- ECKERT SA. 2002. Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. Mar Ecol Prog Ser. 230: 289-293.
- EPPERLY S, CHESTER AJ, CROSS FA, MERRINER JV, TESTER PA, CHURCHILL JH. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality sea turtles. Bull Mar Sci. 59: 289-297.
- FOSSETTE S, GASPAR P, HANDRICH Y, MAHO Y LE, GEORGES JY. 2008. Dive and beak movement patterns in leatherback turtles *Dermochelys coriacea* during internesting intervals in French Guiana. J Anim Ecol. 77: 236-246.
- GARCÍA-CRUZ MA, ARIAS-ORTIZ A, BALLADARES C, BARRIOS-GARRIDO H, CAPUTO M, DIAZ O, ESPINOZA-RODRÍGUEZ N, FAJARDO E, GUADA

- H, MORADAY J, et al. 2020. Venezuela. In: NALOVIC MA, CERIANI SA, FUENTES MMPB, PFALLER JB, WILDERMANN NE, CUEVAS E, editors. Sea turtles in the North Atlantic & Wider Caribbean Region. MTSG Regional Report 2020. Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group. p. 369-401.
- GASS J, ECKERT SA. 2006. Bycatch mortality of leatherback turtles in Trinidad's artisanal gillnet fishery [master]. Durham: Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Duke University. 31 p.
- GUADA H, SOLE G. 2000. WIDECAS Plan de acción para la recuperación de las tortugas marinas de Venezuela, Informe Técnico del PAC. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. 112 p.
- HAMANN M, GODFREY MH, SEMINOFF JA, ARTHUR K, BARATA PCR, BJORN DAL KA, BOLTEN AB, BRODERICK AC, CAMPBELL LM, CARRERAS C, et al. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endanger Species Res.* 11: 245-269.
- HAMELIN KM, JAMES MC, LEDWELL W, HUNTINGTON J, MARTIN K. 2017. Incidental capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada. *Aquat Conserv: Mar Freshwat Ecosyst.* 27 (3): 631-642.
- HAYS GC, HOUGHTON JDR, MYER AE. 2004. Pan-Atlantic leatherback turtle movements. *Nature.* 24: 522.
- JAMES MC, OTTENSMEYER CA, MYERS RA. 2005. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: New directions for conservation. *Ecol Lett.* 8 (2): 195-201.
- KOCH V, NICHOLS WJ, PECKHAM H, DE LA TOBA V. 2006. Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biol Conserv.* 128: 327-334.
- MEAGER JJ, LIMPUS CJ. 2012. Marine wildlife stranding and mortality database annual report 2011. III. Marine turtle. Conservation Technical and Data Report. 3: 1-46.
- [NALWG] THE NORTHWEST ATLANTIC LEATHERBACK WORKING GROUP. 2019. *Dermochelys coriacea* (Northwest Atlantic Ocean subpopulation) (errata version published in 2020). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T46967827A184748440. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T46967827A184748440.en>.
- NICOLAU L, FERREIRA M, SANTOS J, ARAÚJO H, SEQUEIRA M, VINGADA J, EIRA C, MARÇALO A. 2016. Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Mar Biol.* 163: 1-13.
- RODRÍGUEZ G, MORALES F. 2000. Comunidades bentónicas del sistema del Lago de Maracaibo. In: RODRÍGUEZ G, editor. *El Sistema de Maracaibo. Biología y ambiente.* 2nd ed. Caracas: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). p. 75-85.
- ROJAS-CAÑIZALES D, ESPINOZA-RODRÍGUEZ N, PETIT-RODRÍGUEZ M, PALMAR J, MEJÍAS-BALSALOBRE C, WILDERMANN N, BARROS T, BARRIOS-GARRIDO H. 2020. Marine turtle mortality in a southern Caribbean artisanal fishery: a threat for immature green turtles. *Reg Stud Mar Sci.* 38: 101380.
- RONDÓN-MÉDICCI M, BUITRAGO J, GUADA HJ, ECKERT K. 2011. Estimación poblacional, rutas migratorias y características morfológicas, de la tortuga cardón (*Dermochelys coriacea* Vandelli 1761) en las playas de Cipara y Querepare, Península de Paria, Venezuela, durante las temporadas de anidación 2000-2006. *Bol Investig Mar Costeras.* 40 (2): 309-326.
- RONDÓN-MÉDICCI M, GUADA H, BUITRAGO J, BALLADARES C. 2015. Cardon, *Dermochelys coriacea*. In: RODRÍGUEZ JP, GARCÍA-RAWLINS A, ROJAS-SUÁREZ F. editors. *Libro rojo de la fauna venezolana.* Caracas: Provita y Fundación Empresas Polar. 470 p.
- STEWART K, JOHNSON C, GODFREY M. 2007. The minimum size of leatherback at reproductive

- maturity, with a review of sizes for nesting females from the Indian, Atlantic and Pacific Ocean basins. *J Herpetol.* 17: 123-128.
- VÉLEZ-RUBIO GM, ESTRADES A, FALLABRINO A, TOMÁS J. 2013. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. *Mar Biol.* 160: 2797-2811.
- WALLACE BP, KOT CY, DIMATTEO AD, LEE T, CROWDER LB, LEWISON R.L. 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere.* 4 (3): 1-49.

NOTE OF APPRECIATION

The quality of the papers in this journal depends a great deal on the efforts of those who agree to act as critical readers of manuscripts. Peer review is a crucial step in the scientific process that takes time for which the Editorial Committee gratefully acknowledge the following people who helped us during 2020.

Arancibia, Hugo
Arreguín-Sánchez, Francisco
Babali, Nadhéra
Bochini, Gabriel
Bruno, Daniel
Cabreira, Ariel G.
Carranza, Alvar
Casas, Graciela
Chiaramonte, Gustavo
Concha, Francisco
Croce, María Emilia
Cubillos, Luis
de la Cruz Aguero, José
de Tarso da Cunha Chaves, Paulo
Delgado, Ana Laura
Delgado Blas, Víctor Hugo
Díaz Cano, Marlenny
Díaz de Astarloa, Juan M.
Elvira, Myriam
Fernández Cartes, Víctor Hugo
Ferreira e Cunha, Amanda
Figueroa, Daniel
Firpo, Carla
Giberto, Diego A.
Giussi, Analía R.
Gómez, Samuel
Gorini, Federico
Gosztonyi, Atila

Hernández Alcántara, Pablo
Herrera Seitz, Karina
Lillo Vega, Sergio
Llanes Iglesias, José
López Cazorla, Andrea
Lovrich, Gustavo
Muelbert, José H.
Murialdo, Silvia
Namiki Claudia
Palomo, María Gabriela
Payá Contreras, Ignacio
Perea Román, Crispulo
Pereira, Nair de los Ángeles
Pérez, Carlos D.
Puente Tapia, Alejandro
Quiroz Espinosa, Juan C.
Radovich, Violeta
Sanz Smachetti, María Eugenia
Suárez-Morales, Eduardo
Sutton, Stephen G.
Tascheri Oyaneder, Renzo
Velasco, Gonzalo
Vigliano, Pablo
Villalobos Ortiz, Héctor
Wiff Oneto, Rodrigo A.
Williams, Gabriela
Zabala, Soledad

AUTHOR GUIDELINES

GENERAL CONSIDERATIONS

Peer review

This Journal operates a double blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to three independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final.

Use of word processing software

It is important that the file be saved in a format compatible with Microsoft Word 2003-2007 processor. The texts should be in single-column form line-numbered. Keep the layout of the text as simple as possible. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. Source files of figures, tables and text graphics may be required for final formatting.

Structure

Manuscript should arranged in the following order: **Title page** should include a Running Head with no more than 50 characters, Title, Author(s), Affiliation, Address(es), e-mail and telephone from the corresponding author; **Abstract page** with an Abstract not exceeding 200 words, and up to six Key words; **Main text** should include an Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Acknowledgements, References, Figure Legends, Tables, Figures and Appendices. If work is written in Spanish, please provide an Abstract and key words in English also. Please follow the Aquatic Science & Fisheries Thesaurus (<https://agrovoc.fao.org/skosmosAsfa/asfa/es/?clang=en>) for guidance.

Submission

Original manuscript for consideration including text, tables and figures should be uploaded to MAFIS (<https://ojs.inidep.edu.ar>) previous registration. If any problem uploading submission, please contact Editorial Committee (c-editor@inidep.edu.ar). All correspondence, including notification of the Editor's decision and requests for revision, is sent by e-mail. Please suggest the names, institutions and e-mail addresses of up to four potential reviewers from different countries in the research field of the paper. The works that do not adapt to the standards set by the Editorial Committee will not be considered.

Papers must be original contributions written in Spanish or English. The text will be typed double-spaced on A4 sheets of white paper, Times New Roman typography, body 11 points, with numbered lines are encouraged.

For the use of abbreviations and units the Typographic Code adopted by the FAO and the International System of Units (SI) must be followed (<http://physics.nist.gov/cuu/Units/units.html>).

Tables, figures and photographs

Tables and figures will be presented individually with their respective epigraphs in Times New Roman typography. All figures must be provided in electronic format. Please save vector graphics (e.g. line artwork) in Encapsulated Postscript Format (EPS) and bitmap files (e.g. halftones) or clinical or in vitro pictures in Tagged Image Format (TIFF). Further information can be obtained at the Journal website <https://ojs.inidep.edu.ar>.

REFERENCES

The Council of Scientific Editors (CSE) citation style should be followed: *Name-Year (N-Y) system (Scientific style and format: the CSE manual for authors, editors, and publishers. 2014. 8th ed. Chicago (IL): University of Chicago Press).*

ACCEPTANCE OF A MANUSCRIPT FOR PUBLICATION

Authors submitting a paper do so on the understanding that the work has not been published before, is not being considered for publication elsewhere and has been read and approved by all authors. Proofs will be sent via e-mail as an Acrobat PDF (portable document format) file. The e-mail server must be able to accept attachments up to 4 MB in size. Corrections must be returned within one week of receipt.

Contents

Original research papers

- Baseline on-site information on coastal recreational fishery and comparison with competitive events in Ilhéus, southern Bahia, Brazil** 5
Kátia Meirelles Felizola Freire and Gecely Rodrigues Alves Rocha

- Characterization of hydrocarbon degrading bacteria at EPEA station, South Atlantic coast** 21
Silvia R. Peressutti

Review

- Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe** 37
Rodolfo Elías, Nuria Méndez, Pablo Muniz, Rossana Cabanillas, Carlos Gutiérrez-Rojas, Nicolas Rozbaczylo, Mario H. Londoño-Mesa, Paulina Javiera Gárate Contreras, Maritza Cárdenas-Calle, Francisco Villamar, Juan J. A. Laverde-Castillo, Kalina M. Brauko, Mariana Araki Braga, Paulo da Cunha Lana y Oscar Díaz-Díaz

Notes

- Kirchenpaueria halecioides* (Cnidaria: Hydrozoa): a non-native hydroid in the coast of Buenos Aires, Argentina** 109
Gabriel Genzano and Pablo E. Meretta

- Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Gulf of Venezuela: an updated stranding assessment 2001-2014** 113
Daniela Rojas-Cañizales, Nínive Espinoza-Rodríguez, María A. Rodríguez, Jordano Palmar, María G. Montiel-Villalobos, Natalie E. Wildermann and Héctor Barrios-Garrido

- Note of appreciation** 121
Editorial Committee