

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

Marine and  
Fishery Sciences  
**MAFIS**

formerly *Revista de Investigación  
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 33 (2), July-December 2020



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 permiutar com as publicacoes 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](mailto: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: July-December 2020

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, December 2020.

Marine and Fishery Sciences Vol. 33 (2)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: Photo taken during one of the Fishing Championships promoted by the Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPE-SIL), Ilhéus 2007. Photo courtesy of Kátia M. F. Freire.

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. 33 (2), July-December 2020**



ORIGINAL RESEARCH

## Comparación de índices de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de dos fuentes de información mediante la aplicación de modelos lineales mixtos

FRANCISCO ZUMPARO\*, GONZALO TROCCOLI, FEDERICO GORINI, ANABELA ZAVATTERI y EMILIANO DI MARCO

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



**RESUMEN.** En el presente trabajo se realizó la estandarización de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de polaca (*Micromesistius australis*) accesible a la flota surimera que operó en el Océano Atlántico Sudoccidental durante el período 1993-2018. Se aplicaron modelos lineales mixtos (MLM), a partir de la información de la estadística pesquera (MLM<sub>EST</sub>) y la colectada por los observadores a bordo (MLM<sub>OBS</sub>) de los buques que componen dicha flota, con el objetivo de comparar los modelos realizados a partir de ambas fuentes de información y el modelo utilizado para la estimación de índices de abundancia de polaca. La aplicación de los MLM mejoró el ajuste con respecto al modelo utilizado hasta la actualidad, sin variar abruptamente la tendencia estimada, lo cual permitiría predecir con mayor exactitud los valores medios de CPUE estandarizados a lo largo de los años. El MLM<sub>OBS</sub> mostró un mejor ajuste y una mayor variabilidad explicada que el MLM<sub>EST</sub>. A fin de obtener estimaciones más certeras y, de esta forma poder calibrar adecuadamente los modelos de evaluación de la especie, se recomienda utilizar ambas fuentes de información, teniendo en cuenta el mayor o menor grado de representatividad de los datos.

**Palabras clave:** Biología pesquera, CPUE, estadística pesquera, observadores a bordo.



\*Correspondence:  
franciscozumpano@gmail.com

Received: 1 April 2020  
Accepted: 18 June 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

### Comparison of abundance index of Southern blue whiting (*Micromesistius australis*) from two sources of information by applying mixed linear models

**ABSTRACT.** In this work, the standardization of the catch per unit effort (CPUE) of the Southern blue whiting (*Micromesistius australis*) captured by the surimi fleet that operated in the Southwestern Atlantic Ocean during the period 1993-2018 was carried out. Linear mixed models (LMM) were applied to standardize catch and effort data from two different information sources: fishery statistics (LMM<sub>EST</sub>) and the observers on board of commercial fleet (LMM<sub>OBS</sub>). These models were compared between them and with that used nowadays to estimate abundance indices. LMM fit better and no significant change was observed in the index tendency, which would allow more accurate prediction of the mean standardized CPUE values over the years. LMM<sub>OBS</sub> showed a better adjust and greater explained variability than the LMM<sub>EST</sub>. With the aim of obtaining accurate estimations and, in this way to be able to adequately calibrate the stock assessment model of the species, it is recommended to use both sources of information, taking into account the greater or lesser degree of representativeness of the data.

**Key words:** Fishery biology, CPUE, fishery statistics, on-board observers.

---

## INTRODUCCIÓN

---

La polaca (*Micromesistius australis*) es una especie demersal-pelágica que se distribuye en los dos océanos que circundan el cono sur de Sudamérica, además de encontrarse en el Mar de Scotia, alrededor de las islas Georgias, Shetland y Orcadas del Sur (Kock et al. 1985; Cousseau 1993). En el Atlántico Sur, se encuentra entre las latitudes 37° S y 56° S. En cercanías de la latitud 47° S su distribución muestra una diferenciación: al norte sólo se la captura en la zona del talud y al sur sus cardúmenes se expanden sobre la plataforma continental. Esta particular presencia está estrechamente relacionada con las aguas de origen subantártico de la Corriente de Malvinas (Perrotta 1982). En este océano, existe un área de reproducción de la especie al suroeste de las Islas Malvinas, donde los individuos de polaca se concentran para tal fin durante los meses de septiembre y octubre (Weiss 1974; Chiechomsky et al. 1981; Wöhler et al. 2004). En los meses estivales se desplazarían hacia el sector oceánico del Mar de Scotia con el objetivo de alimentarse de las elevadas concentraciones de krill disponibles en el área (Wöhler et al. 2001).

En el Pacífico Sudoriental, la especie se distribuye desde los 42° S hacia el sur hasta los 57° S (Cohen et al. 1990; Lillo et al. 2005; Aguayo et al. 2010). Allí, existe un proceso migratorio estacional que se inicia en el mes de junio cuando ejemplares adultos arriban desde el sur al área de reproducción (47° S-51° S) en las cercanías del Golfo de Penas, donde se concentran entre agosto y septiembre (Céspedes et al. 1998). En noviembre iniciarían un desplazamiento trófico hacia el sur, abandonando el Océano Pacífico en dirección sureste (Lillo et al. 1999).

Es importante destacar que en el Océano Atlántico una parte importante del *stock* está presente durante todo el año en un área situada en cercanías de la zona de desove y hasta el sur de la Isla de los Estados, en donde es capturada por las flotas

que operan sobre el recurso (Wöhler et al. 2004).

En la Argentina, la polaca representa una especie de gran importancia comercial y es capturada principalmente por los buques surimeros argentinos que operan en su área de distribución (Giussi y Zavatteri 2017). Hacia el final de la década de los setenta, este recurso comenzó a ser explotado intensamente debido a la actividad de buques pesqueros polacos alrededor de las Islas Malvinas, alcanzando un máximo de captura histórico de 258.000 t en 1983 (Wöhler et al. 2001; Gorini y Giussi 2018). A partir de 1993, la pesquería comenzó a ser regulada mediante el establecimiento de una cuota anual de captura (Wöhler et al. 2007) y luego, a partir de 2010, se estableció el sistema de Cuotas Individuales Transferibles de Captura con el objetivo de mejorar la sostenibilidad del recurso. En los años siguientes, el número de buques que pescaba la especie de forma dirigida disminuyó notoriamente, quedando en la actualidad un solo buque operativo. En 2018, la captura declarada en el Atlántico Sudoccidental fue de 11.519 t (Gorini y Giussi 2019).

El manejo del recurso por la administración pesquera argentina surge a partir de recomendaciones del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) basadas en la abundancia y potencial pesquero del *stock* (Wöhler et al. 2007). Con el objetivo de realizar la estimación de dicha abundancia, se han utilizado modelos de evaluación que requieren de, al menos, un índice de abundancia para su calibración. En la polaca se ha empleado la serie anual de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada, expresada como toneladas de polaca por hora de pesca (Giussi et al. 2016; Giussi y Zavatteri 2017; Zavatteri y Giussi 2018).

Con el fin de estandarizar la CPUE, se han utilizado desde 1998 hasta la actualidad modelos estadísticos lineales tradicionales o ML (Cordo y Wöhler 1998; Giussi et al. 2013, 2016; Giussi y Zavatteri 2017; Zavatteri y Giussi 2018). Si bien se lograron ajustes aceptables y se cumplieron con los supuestos necesarios para su correcta

aplicación, este tipo de modelos asumen independencia entre las observaciones que provienen de un mismo buque o de una misma área-tiempo (*i.e.*, rectángulo estadístico-año), sin tener en cuenta la estructura de dependencia que presentan dichos datos. En el primero de los casos, esta dependencia es debida a las diferencias que existen entre los buques en cuanto a sus atributos, capacidad de pesca, tripulación y área de cobertura, y en el segundo, debido a que los rendimientos de un mismo rectángulo estadístico pueden diferir a lo largo de los años y afectar la CPUE. Esto se conoce comúnmente como “pseudoréplica” y afecta directamente a la estimación de la incertidumbre. Los modelos lineales mixtos (MLM) tienen en cuenta este efecto y lo corrigen (Pinheiro y Bates 2000; Crawley 2002; Zuur et al. 2007, 2009). Además, las interacciones comúnmente planteadas en los ML, suelen estar desbalanceadas en la matriz de diseño del modelo, lo que impide el uso de las mismas como variables explicativas. En este sentido, los MLM permiten tener en cuenta el efecto de dichas interacciones como variables aleatorias, aún desbalanceadas, aprovechando la totalidad de la información.

Hasta la actualidad, los datos utilizados para la construcción de la CPUE estandarizada fueron tomados de las capturas declaradas en los partes de pesca (Cordo y Wöhler 1998; Giussi et al. 2013, 2016; Giussi y Zatterri 2017; Zatterri y Giussi 2018), provenientes de las bases compiladas por la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP) de la República Argentina. Sin embargo, existe otra fuente de información proveniente del “Programa Observadores a Bordo de la Flota Comercial Argentina” del INIDEP que aporta una gran cantidad de información biológico-pesquera detallada y confiable, ya que proporciona datos más certeros sobre capturas y esfuerzo, además de brindar información sobre el *bycatch*, el descarte y la estructura poblacional de las capturas, entre otras.

En el presente trabajo, se realizó la estandarización de la CPUE de la polaca accesible a la

flota surimera que operó durante el período 1993-2018 en el Atlántico Sudoccidental, mediante la aplicación de MLM a partir de la información colectada de la estadística pesquera y por los observadores a bordo de buques comerciales. El objetivo del mismo fue comparar entre sí y con el aplicado en la actualidad (Zatterri y Giussi 2019), los modelos obtenidos a partir de ambas fuentes de información. Además, se analizó cuál de ellos sería más correcto y factible de ser utilizado en la calibración del modelo de evaluación empleado para la especie.

---

## MATERIALES Y MÉTODOS

---

Se utilizó la información de CPUE ( $\text{kg h}^{-1}$ ) y datos temporales (año y mes) y espaciales (rectángulo estadístico) de las capturas de polaca durante el período 1993-2018, proveniente de dos fuentes de información:

- “Programa Observadores a Bordo de la Flota Comercial Argentina” del INIDEP.
- Estadística oficial derivada de los partes de pesca que son registrados por la SAGyP.

En la primera, tanto los datos de captura como el peso de la misma y las horas de arrastre se encuentran detallados lance a lance, mientras que, en la segunda, dichas variables están informadas por grupos de lances.

Respecto a los datos provenientes de los observadores a bordo, se incluyeron en el análisis sólo aquellos lances de pesca en los cuales la duración del arrastre fue de 20 min a 15 h, tiempos mínimo y máximo factibles estimados en una operación de pesca (Giussi y Zatterri 2017; Zatterri y Giussi 2018). Solo se incluyeron aquellos buques con dos o más años de registros de capturas y más de diez lances por año. Además, se eliminaron del análisis aquellas áreas que contaron con menos de diez registros.



La estandarización de la CPUE anual a partir de ambas fuentes de información se realizó por medio de la aplicación de MLM. A fines comparativos, en ambos modelos se consideraron los mismos factores fijos y aleatorios. Se utilizó, como variable respuesta, el logaritmo natural de la CPUE y se asumió distribución normal de los errores y de los efectos aleatorios. Dentro de la estructura de la componente fija, se incorporaron factores espacio-temporales considerados importantes y factibles de haber influido sobre la CPUE, tales como el año (AÑO: variable categórica con 26 niveles, 1993 a 2018), el mes (MES: variable categórica con 12 niveles, enero a diciembre) y el rectángulo estadístico (ÁREA: variable categórica con 17 niveles en datos de observadores a bordo y 16 niveles en estadística pesquera). Debido a que los valores de CPUE provenientes de un mismo buque (BUQUE: variable categórica con 6 niveles) y de una misma unidad año-área (AÑO × ÁREA) estarían correlacionados entre sí, dichos factores se incluyeron dentro de la estructura de la componente aleatoria del modelo.

La estimación de los parámetros de los MLM se realizó mediante parametrización sigma-restrictiva (Hernández 2004). La selección de modelos, tanto en sus estructuras fijas como aleatorias, se realizó siguiendo el protocolo propuesto por Zuur et al. (2009). Como marco inferencial, se utilizó la teoría de información y se aplicó el criterio de Akaike (1973) (AIC) para la selección del mejor modelo (Burnham y Anderson 2002). Una vez obtenidos los modelos finales, se analizaron los puntos atípicos de los mismos y se eliminaron aquellos que fueran significativos.

Se evaluó la significancia de los factores fijos y se calculó el grado de bondad de ajuste y las varianzas explicadas por las componentes fija y aleatoria de los modelos mediante el coeficiente de determinación marginal,  $R^2_m$ , que representa la varianza explicada por la componente fija y el condicional,  $R^2_c$ , que se interpreta como la varianza explicada por ambas componentes, la fija y la aleatoria (Nakagawa y Schielzeth 2013).

Se realizó un análisis de residuales sobre el modelo completo (Bolker et al. 2009; Zuur et al. 2009), a fin de validar los supuestos de los MLM. Con el fin de evaluar la variabilidad de los efectos aleatorios, se identificaron y aislaron las combinaciones lineales con menor sesgo (BLUP) y se estimó el valor del intercepto para cada nivel de los efectos aleatorios (Bates y Maechler 2009; Bates 2010).

Por último, se procedió a la extracción y análisis de los valores medios de la CPUE estandarizados y límites de sus respectivos intervalos de confianza correspondientes al factor AÑO. A fines comparativos, se analizaron y compararon los valores de CPUE estimados de cada modelo y a su vez, se contrastó con el modelo utilizado hasta la actualidad estimado por Zatterri y Giussi (2019), este último realizado a partir de información extraída de la estadística pesquera. Para ello, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre valores de CPUE estimados a partir de los diferentes modelos. Para comparar las tendencias generales, se ajustaron regresiones lineales a las CPUE estandarizadas por cada modelo y se compararon las pendientes a través del cociente de verosimilitud. Además, para comparar la tendencia año a año, se graficaron los residuales de cada regresión.

Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando la plataforma de programación R versión 3.6.1 (R Core Team 2019). Las pruebas fueron de dos colas con un nivel de significancia de  $P \leq 0,05$ .

---

## RESULTADOS

---

### Estimación y diagnóstico de modelos

Se incluyeron 11.687 datos provenientes de observadores a bordo en el modelo lineal mixto (MLM<sub>OBS</sub>). Estos datos pertenecieron a seis buques surimeros que operaron sobre 17 áreas (Figura 1 A). Fueron excluidas 21 áreas que no cumplieron con los criterios de selección. Del

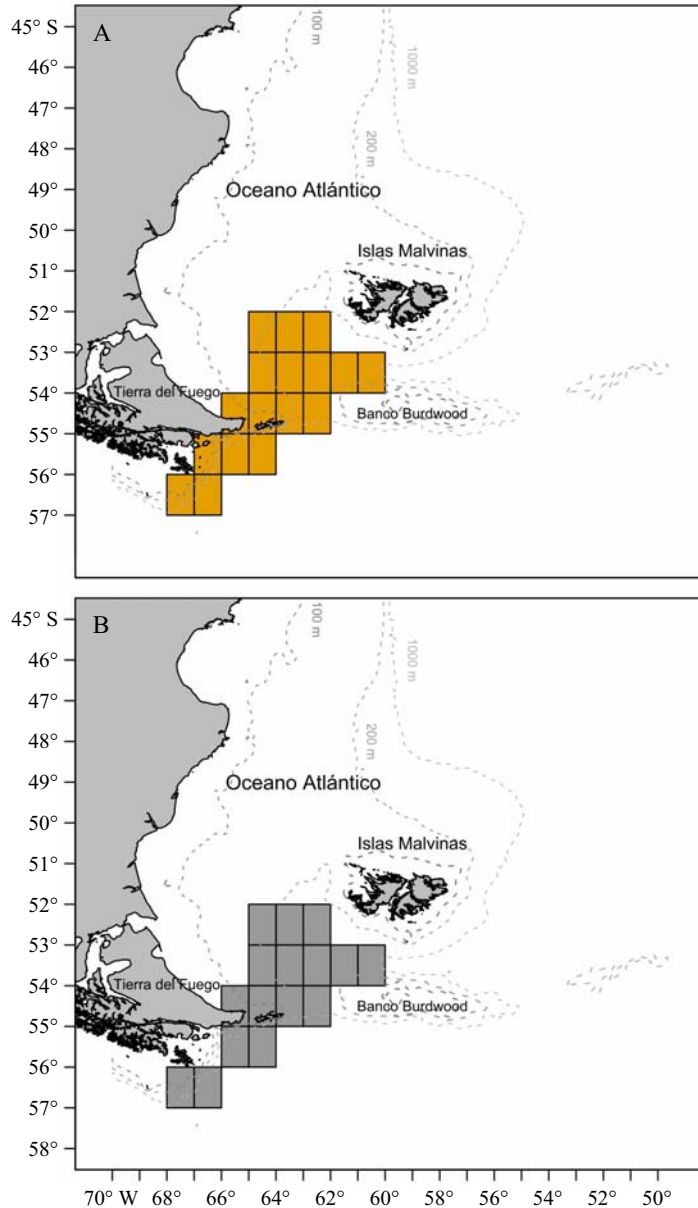


Figura 1. Mapa que indica las áreas (rectángulos estadísticos) incluidas en los modelos lineales mixtos (MLM) a partir de la información proveniente de observadores a bordo (A) y la información proveniente de la estadística pesquera (B).  
 Figure 1. Areas (statistical rectangles) included in the linear mixed models (LMM) from information from observers on board (A), and information from fishery statistics (B).

total de registros de la estadística oficial, 2.044 resultaron aptos para su posterior análisis e inclusión en el MLM (MLM<sub>EST</sub>), correspondientes a seis buques surimeros, que operaron sobre

16 áreas (Figura 1 B). En este caso se excluyeron 15 áreas que no cumplieron con la cantidad de registros.

Respecto de la selección de la componente

aleatoria óptima, a partir de la comparación de modelos con distinta componente aleatoria y considerando la misma componente fija, el modelo más complejo que incluyó el factor aleatorio BUQUE y la interacción aleatoria AÑO × ÁREA resultó ser el mejor con ambas fuentes de información (Tabla 1). Al realizar la selección de la estructura en la componente fija, el modelo que incluyó todas las variables tuvo un peso relativo de aproximadamente el 100%, por lo que fue elegido como el que mejor explicó la variabilidad de la CPUE. Esto fue observado para ambos modelos considerados (Tabla 2).

Los modelos ajustados quedaron definidos de la siguiente manera:

$$\ln(CPUE_{ijkl}) = \text{Intercepto} + AÑO_i + MES_j + \text{ÁREA}_k + (BUQUE_l) + (AÑO_i \times \text{ÁREA}_k) + \varepsilon_{ijkl}$$

siendo:

$$\begin{aligned} \varepsilon_{ijkl} &\sim N(0, \sigma_\varepsilon); \\ (BUQUE_l) &\sim N(0, \sigma_{BUQUE_l}); \\ (AÑO_i \times \text{ÁREA}_k) &\sim N(0, \sigma_{AÑO_i \times \text{ÁREA}_k}). \end{aligned}$$

El grado de bondad de ajuste de ambos modelos fue bueno (MLM<sub>OBS</sub>: R<sup>2</sup><sub>m</sub> = 0,27, R<sup>2</sup><sub>c</sub> = 0,46; MLM<sub>EST</sub>: R<sup>2</sup><sub>m</sub> = 0,26, R<sup>2</sup><sub>c</sub> = 0,38). La varianza explicada por la componente aleatoria en el MLM<sub>OBS</sub> fue del 41% y del 31% en el MLM<sub>EST</sub>. Todos los factores incluidos en ambos modelos resultaron estadísticamente significativos (MLM<sub>OBS</sub>: F<sub>AÑO</sub> = 6,63, gl = 25, p < 0,001, F<sub>MES</sub> = 65,51, gl = 11, p < 0,001; F<sub>ÁREA</sub> = 18,37, gl = 16, p < 0,001; MLM<sub>EST</sub>: F<sub>AÑO</sub> = 9,60, gl = 25, p < 0,001, F<sub>MES</sub> = 23,92, gl = 11, p < 0,001; F<sub>ÁREA</sub> = 9,33, gl = 15, p < 0,001).

No se observó tendencia o patrón en los errores de los modelos, lo que indicó que se cumpliría de forma aceptable el supuesto de homocedasticidad (Figura 2). La gráfica de la probabilidad normal de los residuos evidenció una cierta aproximación a la distribución normal. En ambos modelos, la mayoría de los residuos se encontraron sobre la línea teórica de normalidad, excepto en el extremo inferior izquierdo donde los puntos se alejaron del intervalo de confianza (Figura 2).

Al analizar los efectos aleatorios en ambos modelos, se observó que para el factor BUQUE

Tabla 1. Número de parámetros (k<sub>p</sub>), delta de AIC (ΔAIC) y peso relativo (ω<sub>i</sub>) de los modelos aplicados a la polaca, con diferentes estructuras aleatorias. En todos los modelos, los factores fijos fueron AÑO, MES y ÁREA. El AIC del mejor modelo (en negrita) del MLM<sub>OBS</sub> fue 45.361,5 y el del MLM<sub>EST</sub> 6.318,3. El signo “-” representa la modelo sin variables aleatorias (ML).

Table 1. Number of parameters (k<sub>p</sub>), AIC delta (ΔAIC) and relative weight (ω<sub>i</sub>) of models applied to the Southern blue whiting with different random structures. Fixed factors were YEAR, MONTH and AREA in all models. AIC of the best model (bold) of MLM<sub>OBS</sub> was 45,361.5 and that of MLM<sub>EST</sub> was 6,318.3. Sign “-” represents the model without random variables (ML).

Modelo	Factor aleatorio	k <sub>p</sub>	ΔAIC	ω <sub>i</sub>
MLM <sub>OBS</sub>	<b>BUQUE + AÑO × ÁREA</b>	<b>56</b>	<b>0,00</b>	<b>1,000</b>
	AÑO × ÁREA	55	717,02	0,000
	BUQUE	55	949,21	0,000
	-	54	1.550,22	0,000
MLM <sub>EST</sub>	<b>BUQUE + AÑO × ÁREA</b>	<b>55</b>	<b>0,00</b>	<b>0,996</b>
	BUQUE	54	10,86	0,004
	-	53	52,17	0,000
	AÑO × ÁREA	54	182,52	0,000

Tabla 2. Número de parámetros ( $k_p$ ), delta de AIC ( $\Delta AIC$ ) y peso relativo ( $\omega_i$ ) de los distintos modelos, aplicados a la polaca. En todos los modelos, las variables aleatorias fueron BUQUE y la interacción AÑO  $\times$  ÁREA. El AIC del mejor modelo (en negrita) del  $MLM_{OBS}$  fue 45.275,5 y el del  $MLM_{EST}$  6.192,8.

Table 2. Number of parameters ( $k_p$ ), AIC delta ( $\Delta AIC$ ) and relative weight ( $\omega_i$ ) of different models applied to the Southern blue whiting. Random variables were VESSEL and the YEAR  $\times$  AREA interaction in all models. AIC of the best model (bold) of  $MLM_{OBS}$  was 45,275.5 and that of  $MLM_{EST}$  was 6,192.8.

Modelos	Factores fijos	$k_p$	$\Delta AIC$	$\omega_i$
$MLM_{OBS}$	<b>AÑO + MES + ÁREA</b>	<b>56</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>
	MES + ÁREA	31	101,09	0
	AÑO + MES	40	196,72	0
	MES	15	237,72	0
	AÑO + ÁREA	45	686,44	0
	ÁREA	20	788,98	0
	AÑO	29	836,58	0
	NULO	4	887,83	0
$MLM_{EST}$	<b>AÑO + MES + ÁREA</b>	<b>55</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>
	AÑO + MES	40	118,43	0
	MES + ÁREA	30	173,96	0
	MES	44	221,44	0
	AÑO + ÁREA	15	221,70	0
	AÑO	29	331,43	0
	ÁREA	19	375,27	0
	NULO	4	421,61	0

se encontraron predicciones de los niveles y sus intervalos de confianza ubicados en lados opuestos de la línea del intercepto fijo, lo que demuestra variabilidad entre niveles. Para el caso de la interacción AÑO  $\times$  ÁREA en el  $MLM_{OBS}$ , se encontraron niveles e intervalos de confianza ubicados en lados opuestos del intercepto fijo, en cambio, en el  $MLM_{EST}$  las predicciones se encontraron en niveles opuestos del intercepto fijo, pero no así sus intervalos de confianza, los cuales lo incluyeron en su totalidad evidenciando poca variabilidad (Figura 3).

### Análisis de tendencias

En general, el comportamiento de los valores medios anuales de la CPUE estandarizada extraí-

dos a partir del  $MLM_{OBS}$  evidenció dos períodos, uno correspondiente a los años 1993-2004 con valores por encima de la media (1.212,39 kg h<sup>-1</sup>), y otro a los años 2005-2018 con valores por debajo de la misma (Figura 4 A). Los valores medios estandarizados de la CPUE por año a partir del  $MLM_{EST}$  evidenciaron tres períodos comprendidos entre los años 1993-2004, 2005-2014 y 2015-2018 (Figura 4 B). En el primer y último período, los valores medios de CPUE fueron mayores a la media general (2.322,4 kg h<sup>-1</sup>) mientras que en el segundo, estos valores fueron menores.

### Comparación de tendencias

El coeficiente de correlación de Pearson entre las CPUE estimadas a partir del  $MLM_{EST}$  y el

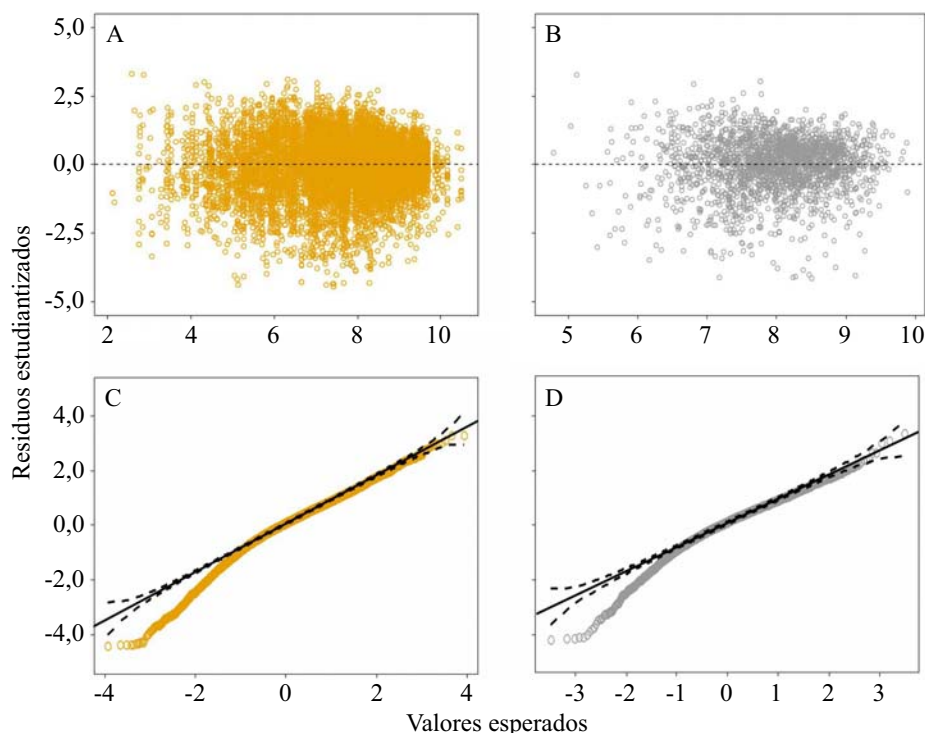


Figura 2. Distribución de los residuos estandarizados por sus desviaciones estándares respecto de los valores estimados a partir del  $MLM_{OBS}$  (A) y del  $MLM_{EST}$  (B) y qqplot de los residuos estandarizados respecto de los cuantiles teóricos a partir del  $MLM_{OBS}$  (C) y del  $MLM_{EST}$  (D). La línea recta continua indica la probabilidad teórica normal y la línea punteada sus intervalos de confianza del 95%.

Figure 2. Distribution of standardized residuals by their standard deviations with respect to the values estimated from  $MLM_{OBS}$  (A) and  $MLM_{EST}$  (B) and qqplot of standardized residuals with respect to the theoretical quantiles from  $MLM_{OBS}$  (C) and  $MLM_{EST}$  (D). Solid straight line indicates the normal theoretical probability and the dotted line its 95% confidence intervals.

$MLM_{OBS}$  fue de 0,62 y significativamente diferente de cero ( $t_{24} = 3,93$ ,  $p < 0,01$ ), lo que demostró una correlación positiva entre las mismas (Figura 5 A). Por otro lado, las correlaciones entre las CPUE medias estimadas a partir de los modelos construidos en este trabajo y las obtenidas a partir del modelo propuesto por Zavatteri y Giussi (2019), fueron positivas y significativamente diferentes de cero ( $r_{MLMObs} = 0,56$ ,  $t_{24} = 3,35$ ,  $p < 0,01$ ;  $r_{MLMest} = 0,92$ ,  $t_{24} = 12,08$ ,  $p < 0,001$ ; Figura 5 B y 5 C). No hubo diferencias significativas entre las pendientes estimadas en las tres estimaciones ( $\chi^2_1 = 1,08$ ,  $p = 0,58$ ; Figura 6 A) y la tendencia entre las tres estimaciones fue relativamente similar, excepto en 1993 y 1998 en

donde la tendencia de la CPUE estimada por el  $MLM_{OBS}$  fue contraria a las otras (Figura 6 B).

---

## DISCUSIÓN

---

En este trabajo se estandarizaron las capturas por unidad de esfuerzo de la polaca provenientes de dos fuentes de información empleando modelos lineales mixtos. Además, los índices así obtenidos fueron comparados entre sí y con el modelo que se desarrolla anualmente para estimar índices de abundancia de polaca en el INIDEP (Giussi y Zavatteri 2017; Zavatteri y Giussi 2018, 2019). Si



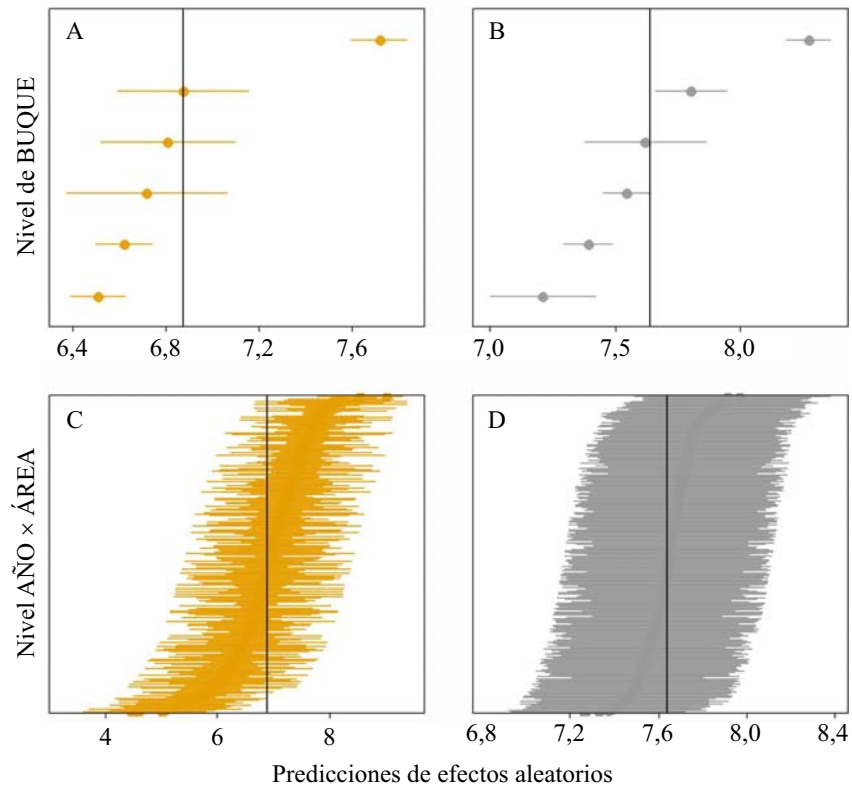


Figura 3. Gráfico de “oruga” de las predicciones de intercepto de los efectos aleatorios BUQUE a partir del  $MLM_{OBS}$  (A) y del  $MLM_{EST}$  (B) e interacción AÑO  $\times$  ÁREA a partir del  $MLM_{OBS}$  (C) y del  $MLM_{EST}$  (D) ajustados a polaca y sus intervalos de confianza del 95%. La línea vertical representa el intercepto fijo para cada modelo.

Figure 3. “Caterpillar” graph of the intercept predictions of the random effects VESSEL from  $MLM_{OBS}$  (A) and  $MLM_{EST}$  (B) and YEAR  $\times$  AREA interaction from  $MLM_{OBS}$  (C) and  $MLM_{EST}$  (D) adjusted to the Southern blue whiting and their 95% confidence intervals. Vertical line represents the fixed intercept for each model.

bien dicha comparación había sido realizada por Giussi et al. (2012), la construcción del índice de abundancia con MLM no había sido reportada para la especie en la Argentina hasta la actualidad. Estos tipos de modelos permiten mejorar la calidad del análisis, ya que pueden modelar la variabilidad aleatoria y la correlación de los errores. Esto resulta muy útil en el análisis de datos desbalanceados con pseudoréplicas o con algún tipo de estructura jerárquica o de agrupación, los cuales suelen estar presentes al elaborar índices de abundancia (Di Marco et al. 2019). Los modelos construidos con ambas fuentes de información que mejor explicaron la variabilidad de la CPUE incluyeron las mismas variables tanto en su estructura

fija como aleatoria. Ambos tuvieron un buen ajuste y la variación explicada fue mayor respecto de los índices de abundancia anteriores (Giussi y Zavatteri 2017; Zavatteri y Giussi 2018, 2019).

En el  $MLM_{OBS}$ , se observó una alta variación de la CPUE tanto entre buques como entre las interacciones AÑO  $\times$  ÁREA, por lo que se justificó la inclusión de dichas variables como aleatorias, mientras que, en el  $MLM_{EST}$  se observó variación entre buques, pero no así entre las interacciones AÑO  $\times$  ÁREA. Esto mismo se vio reflejado en la varianza explicada por la variable aleatoria, siendo un 41% del total en el  $MLM_{OBS}$  y un 31% del total en el  $MLM_{EST}$ . Esto podría ser debido a la cantidad de registros provenientes de ambas fuentes de

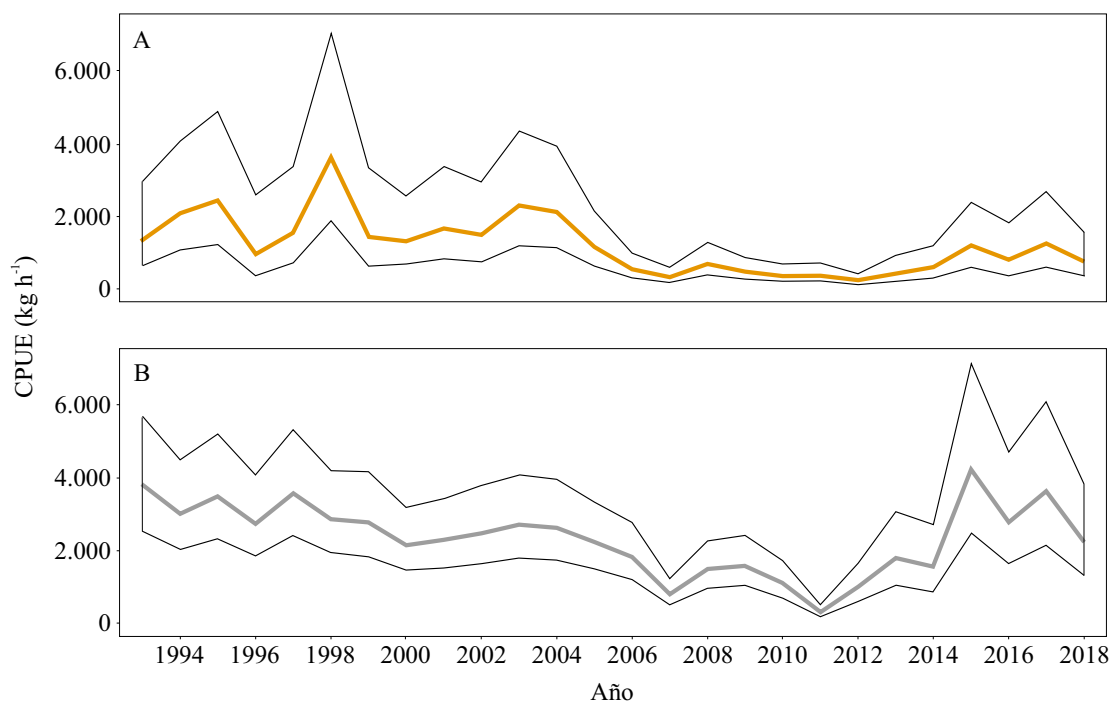


Figura 4. Valores medios e intervalos de confianza del 95% de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada, correspondientes al factor AÑO del  $MLM_{OBS}$  (A) y del  $MLM_{EST}$  aplicados a la polaca (B).

Figure 4. Mean values and 95% confidence intervals of the standardized catch per unit effort (CPUE) corresponding to YEAR factor of  $MLM_{OBS}$  (A) and  $MLM_{EST}$  applied to the Southern blue whiting (B).

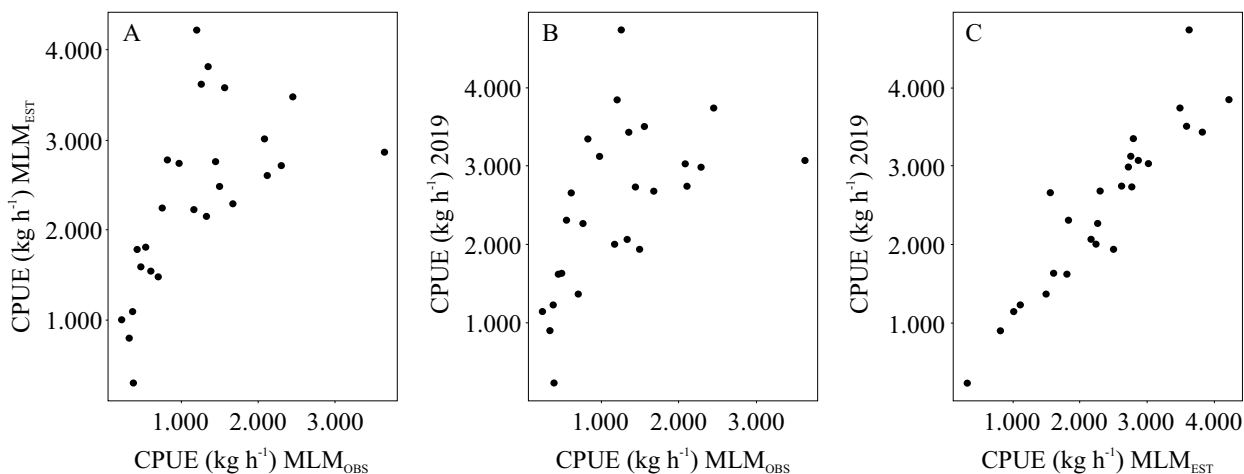


Figura 5. Diagrama de dispersión entre las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estimadas a partir del  $MLM_{OBS}$  versus el  $MLM_{EST}$  (A), el  $MLM_{OBS}$  versus el ML estimado por Zavatteri y Giussi (2019) (B) y el  $MLM_{EST}$  versus el ML estimado por Zavatteri y Giussi (2019) (C).

Figure 5. Scatter diagram between the estimated catch per unit effort (CPUE) trends from  $MLM_{OBS}$  versus  $MLM_{EST}$  (A),  $MLM_{OBS}$  versus ML estimated by Zavatteri and Giussi (2019) (B), and  $MLM_{EST}$  versus estimated ML by Zavatteri and Giussi (2019) (C).

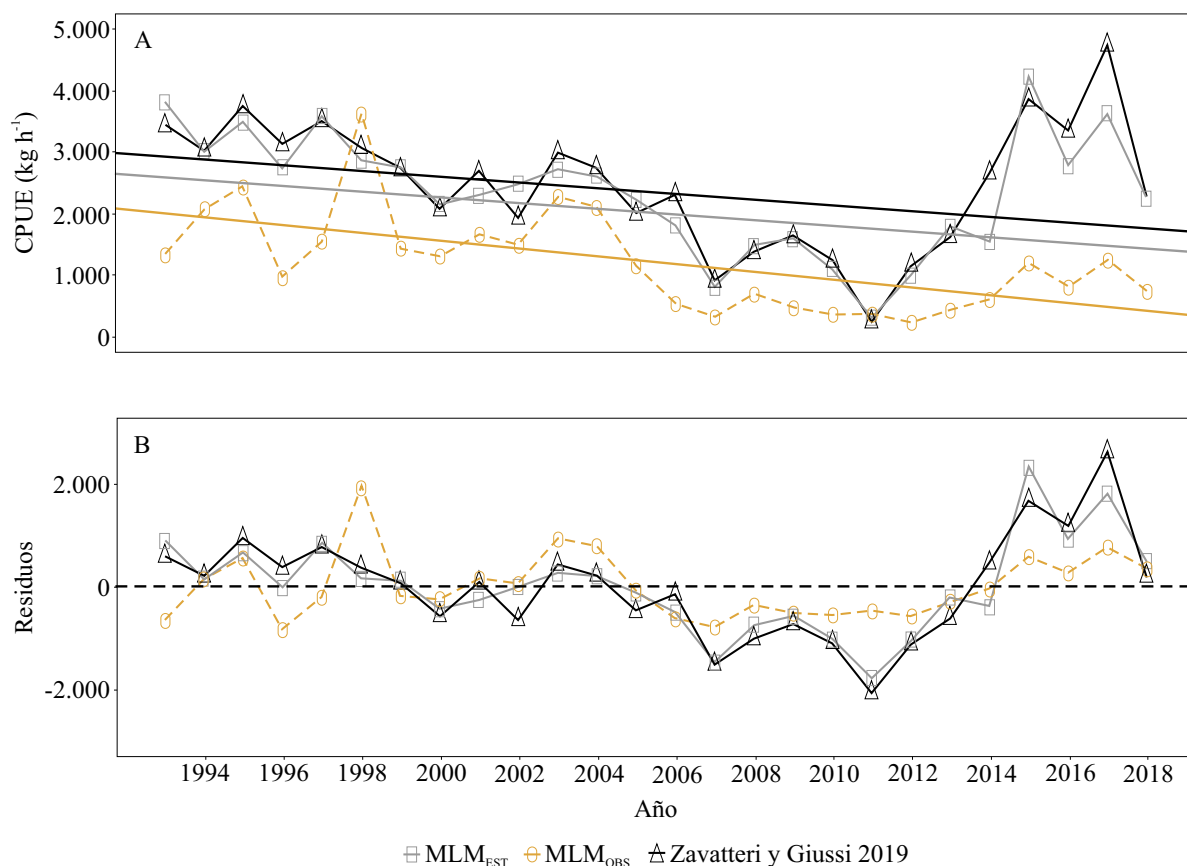


Figura 6. Comparación de tendencias de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) estimadas a partir del  $MLM_{OBS}$ , el  $MLM_{EST}$  y el ML estimado por Zavatteri y Giussi (2019). A) CPUE estandarizadas y sus respectivas líneas de tendencias estimadas. B) Comparación de los residuales para cada tendencia, la línea punteada horizontal representa la media de los residuales.

Figure 6. Comparison of trends in the estimated catch per unit effort (CPUE) from  $MLM_{OBS}$ ,  $MLM_{EST}$  and ML estimated by Zavatteri and Giussi (2019). A) Standardized CPUE and their respective estimated trend lines. B) Comparison of the residuals for each trend, horizontal dotted line represents the mean of the residuals.

información, las cuales son mayores en los datos tomados por los observadores a bordo de buques comerciales que las obtenidas por los partes de pesca, lo que conduciría a una estimación más representativa de la CPUE, explicando así una mayor variabilidad de los datos observados.

En cuanto a los valores medios de CPUE estandarizado por año a partir del  $MLM_{OBS}$ , se registró una alta variabilidad entre 1993 y 2005, año a partir del cual la tendencia se mostró más estable. En el caso de los valores medios por año estimados por el  $MLM_{EST}$  en contraposición con los

estimados por el  $MLM_{OBS}$ , se observó una variabilidad menor durante el primer período comprendido entre 1993 y 2006. Sin embargo, a pesar de las diferencias interanuales en los valores medios de CPUE estimados con ambos modelos, la tendencia general resultó similar. De igual forma, las CPUE medias estimadas a partir de los modelos lineales mixtos planteados utilizando ambas fuentes de información tuvieron una alta correlación con los valores obtenidos por Zavatteri y Giussi (2019) a partir de un modelo lineal. Esto indicaría que el enfoque mediante modelos

mixtos no generaría un cambio sobre la tendencia de los índices de abundancia estimados a través de modelos lineales simples.

Por otro lado, teniendo en cuenta que para la realización del  $MLM_{EST}$  y el ML estimado por Zavatzer y Giussi (2019) se utilizó la misma base de datos, la relación entre las CPUE así estimadas resultaría de gran utilidad a modo comparativo. La tendencia entre estos dos modelos fue muy similar, con un alto nivel de correlación, aunque la tendencia estimada por el  $MLM_{EST}$  fue menos variable. Además, el ajuste del  $MLM_{EST}$  fue mejor y utilizó una menor cantidad de parámetros, contribuyendo así a una mayor parsimonia del modelo.

Debido a lo anterior, se podría concluir que la aplicación de MLM mejoró el ajuste de los modelos lineales utilizados hasta el momento sin variar abruptamente la tendencia estimada, lo cual permitiría predecir con mayor exactitud los valores medios de CPUE estandarizados a lo largo de los años. El  $MLM_{OBS}$  mostró un mejor ajuste que es explicado por el mayor número de registros y mayor variabilidad de los datos respecto del  $MLM_{EST}$ . Teniendo en cuenta las debilidades y fortalezas en cuanto a la representatividad de las dos fuentes de información consideradas, se recomienda utilizar ambas para lograr estimaciones más certeras y mejorar la calibración de los modelos de evaluación empleados en la estimación de abundancia de la especie.

---

#### AGRADECIMIENTOS

---

Los autores agradecen a la Dra. Analía Giussi por la lectura y aportes realizados al manuscrito. A los integrantes del “Programa de Pesquerías de Peces Demersales, Australes y Subantárticos”, por la colaboración. También queremos agradecer a los tres revisores anónimos, quienes con sus comentarios y sugerencias ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo. Contribución INIDEP N° 2217.

---

#### REFERENCIAS

---

- AGUAYO M, CHONG J, PAYÁ I. 2010. Edad, crecimiento y mortalidad natural de merluza de tres aletas, *Micromesistius australis* en el Océano Pacífico suroriental. Rev Biol Mar Oceanogr. 45: 723-735.
- AKAIKE H. 1973. Information theory and an extension of the Maximum Likelihood Principle. En: PETROV, BN, CSAKI F, editores. Second International Symposium on Information Theory. p. 267-281.
- BATES D. 2010. lme4: mixed-effects modeling with R. <http://lme4.r-forge.r-project.org/book>.
- BATES D, MAECHLER M. 2009. lme4 Linear Mixed-Effects Models Using S4 Classes. R package version 0.999375-32.
- BOLKER B, BROOKS M, CLARK C, GEANGE S, POULSEN J, STEVENS HS, WHITE J. 2009. Generalized Linear Mixed Models: a practical guide for ecology and evolution. Trends Ecol Evol. 24 (3): 127-135.
- BURNHAM KP, ANDERSON DR. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2da ed. Nueva York: Springer. 488 p.
- CÉSPEDES R, ADASME L, GÁLVEZ P, BORÉ D, TASCHERI R, MONTENEGRO C, BRAVO C, ROBOTHAM H, ZULETA A. 1998. Análisis de la pesquería de merluza de tres aletas en la zona sur-austral. Informe Final Proyecto FIP 1996-39. Fondo de Investigación Pesquera, Valparaíso, Chile.
- CHIECHOMSKY JD, ERLICH MD, LASTA CA, SÁNCHEZ RP. 1981. Distribución de huevos y larvas de peces en el Mar Epicontinental Argentino y evaluación de los efectivos desovantes de anchoíta y merluza. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 383: 59-79.
- COHEN D, INADA T, IWAMOTO T, SCIALABBA N. 1990. Gadiform fishes of the world (Order

- Gadiformes). FAO Species Catalogue. FAO Fish Synop. 125 (10): 1-442.
- CORDO HD, WÖHLER OC. 1998. Estimación de índices de abundancia de la polaca (*Micromesistius australis*) a partir de información proveniente de la flota comercial argentina. Inf Téc INIDEP N° 119/1998. 14 p.
- COUSSEAU MB. 1993. Las especies del Orden Gadiformes del Atlántico Sudamericano comprendido entre 34° y 55°S y su relación con las de otras áreas. *Frent Marít.* 13 (A): 7-108.
- CRAWLEY MJ. 2002. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus. Chichester: John Wiley and Sons Ltd. 772 p.
- DI MARCO E, TROCCOLI G, MARTÍNEZ PA. 2019. Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) derivada de la flota arrastrera argentina mediante la aplicación de un modelo lineal mixto. Período 2010-2017. Inf Invest INIDEP N° 65/2019. 19 p.
- GIUSSI AR, DI MARCO E, WÖHLER O, ZAVATTERI A. 2012. Validation of statistics cpue index of southern blue whiting (*Micromesistius australis*) by scientific observer data. 6th World Fisheries Congress "Sustainable Fisheries in a Changing World" (Sexto Congreso Mundial de Pesquerías); 7 y 11 de mayo de 2012; Edimburgo, Escocia. Presentación en formato póster electrónico.
- GIUSSI AR, DI MARCO E, ZAVATTERI A, WÖHLER O. 2013. Estimación del índice de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos. Período 1992-2012. Inf Téc INIDEP N° 24/2013. 11 p.
- GIUSSI AR, ZAVATTERI A. 2017. Estimación del índice de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos. Período 1992-2016. Inf Téc INIDEP N° 27/2017. 12 p.
- GIUSSI AR, ZAVATTERI A, DI MARCO E. 2016. Estimación del índice de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos. Período 1992-2014. Inf Téc INIDEP N° 3/2016. 10 p.
- GORINI FL, GIUSSI AR. 2018. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 2005-2017). Inf Téc INIDEP N° 25/2018. 62 p.
- GORINI FL, GIUSSI AR. 2019. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 2006-2018). Inf Téc INIDEP N° 33/2019. 62 p.
- HERNÁNDEZ DR. 2004. Estimación de índices de abundancia relativa, estimación del poder de pesca y estandarización del esfuerzo a partir de modelos multiplicativos. Notas de Divulgación Año 2004. Revisión y ampliación de notas del 2002. Biblioteca INIDEP. 55 p.
- KOCK KH, DUHAMEL G, HUREAU JC. 1985. The biology and present status of exploited Antarctic fish stocks: a review. *Biomass Sci Ser.* 6: 1-143.
- LILLO S, CÉSPEDES R, BARBIERI M. 1999. Evaluación directa del stock de merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y monitoreo de sus procesos biológicos y migratorios. Informe Final, IFOP. 48 p.
- LILLO S, CÉSPEDES R, OJEDA V, SAAVEDRA A. 2005. Evaluación hidroacústica del stock parental de merluza de tres aletas en su unidad de pesquería, año 2004 (Fase I). Informe Final, Proyecto FIP 2004-08-1: 1-104.
- NAKAGAWA S, SCHIELZETH H. 2013. A general and simple method for obtaining  $R^2$  from Generalized Linear Mixed-effects Models. *Methods Ecol Evol.* 4: 133-142.
- PERROTTA, RG. 1982. Distribución y estructura poblacional de la polaca (*Micromesistius australis*). *Rev Invest Desarr Pesq.* 3: 35-50.
- PINHEIRO JC, BATES DM. 2000. Mixed-effects models in S and S-PLUS. Nueva York: Springer. 528 p.
- R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation



- for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- WEISS G. 1974. Hallazgo y descripción de larvas de polaca (*Micromesistius australis*) en aguas del sector patagónico (Pisces, Gadidae). *Physis A*. 33 (87): 537-542.
- WÖHLER OC, CASSIA MC, HANSEN JE. 2004. Caracterización biológica y estado de explotación de la polaca (*Micromesistius australis*). EN: SÁNCHEZ RP, BEZZI SI, editores. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP): 283-305.
- WÖHLER OC, CORDO HD, HANSEN JE, CASSIA MC. 2001. Análisis secuencia de la población de polaca (*Micromesistius australis*) en el período 1987-1997, ajustado con valores de rendimiento por unidad de esfuerzo de pesqueros comerciales. *Rev Invest Desarr Pesq*. 14: 37-56.
- WÖHLER OC, HANSEN JE, CASSIA MC, CORDO HD. 2007. Evaluación de polaca (*Micromesistius australis*) en el Atlántico Sudoccidental. Período 1987-2001. *INIDEP Inf Téc*. 62: 27-52.
- ZAVATTERI A, GIUSSI AR. 2018. Estimación del índice de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos. Período 1992-2017. *Inf Téc INIDEP N° 42/2018*. 11 p.
- ZAVATTERI A, GIUSSI AR. 2019. Estimación del índice de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos. Período 1992-2018. *Inf Téc INIDEP N° 50/2019*. 12 p.
- ZUUR AF, IENO EM, SMITH GM. 2007. *Analysing ecological data*. Nueva York: Springer. 672 p.
- ZUUR AF, IENO EN, WALKER N, SAVELIEV A, SMITH G. 2009. *Mixed Effect Models and extensions in ecology with R*. doi:10.1007/978-0-387-87458-6

ORIGINAL RESEARCH

## Actividad antimicrobiana de diferentes extractos obtenidos a partir de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*)

ANDREA L. SALOMONE\*

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



**RESUMEN.** El uso excesivo de antibióticos en medicina, producción animal, agricultura y alimentos, ha contribuido a la aparición de patógenos resistentes a los antibióticos convencionales, haciendo necesaria la búsqueda de nuevos compuestos a partir de fuentes naturales y seguras. Ciertos péptidos de bajo peso molecular, con potencial actividad antimicrobiana, poseen alta especificidad para organismos procariotas y baja o nula toxicidad para los eucariotas. Los invertebrados marinos son una fuente posible para su obtención, ya que poseen un sistema inmune innato muy efectivo el cual es la primera línea de defensa frente a bacterias, hongos y virus. Una forma de obtenerlos es mediante la extracción con diferentes tipos de solventes que permiten mantener la función efectora de estas moléculas luego de su aislamiento. En este trabajo, a partir ejemplares de *Zygochlamys patagonica* se obtuvieron extractos con diferentes solventes y se compararon los rendimientos con el método control para la aislación de péptidos y proteínas. Se evaluó la concentración inhibitoria mínima (CIM) y la actividad antimicrobiana por medio de la determinación del porcentaje de inhibición del crecimiento de todos los extractos obtenidos sobre bacterias Gram positivas y Gram negativas, y se comparó su eficacia con un antibiótico comercial de amplio espectro. La CIM de los extractos provenientes de los tejidos de vieira (sin callos) fue de 2,5 mg ml<sup>-1</sup>, y la actividad antimicrobiana de los mismos fue comparable a la del antibiótico comercial de amplio espectro. De acuerdo con los resultados obtenidos, se recomienda utilizar etanol como método de extracción debido a su menor toxicidad y casi nula posibilidad de contaminación bacteriana durante el proceso. La identificación de estos péptidos podría contribuir a una futura aplicación biotecnológica.



**Palabras clave:** Péptidos antimicrobianos, bivalvos, vieira patagónica.

\*Correspondence:  
asalomone@inidep.edu.ar

Received: 23 April 2020  
Accepted: 30 June 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

**Antimicrobial activity of different extracts obtained from Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*)**

**ABSTRACT.** The excessive use of antibiotics in medicine, animal production, agriculture and food has contributed to the emergence of pathogens resistant to conventional antibiotics, making the search for new compounds from natural and safe sources necessary. Certain low molecular weight peptides with potential antimicrobial activity have high specificity for prokaryotic organisms and low or no toxicity to eukaryotes. Marine invertebrates are a tentative source for obtaining them, since they have a very effective innate immune system which is the first line of defense against bacteria, fungi and viruses. One way to obtain them is by extraction with different types of solvents, which allow maintaining the effector function of these molecules after their isolation. In this work, extracts with different solvents were obtained from *Zygochlamys patagonica* and yields were compared to those achieved by the isolation control method for peptides and proteins. Minimum inhibitory concentration (MIC) and antimicrobial activity were evaluated by determining the percentage of growth inhibition of all extracts obtained on Gram-positive and Gram-nega-

tive bacteria, and their efficacy was compared with a conventional antibiotic. MIC of the extracts from scallop tissues (without calluses) was 2.5 mg ml<sup>-1</sup>, and their antimicrobial activity was comparable to that of a commercial broad-spectrum antibiotic. According to the results, it is recommended to use ethanol as an extraction method due to its lower toxicity and almost zero possibility of bacterial contamination during the process. The identification of these peptides could contribute to a future biotechnological application.

**Key words:** Antimicrobial peptides, bivalves, Patagonian scallop.

---

## INTRODUCCIÓN

---

Los antibióticos constituyen un grupo heterogéneo de sustancias que ejercen una acción específica sobre alguna estructura o función metabólica de un determinado microorganismo. En los últimos años, el uso excesivo e incontrolado de antibióticos en medicina, producción animal, agricultura y en la conservación de productos alimenticios, ha contribuido en gran medida a la aparición de patógenos resistentes a los antibióticos convencionales. Frente a esta problemática, la búsqueda de nuevos antibióticos se ha convertido en un gran desafío para la biotecnología y la industria farmacéutica, existiendo un gran interés en encontrar este tipo de moléculas a partir de fuentes naturales y ecológicamente seguras (Kim y Mendis 2006; Shahidi y Zhong 2008; Lordan et al. 2011; Najafian et al. 2012; Bahar y Ren 2013; Wang et al. 2017).

Una clase de moléculas que poseen actividad antimicrobiana son los péptidos de bajo peso molecular, que pueden ser naturales (Sharma et al. 2009; Sugesh y Mayavu 2013; Boulet et al. 2019), sintéticos o generados a partir de diferentes procesos de hidrólisis, tanto química como enzimática (Ryan et al. 2011; Ennaas et al. 2015; Hou et al. 2017; Salomone y Massa 2018). Diversos estudios muestran que la mayoría de estos péptidos poseen funciones antimicrobianas (bactericidas o bacteriostáticas) contra varias cepas Gram negativas y positivas, siendo potencialmente útiles en la industria alimentaria y en la farmacéutica. En la actualidad, los péptidos antimicrobianos son algunas veces preferidos a los antibió-

ticos convencionales para uso medicinal y alimentario debido a que eliminan las bacterias más rápidamente, su actividad no se ve afectada por los mecanismos de resistencia a los antibióticos, poseen alta especificidad para organismos procariontas y baja o nula toxicidad para los eucariotas (Shahidi y Zhong 2008; Najafian y Babji 2012).

Estos péptidos son moléculas anfifílicas o anfipáticas menores a 10 kDa con alto contenido de lisina y arginina que les confieren carga neta positiva (Tincu y Taylor 2004; Hancock et al. 2006; Lemus et al. 2016; Kuppusamy et al. 2019). Uno de los mecanismos de acción por el cual estas moléculas ejercen su función sobre los microorganismos, se debe a la unión de su carga neta positiva con la carga neta negativa de la superficie lipídica microbiana a través de interacciones electrostáticas que permeabilizan la membrana bacteriana. Estas interacciones provocan un desplazamiento de cationes divalentes (Mg<sup>+2</sup> y Ca<sup>+2</sup>), facilitando la formación de áreas desestabilizadas en la membrana y promoviendo la translocación del péptido a su interior. De esta manera, inducen la lisis celular directa o la perturbación de la membrana permitiendo la salida de componentes celulares (Gutiérrez y Orduz 2003; Kuppusamy et al. 2019).

Los organismos marinos son un importante recurso para la obtención de moléculas bioactivas. En particular los invertebrados, que poseen un sistema inmune innato muy efectivo el cual es la primera línea de defensa frente a bacterias, hongos y virus. Es un mecanismo de reconocimiento de patógenos poco específico, que genera respuestas tanto a nivel celular como humoral, en donde los péptidos de bajo peso molecular son su principal defensa frente a potenciales patógenos.

Cuando se dispara la inmunidad humoral, se sintetizan componentes antimicrobianos, siendo los péptidos los que se encuentran en mayor proporción. En moluscos bivalvos, éstos se encuentran en la hemolinfa y en tejidos y órganos que están expuestos a potenciales patógenos (Tincu y Taylor 2004; Sharma et al. 2009; Bahar y Ren 2013; Sugesh y Mayavu 2013). Estos péptidos antimicrobianos pueden estar codificados en el genoma o generarse como metabolito secundario. Por lo general se sintetizan como propéptidos que, luego de activarse, adoptan una estructura secundaria que les confiere su función efectora. Debido a esto, es importante aislarlos en su conformación natural a fin de que los métodos utilizados para su aislamiento no alteren la conformación que poseen dentro del organismo.

Las proteínas y péptidos pueden ser extraídos por diferentes métodos: agitación con abrasivos, homogeneización a alta presión, extrusión, shock osmótico, ciclos de congelación y descongelación, sonicación, extracciones con álcalis, detergentes, ácidos y sustancias caotrópicas. Sin embargo, este tipo de métodos llevan a la obtención de moléculas en forma desnaturalizada, siendo necesarios pasos posteriores para volver a obtener su conformación nativa (Tan y Yiap 2009). Otra forma de obtener péptidos naturales con potencial función antimicrobiana es mediante su extracción con diferentes tipos de solventes (Sharma et al. 2009; Sugesh y Mayavu 2013; Kiran et al. 2014; Injal et al. 2016; Abouzeed et al. 2018). La elección del proceso de extracción con solventes se basa en que, dependiendo de la temperatura y del solvente utilizado, se pueden extraer los péptidos de forma tal que no sufran modificaciones estructurales con respecto a la conformación que poseen naturalmente en un determinado organismo, manteniendo su función efectora intacta (Tincu y Taylor 2004; Hancock et al. 2006; Lemus et al. 2016; Kuppusamy et al. 2019).

Una de las pesquerías certificadas más importantes a nivel comercial en la Argentina es la de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*), que

cumple con la Norma de Sostenibilidad y Conservación del Ambiente ([www.msc.org](http://www.msc.org)). Sin embargo, durante el procesamiento de las capturas para la producción de callos congelados en los buques pesqueros, se genera una gran cantidad de biomasa de descarte, que si no es tratado adecuadamente contribuyen a la contaminación ambiental (Schwartz y Campodónico 2017; Campodónico et al. 2019).

El funcionamiento del sistema inmunológico de bivalvos, la problemática ambiental relacionada con los descartes de la pesquería de *Z. patagonica* y la capacidad bioactiva de péptidos que fueron aislados en otras especies de bivalvos (Sharma et al. 2009; Bahar y Ren 2013; Sugesh y Mayavu 2013; Pachaiyappan et al. 2014), se combinan en este trabajo como punto de partida para la obtención de estas moléculas bioactivas con propiedades antimicrobianas. Para esto, se realizaron extracciones de péptidos utilizando diferentes solventes a partir de dos subgrupos de tejidos de *Z. patagonica*. Se compararon los rendimientos de cada extracto, y se evaluó la actividad antimicrobiana de los mismos con respecto a un método control para el aislamiento de péptidos y proteínas. Finalmente, se evaluó la actividad antimicrobiana de todos los extractos sobre cuatro especies bacterianas utilizando un antibiótico comercial como control.

---

## MATERIALES Y MÉTODOS

---

### Obtención de extractos

Los ejemplares de *Z. patagonica* utilizados para realizar los extractos fueron recolectados durante 2018 por los buques comerciales “Miss Tide” (43° 55' 00" S- 60° 04' 50" W) y “Atlantic Surf III” (45° 00' 30" S-60° 15' 00" W). Las vieiras se mantuvieron en cautiverio en acuarios con filtros biológicos a  $7 \pm 1$  °C. A medida que se iban produciendo las muertes de forma natural,

los ejemplares se almacenaron a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  para representar lo mejor posible el tratamiento durante su procesado. Al momento de su utilización, ocho vieiras fueron descongeladas a temperatura ambiente, lavadas con agua destilada estéril, y posteriormente los callos fueron separados del resto de los tejidos blandos. Se homogeneizaron separadamente los callos por un lado y el resto de los tejidos por otro, para finalmente someter a ambos grupos a las extracciones con los diferentes solventes, conformando así dos subgrupos de tejidos.

Las extracciones se llevaron a cabo con etanol, metanol, acetona y agua por maceración en recipientes de vidrio color ámbar durante cinco días a  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ , utilizando  $0,5\text{ g}$  de muestra húmeda por cada  $1\text{ ml}$  de solvente, homogeneizando manualmente los tejidos periódicamente. Los homogenatos se filtraron con papel Whatman N° 1, se recolectaron los eluatos y se evaporaron los solventes en estufa a  $60 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta peso constante (modificado de Injal et al. 2014; Kiran et al. 2014; Pachaiyappan et al. 2014; Abouzeed et al. 2018). Como método de referencia y control positivo de las extracciones, se utilizó ácido acético para su solubilización (compatible químicamente con la acetona), y la posterior precipitación con acetona para su purificación (A/Ac). Para esto, se utilizó  $0,75\text{ g}$  de muestra húmeda por cada  $1\text{ ml}$  de ácido acético al 10%, se incubó por  $24\text{ h}$  a  $4 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  y se centrifugó a  $11.400\text{ g}$  durante  $15\text{ min}$ . El sobrenadante se traspasó a un tubo limpio, se le agregó  $3\text{ volúmenes}$  de acetona fría, se incubó por  $24\text{ h}$  a  $4 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  y se centrifugó a  $5.700\text{ g}$  durante  $15\text{ min}$  (modificado de Niu et al. 2019). El precipitado obtenido se secó en estufa a  $60 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta peso constante. Los sólidos recuperados con cada solvente fueron solubilizados en dimetilsulfóxido (DMSO) puro para obtener una concentración final de  $15\text{ mg ml}^{-1}$ , se esterilizaron mediante filtración con filtro de  $0,22\text{ }\mu\text{m}$  y se conservaron a  $-20 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta su uso. Todas las extracciones se realizaron por duplicado y el rendimiento se expresó como  $\text{g de sólidos/g de tejido húmedo}$ .

## Electroforesis en gel de agarosa

La separación electroforética de proteínas y péptidos se llevó a cabo en gel de agarosa al 5% ( $500\text{ mM}$  trizma base;  $160\text{ mM}$  ácido bórico;  $1\text{ M}$  Urea; 5% agarosa;  $\text{pH } 8,5$ ) en un dispositivo de electroforesis horizontal. La corrida electroforética se realizó en *buffer* TBS ( $90\text{ mM}$  trizma base;  $90\text{ mM}$  ácido bórico;  $0,1\%$  SDS;  $\text{pH } 8,5$ ) durante  $4\text{ h}$  a  $60\text{ V}$ , con refrigeración. Las muestras y las proteínas puras utilizadas como marcadores de peso molecular fueron mezcladas con *buffer* de siembra 2X ( $126\text{ mM}$  Trizma Base;  $4\%$  SDS;  $0,002\%$  azul de bromofenol;  $15\%$  glicerina;  $10\%$  ditiotreitol), calentadas a  $90\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante  $10\text{ min}$  y mantenidas a  $-20 \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta su uso. El gel fue teñido durante  $1\text{ h}$  ( $0,25\%$  *Coomasie Blue*;  $40\%$  metanol;  $10\%$  ácido acético), y se reveló con varios lavados en solución de decoloración ( $20\%$  metanol;  $5\%$  ácido acético) durante toda la noche (Wu y Kusukawa 1998; Kim et al. 2000; Kafle et al. 2018; Lonza Research, 2019).

## Ensayo de actividad antimicrobiana en medio líquido. Determinación de la concentración inhibitoria mínima

La concentración inhibitoria mínima (CIM) se define como la menor dilución de una determinada sustancia en la cual no se observa crecimiento de microorganismos. Para determinarla, se evaluó la capacidad antimicrobiana de cada extracto sobre diferentes especies bacterianas Gram positivas y negativas disponibles en el cepario del Gabinete de Genética Molecular y Microbiología del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) mediante el método estándar recomendado por la CLSI (Clinical and Laboratory Standards Institute) basado en Geis et al. (1983). El ensayo se efectuó en microplacas de cultivo de  $96\text{ pocillos}$  con fondo en U, en un volumen final de  $200\text{ }\mu\text{l}$ , con medio de cultivo LB (extracto de levadura  $0,5\%$ ; Peptona  $1\%$ ; cloruro de sodio  $1\%$ ;  $\text{pH} = 7$ ). Se realizaron diluciones



seriadas 1:2 de la solución de los extractos a evaluar, de manera que la concentración inicial en el primer pocillo fue  $5 \text{ mg ml}^{-1}$ . En cada pocillo se inocularon los diferentes cultivos bacterianos: *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Lactobacillus plantarum* y *Pseudomonas aeruginosa*, para obtener una concentración final de  $1 \times 10^4$  UFC  $\text{ml}^{-1}$  (Unidades Formadoras de Colonias). Se incluyeron los siguientes controles: negativos (Medio LB,  $1 \times 10^4$  UFC  $\text{ml}^{-1}$ ; Medio LB,  $1 \times 10^4$  UFC  $\text{ml}^{-1}$ , DMSO); positivo (LB,  $1 \times 10^4$  UFC  $\text{ml}^{-1}$ , Ampicilina  $5 \text{ mg ml}^{-1}$ ) y de contaminación (Medio LB; Medio LB, extractos). Las placas fueron incubadas a  $37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 24 h. Los ensayos se realizaron por duplicado y se determinó la CIM por observación a simple vista del crecimiento, o no, del microorganismo evaluado. Para confirmar la CIM y además calcular el porcentaje de inhibición del crecimiento, se escalaron los ensayos a un volumen final de 5 ml con incubación por 24 h a  $37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$  y agitación a 250 rpm, incluyendo los mismo controles detallados en el párrafo anterior. Se midió la densidad óptica (DO) a una longitud de onda de 600 nm y los resultados se expresaron como la media de los duplicados  $\pm$  desvío estándar.

### Cálculo del porcentaje de inhibición del crecimiento

Para comparar la capacidad antimicrobiana de los extractos que presentaron actividad con respecto a un antibiótico convencional a las 24 h de cultivo, se calculó el porcentaje de inhibición del crecimiento de cada extracto con respecto al antibiótico comercial ampicilina ( $5 \text{ mg ml}^{-1}$ ) como control positivo, mediante la fórmula:

$$\% \text{ IC} = [(A - B)/A] \times 100$$

dónde:

A =  $\text{DO}_{600}$  del cultivo bacteriano sin el extracto a ensayar o sin ampicilina;

B =  $\text{DO}_{600}$  del cultivo bacteriano con el extracto a ensayar o con ampicilina.

### Análisis estadísticos

Los análisis se llevaron a cabo utilizando el software GraphPad Prism (GraphPad Software, La Jolla California USA). Todos los ensayos se realizaron por duplicado y fueron analizados mediante ANOVA, con un intervalo de confianza del 95% ( $p < 0,05$ ) y se expresaron como la media  $\pm$  DE. Luego de haber rechazado la hipótesis nula de igualdad de medias mediante el análisis ANOVA, para la comparación de los rendimientos de sólidos extraídos y de los porcentajes de inhibición se utilizó el Test de Comparaciones Múltiples de Dunnett (1955), que compara el resultado de cada tratamiento con un único control. Los intervalos de confianza utilizados fueron de 95% para el análisis de los rendimientos ( $p < 0,05$ ), siendo el tratamiento control el método de extracción con ácido acético/acetona; y de 99,9% para el análisis de los porcentajes de inhibición del crecimiento bacteriano ( $p < 0,001$ ), donde el tratamiento control fue el antibiótico comercial ampicilina.

---

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

---

En este trabajo se compararon las actividades de péptidos que fueron extraídos con diferentes solventes con respecto a los extraídos por un método control, y a su vez con la actividad antimicrobiana de un antibiótico convencional.

Cuando se compararon los rendimientos de las extracciones de los tejidos sin callos con respecto al método control (A/Ac), no se encontraron diferencias significativas entre las extracciones con metanol y etanol, mientras que el rendimiento de sólidos utilizando agua y acetona resultaron menores (Tabla 1). En el caso de los callos, no hay diferencia significativa entre ninguno de los

Tabla 1. Rendimiento de las extracciones de sólidos de tejidos de *Zygochlamys patagonica* utilizando distintos solventes. Comparación respecto al control (ácido acético/acetona) mediante el test de Dunnett (1955). n.s.: no se encuentran diferencias ( $p < 0,05$ ); (-): menor rendimiento con respecto al control (\*). Los datos se expresan como g de sólidos recuperados/g de peso húmedo de tejido inicial (media  $\pm$  DE).

Tabla 1. Yield of solid extractions from *Zygochlamys patagonica* tissues using different solvents. Comparison with respect to the control (acetic acid/acetone) by Dunnett test (1955). n.s.: no differences found ( $p < 0.05$ ); (-): lower performance with respect to the control (\*). Data are expressed as g of solids recovered/g of initial tissue wet weight (mean  $\pm$  SD).

	Metanol	Etanol	Acetona	Agua	Ácido acético/acetona*
Tejidos s/ callos	0,0224 $\pm$ 0,0020 n.s.	0,0148 $\pm$ 0,0004 n.s.	0,0113 $\pm$ 0,0010 (-)	0,0105 $\pm$ 0,0020 (-)	0,0178 $\pm$ 0,0013
Callos	0,0184 $\pm$ 0,0007 n.s.	0,0143 $\pm$ 0,0012 n.s.	0,0121 $\pm$ 0,0016 n.s.	0,0131 $\pm$ 0,0040 n.s.	0,0157 $\pm$ 0,0090

cuatro métodos de extracción con respecto al control (Tabla 1).

Varios métodos son utilizados para evaluar la actividad antimicrobiana de diferentes compuestos mediante la determinación de la CIM. Dentro de estos métodos se encuentran el ensayo de difusión en agar, la técnica de difusión en disco y el ensayo en microplaca de cultivo (CLSI 2012). Este último fue utilizado en este trabajo, ya que no solo presenta menor error en la lectura visual, sino que puede confirmarse la CIM por espectrofotometría cuando se realiza el ensayo en un volumen mayor. La combinación de estos métodos de lectura dieron como resultado que todos los extractos obtenidos a partir de los tejidos sin callos de *Z. patagonica* presentaron actividad antimicrobiana frente *E. coli*, *B. subtilis*, *L. plantarum* y *P. aeruginosa*, donde la CIM para todos los casos fue de 2,5 mg ml<sup>-1</sup>, mismo valor obtenido luego de escalar los ensayos (Figura 1). El hecho de que los extractos obtenidos con metanol, etanol, acetona y agua se hayan comportado de la misma manera que el obtenido utilizando el método control, que es específico para la extracción de péptidos y proteínas, permite interpretar que todos ellos mayormente contienen péptidos de bajo peso molecular (Figura 2), y que los mismos son los responsables de la actividad antibacteriana. Estos resultados son consistentes con los

reportados por otros autores utilizando como materia prima otros bivalvos. Pachaiyappan et al. (2014) obtuvieron diferentes extractos utilizando solventes polares y no polares en *Meretrix casta*, los cuales presentaron actividad antimicrobiana frente a bacterias patógenas y no patógenas. A partir de extractos acuosos de *M. meretrix*, Injal et al. (2016) demostraron la capacidad antibacteriana frente a *Salmonella typhi* y *Staphylococcus aureus*, dos especies patógenas en humanos. También presentaron actividad antibacteriana sobre bacterias Gram positivas y negativas los extractos obtenidos con metanol y buffer fosfato a partir de cinco especies distintas de bivalvos comestibles (Sharma et al. 2009).

Todos los extractos obtenidos a partir de los tejidos sin callos no mostraron diferencias significativas cuando se compararon sus porcentajes de inhibición del crecimiento con respecto al antibiótico comercial ( $p < 0,001$ ) (Tabla 2), indicando que todos los procesos de extracción fueron capaces de obtener los péptidos sin alterar la función inmunológica que realizaban en el organismo del que fueron obtenidos, ya que el método control no altera la conformación original de las proteínas y péptidos extraídos.

Cuando los ensayos se realizaron utilizando los extractos obtenidos a partir del tejido muscular de los callos, ninguno fue capaz de inhibir el creci-

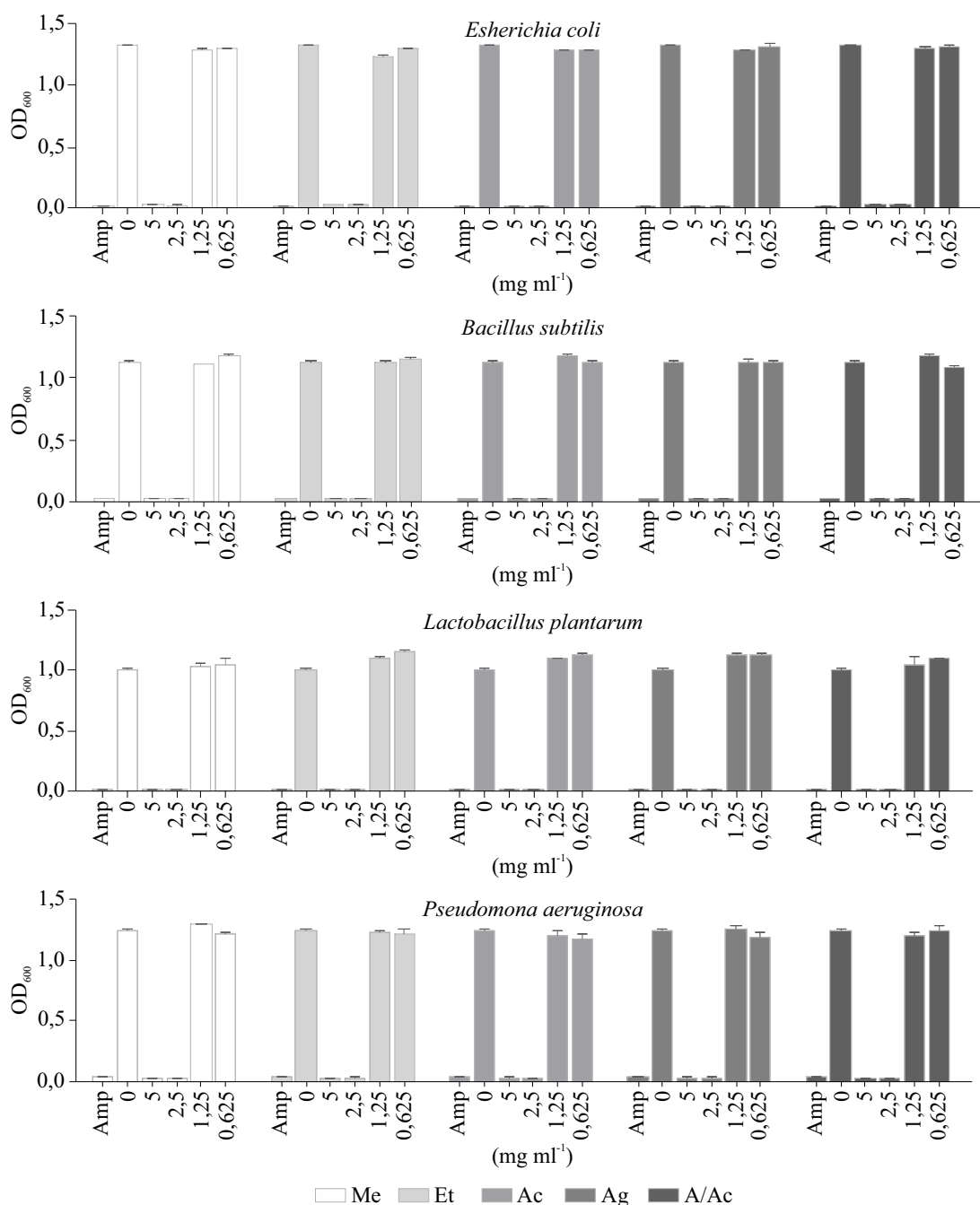


Figura 1. Actividad antimicrobiana de los extractos obtenidos a partir de tejidos de vieiras (sin callos). Concentración inhibitoria mínima determinada por absorbancia 600 nm. Media de los duplicados  $\pm$  DE. Me: metanol, Et: etanol, Ac: acetona, Ag: agua, A/Ac: ácido acético/acetona, Amp: ampicilina, control positivo, OD: densidad óptica.

Figure 1. Antimicrobial activity of extracts obtained from scallop tissues (without muscle). Minimum inhibitory concentration determined by absorbance 600 nm. Mean of duplicates  $\pm$  SD. Me: methanol, Et: ethanol, Ac: acetone, Ag: water, A/Ac: acetic acid/acetone, Amp: ampicillin, positive control, OD: optical density.

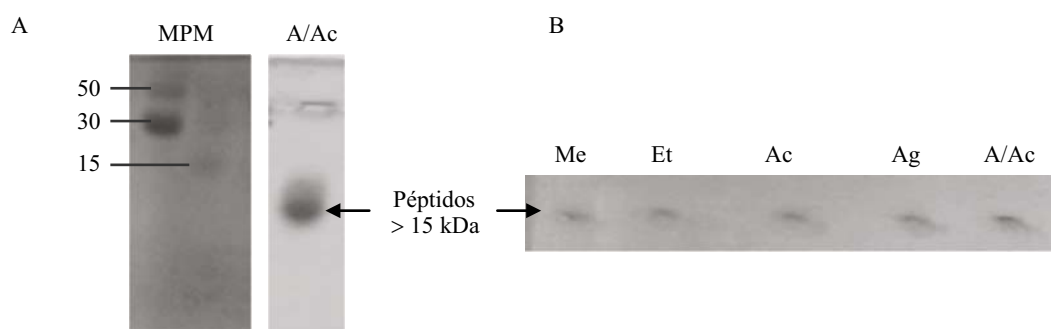


Figura 2. Electroforesis en Gel de Agarosa al 5% de los péptidos obtenidos. A) Método de extracción control. MPM: marcadores de peso molecular (kDa). B) Péptidos obtenidos con los diferentes solventes. Me: metanol, Et: etanol, Ac: acetona, Ag: agua, A/Ac: ácido acético/acetona (control).

Figure 2. Agarose Gel Electrophoresis 5% of peptides obtained. A) Control extraction method. MPM: molecular weight markers (kDa). B) Peptides obtained with different solvents. Me: methanol, Et: ethanol, Ac: acetone, Ag: water, A/Ac: acetic acid/acetone (control).

Tabla 2. Porcentaje de inhibición del crecimiento causado por los péptidos obtenidos según el solvente utilizado para su extracción comparado con el antibiótico control (\*).

Table 2. Growth inhibition percentage caused by peptides obtained according to the solvent used for their extraction compared to the control antibiotic (\*).

	<i>Esherichia coli</i>	<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Lactobacillus plantarum</i>	<i>Pseudomona aeruginosa</i>
Ampicilina*	100,00	100,00	100,00	100,00
Metanol	99,55	99,75	99,95	99,90
Etanol	99,70	99,60	99,20	99,55
Acetona	99,65	99,70	99,95	99,70
Agua	99,45	99,55	99,75	99,60
Ácido acético/acetona	99,85	99,35	99,95	99,60

miento de los distintos cultivos bacterianos (Figura 3). Esta diferencia de comportamiento de los extractos dependiendo de los tejidos que le dieron origen, coincide con resultados de otros trabajos en que la fuente mayoritaria de péptidos con actividad antimicrobiana en bivalvos proviene de hemocitos, epitelios, intestino y órganos respiratorios, donde estos péptidos son su principal línea de defensa contra patógenos (Tincu y Taylor 2004; Sumita et al. 2009; Bahar y Ren 2013; Sugesh y Mayavu 2013). Los resultados obtenidos brindan una alternativa para el uso del material de descarte de la pesca, realizándose de esta

forma un aprovechamiento integral del recurso junto con la promoción de una industria amigable con el medioambiente.

## CONCLUSIONES

En este trabajo se evaluó la actividad antimicrobiana de péptidos que fueron extraídos de dos subgrupos de tejidos de vieira patagónica, utilizando diversos solventes. La actividad antimicrobiana de los extractos provenientes de los tejidos sin incluir

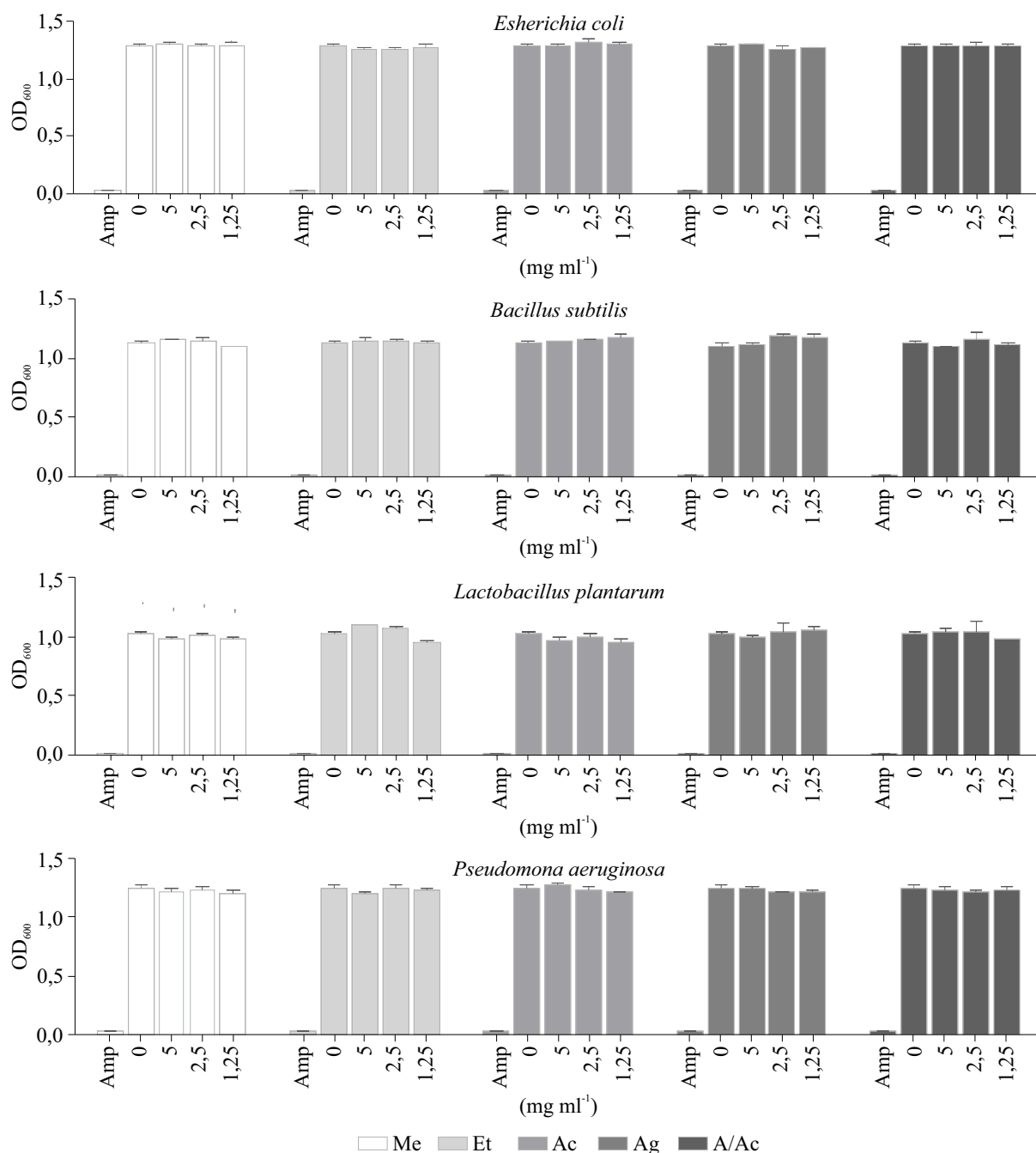


Figura 3. Actividad antimicrobiana de los extractos obtenidos a partir de los callos de vieiras. Concentración inhibitoria mínima determinada por absorbancia a 600 nm. Media de los duplicados  $\pm$  DE. Me: metanol, Et: etanol, Ac: acetona, Ag: agua, A/Ac: ácido acético/acetona, Amp: ampicilina, control positivo, OD: densidad óptica.

Figure 3. Antimicrobial activity of extracts obtained from scallop muscles. Minimum inhibitory concentration determined by absorbance at 600 nm. Mean of duplicates  $\pm$  SD. Me: methanol, Et: ethanol, Ac: acetone, Ag: water, A/Ac: acetic acid/acetone, Amp: ampicillin, positive control, OD: optical density.

los callos fue comparable a la de un antibiótico comercial de amplio espectro. Si bien el método de extracción con agua es el más económico, también es el más susceptible de sufrir contaminación por proliferación de bacterias presentes en los tejidos utilizados durante el tiempo de duración del proceso. Se recomienda utilizar etanol como método de extracción debido a su menor toxicidad que el metanol y la acetona, recuperación del solvente, y baja posibilidad de contaminación bacteriana durante el proceso, comparado con el método control (ácido acético/acetona) y con el método que utiliza agua en el proceso.

Este estudio representa una línea de partida para la obtención de extractos peptídicos no solo de otros bivalvos, sino también a partir de otros organismos que posean bajo valor comercial o son descartados en la pesca. Aquí se detalla un método simple, rápido y económico, con la posibilidad de ser adaptado a una mayor escala. A partir de estos resultados, el siguiente paso será purificar estos péptidos, identificarlos, determinar las fracciones que poseen la mayor actividad antimicrobiana, y evaluarlos como potenciales antibióticos para la industria farmacéutica, alimentaria, e incluso para su aplicación en acuicultura.

---

## AGRADECIMIENTOS

---

Al Lic. Matías Schwartz por facilitar las muestras de vieira y a la Dra. María Inés Trucco por sus correcciones y colaboración en la revisión del trabajo. Contribución INIDEP N° 2218.

---

## REFERENCIAS

---

- ABOUZEED YM, ZGHEEL F, ELFAHEM AA, ALMARGHE M, DHAWI A, ELBAZL A, HIBLU MA, KAMMON A, AHMWD MO. 2018. Identification of phenolic compounds, antibacterial and antioxidant activities of raisin extracts. *Open Vet J.* 8 (4): 479-484.
- BAHAR AA, REN D. 2013. Antimicrobial peptides. *Pharm.* 6: 1543-1575.
- BOULLET H, BENTOT F, HEQUET A, GANEM-ELBANZ C, BECHARA C, PACREAU E, LAUNAY P, SAGAN S, JOLIVAT C, LACOMBE C, et al. 2019. Small antimicrobial peptide with in vivo activity against sepsis. *Molecules.* 24: 1702.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, GARCÍA J, AUBONE A. 2019. Síntesis histórica y estado actual de la pesquería de vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* (King 1832) en la Argentina. *Biología, evaluación de biomasa y manejo.* *Mar Fish Sci.* 32 (2): 125-148.
- [CLSI]. CLINICAL AND LABORATORY STANDARDS INSTITUTE. 2012. Methods for dilution antimicrobial susceptibility tests for bacteria that grow aerobically; approved standard - Ninth Edition. CLSI document M07-A9.
- DUNNETT C. 1955. A Multiple Comparison Procedure for Comparing Several Treatments with a Control. *J Am Stat Assoc.* 50: 1096-1121.
- ENNAAS N, HAMMAMI L, BEAULIEU I, FLISS I. 2015. Purification and characterization of four antibacterial peptides from protames hydrolysate of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) by-products. *Biochem Biophys Res Commun.* 462 (3): 195-200.
- GEIS J, SINGH J, TEUBER M. 1983. Potential of lactic streptococci to produce bacteriocin. *Appl Environ Microbiol.* 45 (1): 205-211.
- GUTIÉRREZ P, ORDUZ S. 2003. Péptidos antimicrobianos: estructura, función y aplicaciones. *Actual Biol.* 25 (78): 5-15.
- HANCOCK REW, BROWN KL, MOOKHERJEE N. 2006. Host defence peptides from invertebrates - emerging antimicrobial strategies. *Immunobiology.* 211: 315-322.
- HOU Y, WU X, DAI Z, WANG G, WU G. 2017. Protein hydrolysates in animal nutrition: Industrial production, bioactive peptides, and functional significance. *J Anim Sci Biotechnol.* 8: 24.

ABOUZEED YM, ZGHEEL F, ELFAHEM AA, ALMARGHE M, DHAWI A, ELBAZL A, HIBLU MA, KAMMON A, AHMWD MO. 2018. Identification of phenolic compounds, antibacterial

- INJAL A, KSHIRSAGAR S, DEV M, PARKAR K, KAZI A, CHAVAN M, KULKARNI AS. 2016. Antimicrobial activity of extracts of hepatopancreas and mucus of bivalve, *Meretrix meretrix*. *European J Biotechnol Biosci*. 4: 36-38.
- KAFLE JK, BHARDWAJ B, KAUR R, KUMAR D, BANARJEE D. 2018. A staining protocol of proteins on agarose gel with amido black. *Acta Sci Med. Sciences*. 7: 59-63.
- KIM SK, MENDIS E. 2006. Bioactive compounds from marine processing byproducts - A review. *Food Res Int*. 39: 383-393.
- KIM R, YOKOTA H, KIM SH. 2000. Electrophoresis of proteins and protein/protein complexes in a native agarose gel. *Anal Biochem*. 282: 149-153.
- KIRAN N, SIDDIQUI G, KHAN AN, TUSHAR P. 2014. Extraction and screening of bioactive compounds with antimicrobial properties from selected species of mollusk and crustacean. *J Clin Cell Immunol*. 5: 1.
- KUPPUSAMY R, WILLCOX M, BLACK DS, KUMAR N. 2019. Short cationic peptidomimetic antimicrobials. *Antibiotics*. 8: 44.
- LEMUS M, SALAZAR R, LAPO B, CHUNG K. 2016. Metalotíneínas en bivalvos marinos. *Lat Am J Aquat Res*. 44: 202-215.
- LONZA RESEARCH. 2019. Section XIII: Protein Separation in Agarose Gels. <https://www.lonza.com/research>.
- LORDAN S, PAUL ROSS R, STANTON C. 2011. Marine bioactives as functional food ingredients: potential to reduce the incidence of chronic diseases. *Mar Drugs*. 9: 1056-1100.
- NAJAFIAN RL, BABJI AS. 2012. A review of fish-derived antioxidant and antimicrobial peptides: Their production, assessment, and applications. *Peptides*. 33: 178-185.
- NIU L, ZHANG H, WU Z, WANG Y, LIU H, WU X, WANG, W. 2019. Modified TCA/acetone precipitation of plant proteins for proteomic analysis. *PLoS One*. 14(1):e0211612. doi: 10.1371/journal.pone.0211612
- PACHAIYAPPAN A, SADHASIVAM G, KUMAR M, MUTHUVEL A. 2014. Antibacterial activity of different solvent extracts of marine bivalve, *Meretrix casta*. *Curr Biotica*. 8: 270-277.
- RYAN JT, PAUL ROSS R, BOLTON D, FITZGERALD GF, STANTON C. 2011. Bioactive peptides from muscle sources: meat and fish. *Nutrients*. 3: 765-791.
- SALOMONE AL, MASSA AE. 2018. Evaluación de la capacidad antimicrobiana de hidrolizados enzimáticos obtenidos a partir de subproductos de merluza. *Inf. Invest INIDEP N° 10/2018*. 11 p.
- SCHWARTZ M, CAMPODÓNICO MS. 2017. Primera descripción del desarrollo embrionario y larval temprano de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). *Inf Invest INIDEP N° 105/2017*. 10 p.
- SHAHIDI F, ZHONG Y. 2008. Bioactive peptides. *J AOAC Int*. 9: 914-31.
- SHARMA S, CHATTERJI A, DAS P. 2009. Effect of different extraction procedures on antimicrobial activity of marine bivalves: a comparison. *Pertanika J Trop Agric Sci*. 32: 77-83.
- SUGESH S, MAYAVU P. 2013. Antimicrobial activities of two edible bivalves *M. meretrix* and *M. casta*. *Pak J Biol Sci*. 16: 38-43.
- TAN SC, YIAP BC. 2009. DNA, RNA, and protein extraction: the past and the present. *J Biomed Biotechnol*. doi:10.1155/2009/574398
- THERMO FISHER SCIENTIFIC INC. 2009. Acetone precipitation of proteins. TR0049.1. <https://www.thermo.com/pierce>.
- TINCU JA, TAYLOR SW. 2004. Antimicrobial peptides from marine invertebrates. *Antimicrob. Agents Chemother*. 48: 3645-3654.
- WANG X, YU H, XING R, LI P. 2017. Characterization, preparation, and purification of marine bioactive peptides. *Hindawi BioMed Res Int*. Article ID 9746720.
- WU M, KUSUKAWA N. 1998. SDS Agarose Gels for Analysis of Proteins. *BioTechniques*. 24: 676-678.





ORIGINAL RESEARCH

## Metamorphosis of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae)

MARA S. BRAVERMAN<sup>1,\*</sup>, DANIEL BROWN<sup>1</sup> and E. MARCELO ACHA<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. <sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina



**ABSTRACT.** Fish metamorphosis is an important ontogenetic process with a key role on early stages survival and on successful recruitment to adult populations. The whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) is an important commercial resource for the coastal fisheries of Argentina and Uruguay. Metamorphosis was studied using morphometric and morphological analysis during larval development. Changes in morpho-meristic characters before and after metamorphosis were employed to determine the length interval of this transition by employing Principal Component Analysis. Individuals (n = 430) from 4 to 41 mm standard length (SL) were collected in the Río de la Plata estuary (35.45° S, 56.35° W) in March 2006. Length ranges of individual's developmental stages were associated with the presence of key morphological characters. During early life stages, *M. furnieri* changes from a big-headed, robust shape larva to a slender and more elongated body form. Most of the morphometric variables showed an inflexion point at 15.2 mm SL, with a 95% confidence interval of 14.0-16.4 mm. The anterior part of the body grows faster during early stages, probably related to an intense feeding activity strategy. The completion of pectoral fin rays and the onset of squamation determine the beginning of metamorphosis at 11-12 mm SL. At around 18 mm SL, squamation ends, first barbels develop and the *sagittae* otoliths primordium is closed. The length-at-metamorphosis for *M. furnieri* was established between 9 to 18 mm SL, since all developmental characters studied highly overlapped at that interval. All those processes are indicative of the beginning of the juvenile period associated to the settlement and the start of a bottom-oriented life-style.



\*Correspondence:  
mbraverman@inidep.edu.ar

Received: 25 June 2020  
Accepted: 15 September 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

**Key words:** Sciaenidae, larvae transformation, ontogeny, morphology, morphometry.

### La metamorfosis de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae)

**RESUMEN.** La metamorfosis de los peces es un proceso ontogenético importante con un papel clave en la supervivencia de las primeras etapas y en el reclutamiento exitoso a las poblaciones adultas. La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) es un recurso comercial importante para las pesquerías costeras de la Argentina y Uruguay. Se estudió su metamorfosis mediante análisis morfométricos y morfológicos durante el desarrollo larvario. Se utilizaron los cambios en los caracteres morfo-merísticos antes y después de la metamorfosis para determinar el intervalo de duración de esta transición mediante el Análisis de Componentes Principales. Se colectaron individuos (n = 430) de 4 a 41 mm de longitud estándar (LE) en el estuario del Río de la Plata (35,45° S, 56,35° W) en marzo de 2006. Los rangos de longitud de las etapas de desarrollo de los individuos se asociaron con la presencia de caracteres morfológicos clave. Durante las primeras etapas de vida, *M. furnieri* cambia de una larva de cabeza grande y forma robusta a una forma corporal más delgada y alargada. La mayoría de las variables morfométricas mostraron un punto de inflexión a los 15,2 mm LE, con un

intervalo de confianza del 95% de 14,0-16,4 mm. La parte anterior del cuerpo crece más rápidamente durante las primeras etapas, probablemente relacionada con una estrategia de actividad alimentaria intensa. La adquisición del número definitivo de radios de la aleta pectoral y el inicio de la escamación determinan el comienzo de la metamorfosis a los 11-12 mm LE. Alrededor de los 18 mm LE, termina la escamación, se desarrollan las primeras barbillas y se cierra el primordio de los otolitos *sagittae*. La longitud-de-metamorfosis para *M. furnieri* se estableció entre 9 y 18 mm LE, dado el alto grado de superposición que presentaron los caracteres de desarrollo estudiados. Todos esos procesos son indicativos del inicio del período juvenil asociado al asentamiento y al comienzo de un estilo de vida orientado hacia el fondo.

**Palabras clave:** Sciaenidae, transición larva-juvenil, ontogenia, morfología, morfometría.

---

## INTRODUCTION

---

The way on that ontogeny of fishes proceed has been broadly discussed leading to two antagonistic visions. One states that ontogeny is a gradual process during which small and inconspicuous changes in form and structure accumulate continuously (Kováč and Copp 1999). The second view, represented by the ‘theory of saltatory ontogeny’ (Balon 1984), considers development as a sequence of longer stabilized steps (during which all the structures and organs develop gradually and continuously) alternating with thresholds. A threshold is a short interval where rapid changes occur from one steady state to the next. Nevertheless, early life stages of fish have been recognized by both ‘gradualists’ and ‘saltationists’ (see Kováč and Copp 1999) as being characterized by different fish capabilities, requirements, ecological interactions and growth/mortality events (e.g. Smith 1985; Koumoundouros et al. 2009; Nikolioudakis et al. 2010). The beginning of the larval period (Balon 1984) occurs when the individual is capable of feed orally, while the juvenile stage implies the disappearance of all larval characters and the appearance of nearly all the adult ones (Pavlov 1999). The transit between those periods consists on a remodeling process called ‘metamorphosis’ (Balon 1989), which represents an important ontogenetic event for fish with consequences for the survival of early stages and strong consequences for recruitment to adult populations (Govoni 2004).

To define the onset of the juvenile period, different approaches are traditionally used. From a functional and structural perspective, this event is associated with a change in allometric growth or shape (e.g. Copp and Kováč 1996; Sagnes et al. 1997; Kováč et al. 2006), coupled with a series of changes (abrupt or gradual) in morphological and meristic characters. Such changes are the acquisition of adult complement of fins spines and rays, adult pigmentation, onset or end of squamation, ossification of the axial skeleton and disappearance of larval characters (McCormick et al. 2002; Urho 2002; Ditty et al. 2003). From an ecological perspective, in demersal and benthic fish, metamorphosis is usually linked to settlement (Werner 2002) i.e., the ontogenetic shift by which pelagic larvae colonize benthic habitats (McCormick et al. 2002). Metamorphosis is a preparation for the colonization of a new habitat and the integration into a new trophic web, as larvae abandon the plankton to become part of the demersal-benthic communities (e.g. Secor 2015). That shift can be detected in otoliths of several fish species (Wilson and McCormick 1997, 1999) as a transition mark or ‘check’ (Campana and Neilson 1985). For temperate and cold water fishes, formation of accessory nuclei in their otoliths has been associated with metamorphosis and settlement processes (Sogard 1991; Morales-Nin and Aldebert 1997; Morioka et al. 2001; Buratti and Santos 2010).

Setting a threshold value as the ‘length-at-metamorphosis’ ( $L_{juv}$  from Fuiman’s ontogenetic index) is highly complex due to individual variability and ontogenetic stage of individual characters. This is why in several studies a single

character (e.g., the onset or end of squamation, definitive fin radios acquisition, etc.) is considered, although this approach results inadequate for a precise definition of metamorphosis (Urho 2002; Ditty et al. 2003), where a series of morphological, morphometric, physiological and ethological events should converge. In that sense, Urho (2002) stated that 'the use of a single morphological trait to infer metamorphosis is as inadequate as using a single character for the identification of a species'. A clear determination of larvae-juvenile transition is particularly important to identify ontogenetic changes in the use of resources (Juanes and Conover 1994; Boglione et al. 2003). Most of the characters associated to metamorphosis undergo changes in a synchronized way (Ditty et al. 2003), suggesting the need to analyze the metamorphosis process as a holistic approach.

The whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest 1823), is the dominant species in terms of biomass in the Río de la Plata region and the main target of the coastal fisheries of Argentina and Uruguay, representing ca. 20% of coastal species landings in Argentina (Carozza et al. 2004). It is a demersal species with a long lifespan (up to 39 years in the region). In Argentina and Uruguay it reproduces from November to April, spawning several batches of pelagic eggs with an indeterminate annual fecundity. Main reproduction ground covers a narrow band across the inner Río de la Plata estuary between Montevideo (34° 50' S-56° 10' W) and Punta Piedras (35° 25' S-57° 10' W), at depths between 6 and 8 m (Acha et al. 1999; Carozza et al. 2004). The area is characterized by a bottom salinity front (Mianzan et al. 2001) in which whitemouth croaker eggs were only present below the halocline where salinity ranges from 9.7 to 27.3 (Acha et al. 1999). During warmest months (October through May), there is evidence of retention of whitemouth croaker larvae in the inner part of the Río de la Plata estuary. This area coincides with the location of the bottom salinity

front and the maximum turbidity zone (Braverman et al. 2009). Larvae retention in this area would ensure closeness to the main nursery ground: Samborombón Bay (Mianzan et al. 2001). Early life stages of this species have been described for identification purposes with a classical approach (Sinque 1980; Weiss 1981), not intending to outline critical moments of the early life history, such as the larvae-juvenile transition. Thus, to define metamorphosis more accurately we employed a multivariate approach using morphometric and morphological analyses during larval development.

The multivariate approach consists of a morphometric analysis based on the principles of multivariate allometry described by Shea (1985) and a morpho-meristic analysis based on Ditty et al. (2003). The former studied the relationship between a group of morphometric measures and the individual's total length. The later consisted on the assignation of scores to individual characters, where the sum of them for each individual represents an index of morphological change associated to metamorphosis. Hence, the objective of this study was to investigate the larvae-juvenile transition (hereafter metamorphosis), looking for changes in morpho-meristic characters before and after the metamorphosis to determine the length interval for these changes.

---

## MATERIALS AND METHODS

---

*M. furnieri* larvae and juveniles (less than a year-old) were collected during a scientific cruise to Río de la Plata spawning area in March 2006. A vertically stratified plankton sampling along transects perpendicular to bathymetry was performed during daylight. Samples were taken at stations separated 10-12 km at three depth levels. Water column was sampled above (or *c.a.* 2.5 m depth) and below (or *c.a.* 6.2 m depth) the halocline with a Motoda sampler equipped with a

mechanical opening-closing device and a 200  $\mu\text{m}$  mesh span net. The third level was sampled by an epibenthic sledge with a 500  $\mu\text{m}$  mesh span net (see Braverman et al., 2009).

A total of 249 *M. furnieri* individuals were identified on board and frozen for a later otoliths extraction; the rest of the samples were fixed in 4% formalin. Some specimens from the ichthyoplankton collection of the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) were also used to complete the length classes ( $n = 15$ ). Those individuals from the collection come from the same study area. An alizarin dying technique (modified from Potthoff 1984 and Taylor and Van Dyke 1985) was performed onto the specimens for a better observation of structures.

Morphometric and morphological analyses were performed on an ontogenetic series from 4 to 41 mm standard length (SL). For morphometric analysis, images of each individual ( $n = 71$ ) were taken using a digital camera mounted in a compound microscope. A series of measurements (Figure 1; Table 1) were taken from those images with the Axio Vision Software (Carl Zeiss). The shortening correction due to the fixation method

was not considered assuming that it was similar in all measured individuals. For morphological analysis, a group of events related to the external morphology was analyzed on the ontogenetic series ( $n = 120$ ). Development stage was determined following Moser (1996) and Fuiman and Werner (2002): larvae at pre-flexion, flexion, post-flexion, in transformation and early juveniles.

Distinctive characters of each individual were registered: fin rays appearance (pectoral, anal, dorsal and pelvic); scales coverage was classified into 4 categories: (a) on the caudal peduncle, (b) from the caudal peduncle to the anus, (c) from the caudal peduncle to the head, (d) totally scaled; and presence/absence of mentonian barbels. Finally, otoliths were extracted from frozen specimens ( $n = 85$ ) using a NaClO solution for tissue disintegration. They were mounted in glass slides with a transparent mounting medium and polished when necessary with lapping film paper in a decreasing order of porosity (12, 9 or 3  $\mu$ ) for a better visualization. Otolith development was studied by registering the occurrence of accessory nuclei and the primordium (polygonal area center-enclosed by the accessory nuclei).

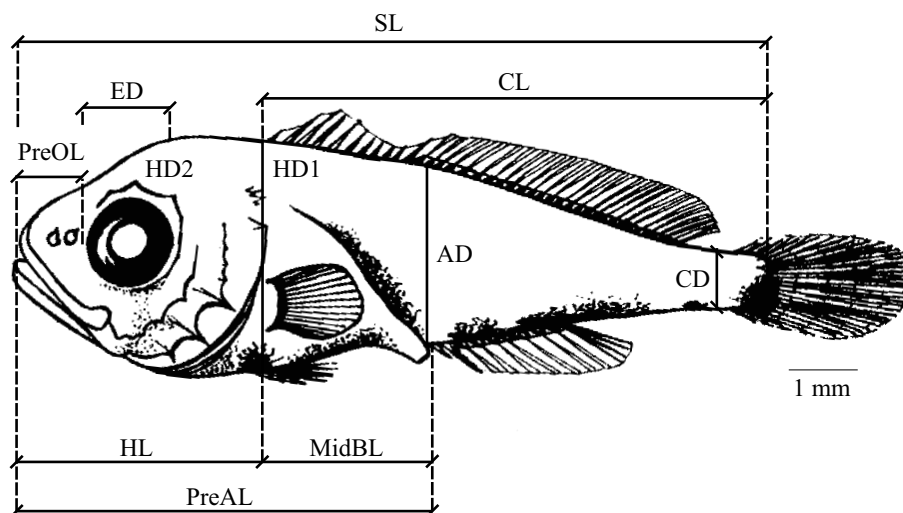


Figure 1. Morphometric measurements taken from *Micropogonias furnieri* individuals. SL: standard Length, ED: eye diameter, HL: head length, PreAL: pre-anal length, HD1: head depth 1, HD2: head depth 2, AD: anal depth, CD: caudal depth, Pre-OL: pre-orbital length, Mid-BL: mid-body length, CL: caudal length. Illustration taken from Weiss, 1981.

Table 1. Description of morphometric characters measured in *Micropogonias furnieri* and its abbreviations (adapted from Nikolioudakis et al. 2010).

Character	Abbreviation	Description
Standard length	SL	From the tip of the snout to the caudal rays insertion
Eye diameter	ED	Parallel to the longitudinal axis of the body
Head length	HL	From the tip of the snout to the margin of the gill cover
Pre-anal length	PreAL	From the tip of the snout to the anus
Head depth 1	HD1	From the dorsal to the ventral margin of the body at the operculum
Head depth 2	HD2	From the dorsal to the ventral margin of the body at the center of the eye
Anal depth	AD	From the dorsal to the ventral margin of the body at the anus
Caudal depth	CD	From the dorsal to the ventral margin of the body at the caudal peduncle
Pre-orbital length	PreOL	From the tip of the snout to the anterior margin of the eye
Mid-body length	MidBL	From the margin of the gill cover to the anus
Caudal length	CL	From the margin of the gill cover to the insertion of the caudal fin

## Data analysis

### *Morphometry and bi-variate allometry*

Firstly, morphometric relationships were studied using linear regression analysis between the logarithms of each variable (morphometric measurement) versus length (SL) (Table 1). We employed standard length for post-flexion individuals and notochord length for pre-flexion and flexion specimens. Allometric growth pattern of each variable in relation to SL was studied by using the logarithmic form of the allometric growth model (Huxley 1932):  $\log(Y) = \log(a) + b \log(SL)$ , where  $Y$  is the variable examined and  $b$  is the allometric coefficient. Secondly, regressions' residuals ( $Y$ ) were analyzed to identify possible allometric changes as follows: if allometric growth of the variables was constant (slope without changes) then residuals would show a random pattern; alternatively, if variables showed changes in their growth they would have a residual distribution ( $Y$  versus SL) with a specific form as it was shown by Sagnes et al. (1997), Gozlan et al. (1999) and Nikolioudakis et al. (2010).

Similarly, morphometric indexes ( $I_m$ ) showing representative changes in the larvae-juvenile tran-

sition were analyzed. Indexes were calculated as the percentage of the morphometric variable ( $V_m$ ) with respect to length (SL):  $I_m = V_m/SL * 100$ . The length at which the change in oblique orientation of  $I_m$  occurred ( $L_i$ ) was estimated by using a piecewise linear regression fitted with a non-linear estimation procedure:  $I_m = b_0 + b_1SL + b_2(SL - L_i)$  ( $SL \geq L_i$ ); where  $b_0$  is the y-intercept,  $b_1$  is the slope of the relationship of the values  $\leq L_i$ ,  $b_2$  is the change in the slope ( $b_1$ ) that results in the slope when  $SL \geq L_i$ , and  $L_i$  is the length at which slope changes (Nikolioudakis et al. 2010), considered here to be related to the transformation process (end of larval period).

### *Morphometry and multivariate approach*

To determine the length-at-metamorphosis ( $L_m$ ), log-transformed morphometric measurements with respect to SL using a Principal Component Analysis (PCA) with covariance matrices were studied (Jolicoeur 1963a, 1963b; Shea 1985). In a PCA of a logarithmic covariance matrix of groups of animals with different growth patterns, the first component (PC1) summarizes the variation in shape as a result of a common pattern of allometric growth; while the second component



(PC2) and the rest summarize the variations of shape as a result of divergent growth trajectories (Shea 1985). Then, the  $L_m$  at which a change in PC2 orientation occurs and the lengths of possible inflexion points ( $L_i$ ) were statistically estimated using a quadratic function  $PC2 = a + b(PC1) + c(PC1)^2$  of the Non-linear estimation Module of STATISTICA software v.7 2004 (StatSoft Inc.).

### Morphology

Length ranges of developmental stages of *M. furnieri* were determined. These ranges were associated with the appearance/disappearance of several morphological characters (Table 2). Moreover, the pectoral fin ray's definitive number acquisition was analyzed with respect to length (pectoral fin tends to be the last one in acquiring the whole set of rays (Urho 2002)). Then, the squamation process was described. For morpho-meristic analysis, each specimen was scored for a suite of characters where each score represented a discrete ontogenetic event or a character stage of development (Table 2). Every character had equal weight, i.e. three possible states 0, 1 and 2. The sum of character scores of each individual as an index of overall change in morphology associated with metamorphosis was calculated and expressed as percentage of the

maximum total score. Total scores for the character set were analyzed with respect to length classes performing a cluster analysis with complete linkage, and to the Manhattan (city-block) distances method (Ditty et al. 2003). Finally, the length at which 50% of morphological change occurs ( $L_{50}$ ) was obtained from the relationship between the accumulative scores percentage (P) and SL described by the logistic function:  $P = 100/(1 + \exp(-a*(SL-b)))$ . Length at which  $P = 100\%$  constitutes the juvenile stage length.

---

## RESULTS

---

### Developmental morphometry

Residual distribution of each log-transformed variable fitted against SL with an allometric function showed different responses (see Appendix). With few exceptions (ED and MidBL, Figure 1; Table 1), residuals revealed a non-random distribution indicating changes in the relative growth of morphometric variables evidenced by inflexion points in the distribution of morphometric indexes (Figure 2). Thus, ED grew isometrically while MidBL showed a positive allometry in the entire

Table 2. Scores assigned to each *Micropogonias furnieri* individual according to the developmental stage of considered characters. The scoring of rays was performed separately for each fin (pectoral, anal, dorsal and pelvic).

Character	Score	Observed pattern	Length ranges (mm SL)
Scales cover	0	No scales	4-10
	1	Scales do not cover the entire body	10.1-16.9
	2	Scales covering the entire body, including head	18-34
Fin rays	0	No rays	4-6.3
	1	Rays in formation	6.7-11.9
	2	Definitive rays	12-34
Otolith development	0	No accessory nuclei	4-10.9
	1	Accessory nuclei not closing the primordium	6.8-17
	2	Closed primordium	15-34.9

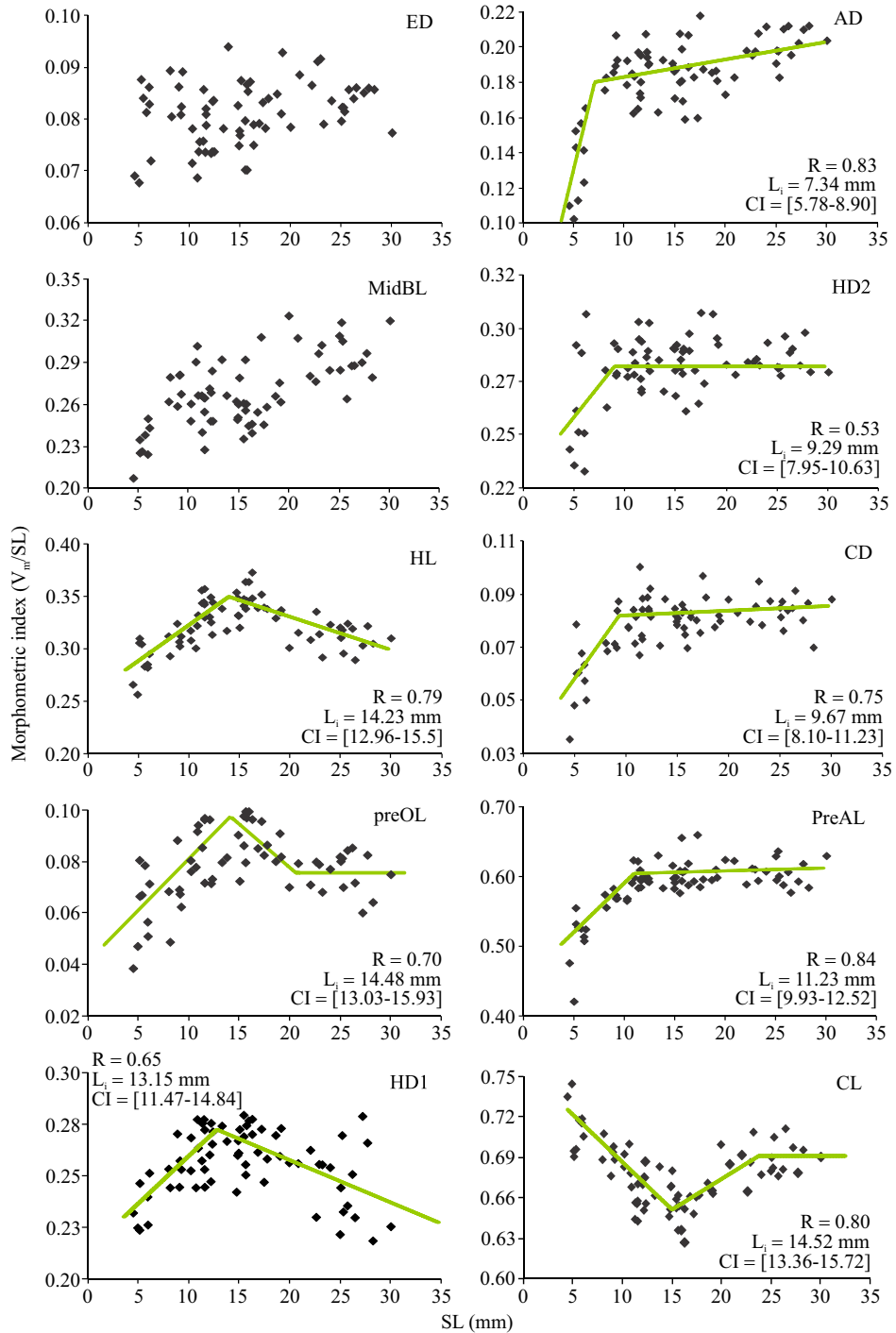


Figure 2. Relationships of morphometric indexes with standard length (SL) of individuals. Fitted lines came from non-linear regressions used to determine inflexion lengths ( $L_i$ ). CI: 95% confidence interval for  $L_i$ ,  $V_m$ : morphometric variable. Abbreviations as in Figure 1.

length range. In turn, HL, PreOL and HD1 grew faster than SL (positive allometry) to a maximum and then got slower (negative allometry), while CL showed an opposite pattern growing slower than SL until a minimum value when it started to grow faster. In addition, variables related with body depth (HD2, AD, CD) and PreAL grew faster than SL to a point where they remained constant (or slightly grew). Inflexion points ( $L_i$ ) and their confidence intervals were determined by non-linear regressions of each variable (expressed as the  $I_m$ ) with respect to SL (Figure 2).

Principal Components Analysis (Table 3) of log-transformed morphometric measurements using the covariance matrix revealed an important change in the oblique orientation of PC2 values of transformed variables when plotted against PC1 or SL (Figure 3). A highly significant quadratic relationship ( $R = 0.62$ ,  $p < 0.001$ ) allowed to determine an  $L_m = 15.18$  mm SL [CI = 14.01-16.37]. When residuals of allometric regressions were separately examined for indi-

viduals  $< 15.18$  mm SL and  $\geq 15.18$  mm SL, we observed they were randomly distributed. Because no pattern or structure were shown, it could be assumed that bi-variate allometric equations were appropriate to describe relative growth of individuals before ( $SL < L_m$ ) or after ( $SL \geq L_m$ ) the metamorphosis length.

### Morphological events

The end of post-flexion stage and the beginning of the transition to juvenile (metamorphosis) was determined considering the completion of pectoral fin rays and the onset of squamation process, which occurred at 11 mm SL and 12 mm SL, respectively (Table 4; Figure 4 A: arrows 3 and 4). Meanwhile, at *ca.* 18 mm SL barbels' appearance and the end of squamation process established the end of metamorphosis according to morphological events (Figure 4 A: arrows 5 and 6).

First pectoral rays appeared between 5 to 7 mm SL and the fin rapidly completed its rays at 12 mm

Table 3. Principal Component results of the first (PC1) and second factor (PC2) for the log-transformed morphometric characters studied (abbreviations in Table 1).

Morphometric character	Eigenvectors coefficients		Factor score correlations		Factor-variable		Eigenvalues	% total variance
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2		
SL	-0.275	0.163	-0.357	1.955	-0.996	0.063	0.595	97.872
ED	-0.284	0.284	-0.369	3.412	-0.986	0.106	0.007	1.137
PreAL	-0.305	0.048	-0.396	0.574	-0.998	0.017	0.002	0.385
HL	-0.292	-0.126	-0.379	-1.516	-0.995	-0.046	0.001	0.194
HD1	-0.291	0.075	-0.377	0.897	-0.997	0.028	0.001	0.155
AD	-0.339	0.063	-0.349	-1.474	-0.992	0.020	0.001	0.101
CD	-0.340	-0.056	-0.440	0.762	-0.990	-0.018	0.000	0.068
PreOL	-0.324	-0.821	-0.441	-0.674	-0.963	-0.264	0.000	0.058
HD2	-0.269	-0.123	-0.419	-9.876	-0.993	-0.049	0.000	0.030
MidBL	-0.317	0.289	-0.411	3.478	-0.990	0.097	0.000	0.001
CL	-0.268	0.298	-0.347	3.579	-0.990	0.119	0.000	0.000

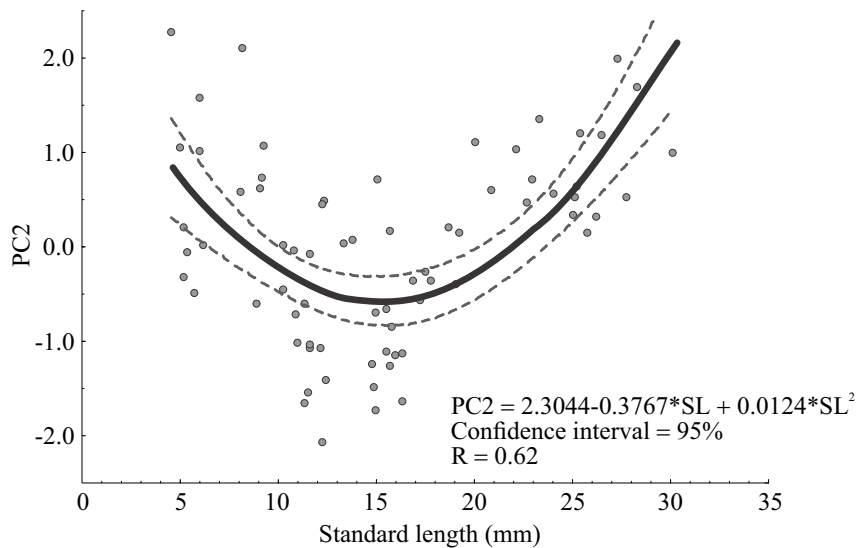


Figure 3. Multivariate analysis (PCA) showing the relation between SL (representing PC1) and PC2, and the quadratic fit (lines) assessed for the length-at-metamorphosis ( $L_m$ ). Dashed lines represent 95% of confidence.

Table 4. Length intervals of developmental stages of *Micropogonias furnieri*. Transition length was calculated as the mean value between the highest value of a stage and the lowest value of the previous stage.

Stage	N	Length (mm SL)		
		Min	Max	Transition
Pre-flexion	19	-	6.2	> 5.6
Flexion	26	4.9	8.4	> 7.4
Post-flexion	26	6.4	11.3	> 11.5
Transformation	32	11.7	19.2	> 18.6
Juvenile	17	18	-	

SL (Figure 4 B). Squamation occurred in the transformation stage in a posterior-anterior direction (Figure 5). First scales appeared in the caudal peduncle separated from each other. Its morphology was rather simple: oval-shaped, with smooth edges and a few concentric rings (Figure 5.1). As squamation process progressed, scales morphology became more complex developing projections in its posterior margin (*ctenii*) and scallops in the

anterior margin, and starting to overlap each other (Figure 5.3). The head was the last part to be covered (Figure 5.2).

Cluster analysis over the scores of morphological characters defined two main groups at a distance of 50% approximately (Figure 6 A); a group of small larvae from 4 to 9 mm SL, and a group of individuals larger than 9 mm SL. From the later, individuals bigger than 16 mm SL were grouped in an approximate distance of 15%, remaining an intermediate interval from 9-16 mm SL of non-homogeneous groups. On the other hand, cumulative scores showed a highly significant fit ( $R = 0.9845$ ;  $p < 0.001$ ) to a logistic function with  $L_{50} = 9.24$  mm SL (Figure 6 B) and fully metamorphosed individuals larger than 18-20 mm SL.

## DISCUSSION

Throughout the early life history, *M. furnieri* changed from a larval big-headed and robust shape to a slender and more elongated body

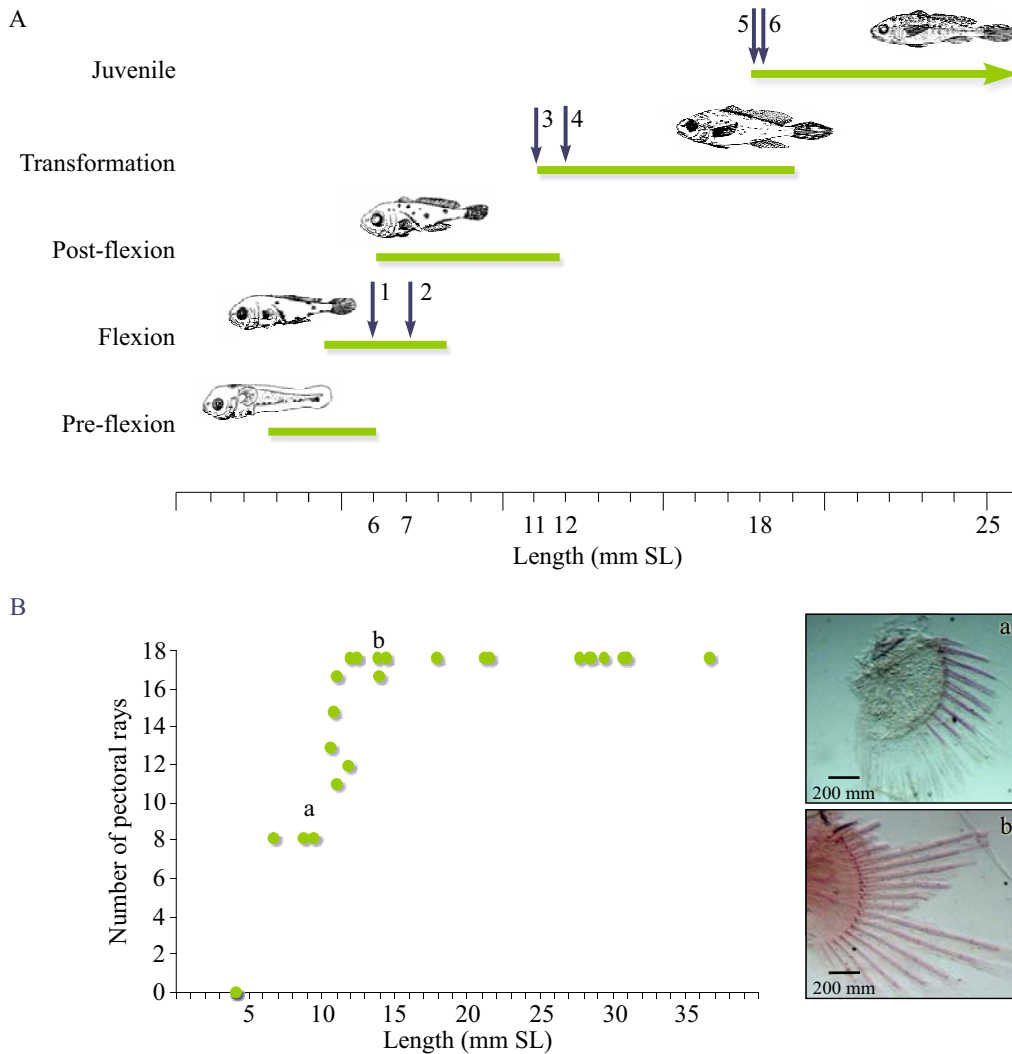


Figure 4. Summary of morphological events occurred throughout *Micropogonias furnieri* early ontogeny. A) Scheme of length intervals per stage. Arrows show important events: 1- caudal, dorsal and anal fins occurrence (rays in formation), 2- pelvic fin appearance, 3- onset of squamation, 4- pectoral fin definitive set of rays, 5- barbels occurrence, 6- ending of squamation process (scales in the head). B) Development of pectoral fins: a- rays in formation, b- definitive set of rays. Illustrations taken from Weiss, 1981.

shape. Most of the morphometric variables showed an inflexion point in their development and the compound analysis showed an inflexion length of 15.2 mm SL [CI = 14-16.4]. Multivariate morphometric analysis (PCA) indicated a change in the allometric growth of ontogenetic series evidenced by a change in the slope orientation of the PC2 versus PC1 (or SL) as stated by

Shea (1985). Relative changes in the growth of whitemouth croaker were seen in the residuals of allometric relations as well as in the estimated  $L_m$ , resulting in a random distribution of residuals of the two size groups detected (i.e.,  $SL < L_m$  and  $SL > L_m$ ). These results constitute a valid estimation of the length-at-metamorphosis from a morphometric point of view.

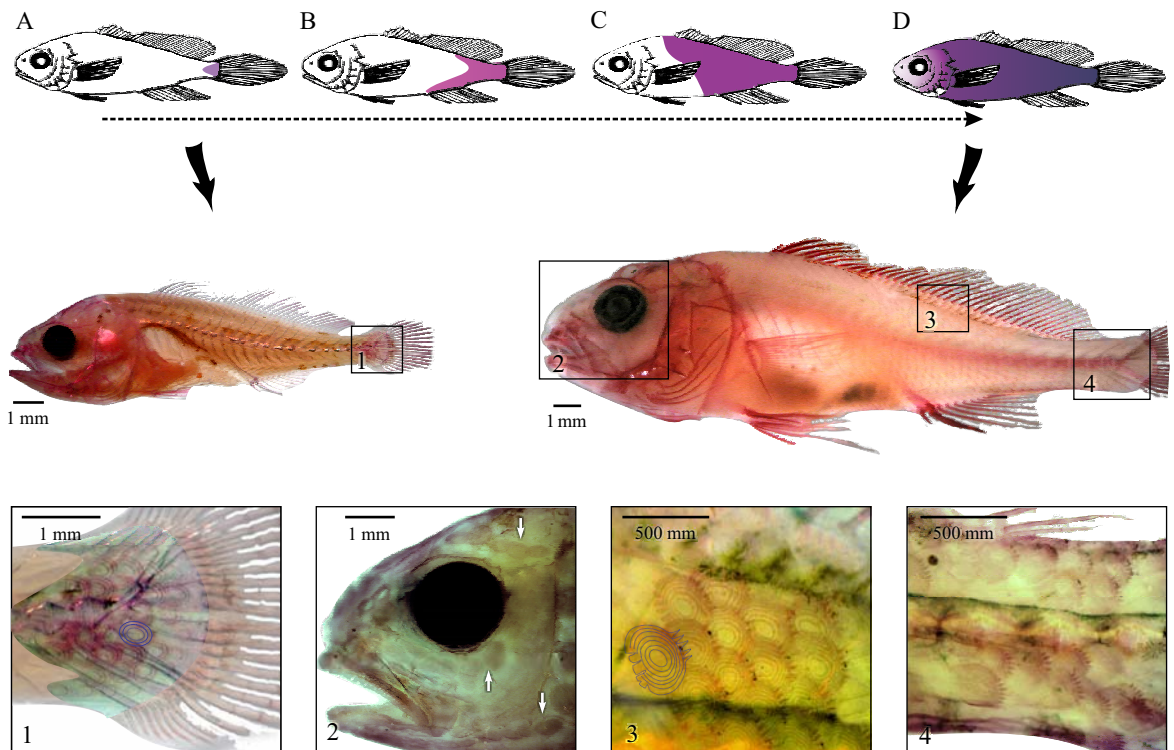


Figure 5. Sequence of squamation (A-D) observed in *Micropogonias furnieri*. Different colors indicate degree of squamation, from lesser (A) to greater (D) complexity. Boxes 1-4: details of coverage and complexity of scales throughout the body. White arrows indicate scales position. Box 3: scheme of a scale.

Two well-defined groups were found in the scoring analysis (morphology): one with individuals < 9 mm SL and other with individuals > 16 mm SL, matching the length at which 50% and 100% of the body shape change occurs ( $L_{50} = 9.2$  mm SL and  $L_{100} = 17$  mm SL, respectively). Individuals between 9 to 16 mm SL did not form a homogeneous group probably due to they were undergoing a shape transition. In accordance to Weiss (1981), morpho-meristic analysis during this length interval showed the definitive pectoral ray's acquisition and the onset of squamation at 11 mm and 12 mm SL, respectively. These events occurred close to the appearance of accessory nuclei in the otoliths (Braverman et al. 2015), coincidentally with the change in body proportions. Finally, squamation ended at 18 mm SL approximately, when first barbels appeared and the

otolith primordium was closed (*c.a.* 16 mm SL, Braverman et al. 2015).

Early in larval development, variables related to the head showed a higher relative growth rate than the rest of the body. A higher growth of the anterior part of the body during the first ontogenetic stages has been related to feeding (Fuiman 1983; Osse et al. 1997), because an early development and differentiation of nervous (brain), sensorial (neuromasts, photoreceptors and olfactory receptors) and digestive (mandible structures) systems would contribute to improve prey detection and capture. Fin formation would increase swimming efficiency and the appearance of barbel during metamorphosis would constitute an important character helping juveniles to colonize a new habitat (settlement) and start a bottom-oriented lifestyle.



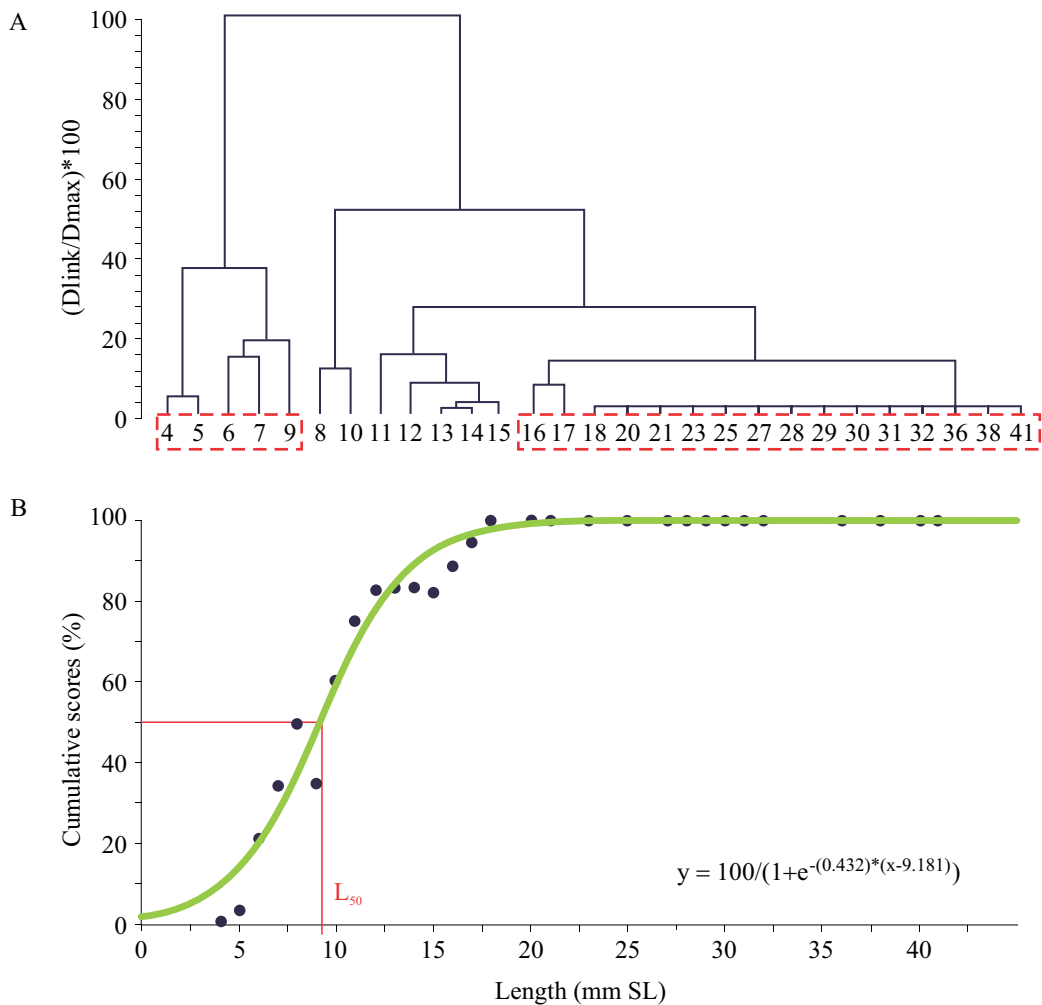


Figure 6. Morphological analysis of *Micropogonias furnieri* ontogenetic development. A) Cluster analysis of morphological characters based on Manhattan distances' method (City-Block) with complete linkage. B) Logistic graph and function with cumulative scores of characters with respect to length.

In terms of body height and pre-anal length, larvae changed their growth rate at smaller lengths (9-11 mm SL) while the head and the rest of the body showed an opposite pattern changing their growth rates at larger lengths (13-15 mm SL). We suggest that as the head reduces its relative growth the rest of the body has to grow faster to maintain proportions. Our findings could indicate a sequence of growth for these stages of development, giving priority first to the feeding function and then to locomotion and predators

escape instead of digestive system development (Osse and van den Boogaart 1995). This could be possible because of the high digestibility of croaker larvae's prey (tintinnids, copepod nauplii and small copepods, Rodríguez-Graña et al. 2018) and the powerful digestive enzymes of fish larvae as shown in herring *Clupea harengus* (Pedersen et al. 1987). Moreover, it has been suggested that fish larvae can utilize exogenous enzymes from their prey to improve digestion (Lauff and Hoffer 1984; Kolkovski et al. 1993).

The squamation process in demersal species has been considered an indicator of transformation between larval and juvenile stages (Miller et al. 2003), along with the process of primordium formation in otoliths, with drastic changes in early life history of fish as observed in *Trachurus japonicus* (Xie et al. 2005) and *Merluccius hubbsi* (Buratti and Santos 2010). Similar results were reported in blennids (Ditty et al. 2003), considering a group of morphological characters in which the ontogenetic development of different structures seemed to overlap during metamorphosis (see also Kanou et al. 2004; Nikolioudakis et al. 2010). Those findings are consistent with the high level of synchronization achieved in certain ontogenetic thresholds (Balon 1984) to get to the next step in development (e.g., from larval to juvenile period) (Kováč 2002). Differences in timing and developmental rates of individual characters make difficult the recognition of thresholds that could be in the root of the 'saltationist-gradualist' debate (Kováč and Copp 1999). Hence, multivariate approach performed in our study helps to a better identification of thresholds based on the degree of coincidence of changing variables.

Multivariate approach showed that developmental characters studied on the whitemouth croaker highly overlapped, even though morphological or morphometric characters could begin the transformation at different ontogenetic times (lengths, *sensu* Fuiman et al. 1998) and at different speeds. Although not all the inflexion points were detected at the same size, 10 morphometric measurements demonstrated significant changes in relative growth within a length interval similar to that found in the study of morphological events. Considering all the events together, it is strongly suggested a developmental interval of 9 to 18 mm LS as the moment of greatest change in body shape, i.e., metamorphosis.

Most marine fishes tend to spawn at specific times and places within predictable and distinctive circulation features. The most common life history of fishes that use estuaries involves

spawning of planktonic eggs at sea and the subsequent recruitment to estuaries as post-larvae or juveniles. Due to the net seaward movement of estuarine waters, the export of early life-history stages from estuaries has been argued to be a major problem for estuarine spawners (Boehlert and Mundy 1988), and the lack of retention mechanisms has been proposed to explain why fishes do not typically spawn inside estuaries (e.g., Dando 1984; Haedrich 1992). Unlike most estuaries, spawning activity is rather common in the Río de la Plata, in which the existence of retention mechanisms has been proposed (Acha et al. 1999; Simionato et al. 2008; Braverman et al. 2009). This estuary is very shallow and essentially dominated by the wind. Retention process is a consequence of the estuarine response to natural wind variability at the scale of 3-5 days acting over bathymetric features (Simionato et al. 2008). Moreover, river discharge fluctuations modulate retention variability at interannual scales (Acha et al. 2008). Whitemouth croakers spawn well inside the estuary at the bottom salinity/turbidity front (Macchi and Christiansen 1996; Acha et al. 1999), where their larvae remain retained (Braverman et al. 2009). Retention is by no manner a 100% effective mechanism and recruitment success of *M. furnieri* shows strong fluctuations that would be linked to the dynamics of the estuarine waters (Acha et al. 2008). For many marine fishes habitat shifts often occur at metamorphosis when larvae undergoes a striking change from a pelagic, planktonic organism, to a demersal one (Werner 2002). This seems to be the case with *M. furnieri*, whose smaller larvae (< 10 mm SL) appear at the whole water column but larger sizes (> 10 mm SL) probably undergo the settlement process inhabiting near the bottom (Braverman et al. 2009).

During settlement, larvae and young juveniles move from pelagic to demersal food webs with attendant changes to their foraging success and predation risk. However, settlement means not only the encounter of a new array of prey and

predators, it also means a shift from a pelagic and more dispersive stage to a demersal and more sedentary one (Secor 2015). Retention would improve when larvae or early juveniles remain in the bottom boundary layer (Mann and Lazier 1996), in this way settled croakers would diminish their chances of being exported from the estuary. A fast metamorphosis and successful settlement could enhance survival, and consequently improving recruitment. So identifying the processes that allow juveniles to attain retention inside adequate habitats is important to effectively understand marine species population dynamics.

---

#### ACKNOWLEDGEMENTS

---

We are grateful to Dr Daniela Alemany and to Dr Marina Diaz for their support and useful comments on the manuscript. We also thank the reviewers for their valuable suggestions that helped us to improve the quality of our original manuscript. This study was supported by Agencia PICT 2003 no 07-13659; CONICET PIP 2009, Universidad Nacional de Mar del Plata EXA 355/06 and by a grant from the Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN 2076 sponsored by the US National Science Foundation (Grant GEO-0452325). This is an INIDEP contribution no 2143.

---

#### REFERENCES

---

- ACHA EM, MIANZAN HW, GUERRERO RA, CARRETO J, GIBERTO D, MONTOYA N, CARIGNAN M. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Cont Shelf Res.* 28: 1579-1588.
- ACHA EM, MIANZAN HW, LASTA CA, GUERRERO RA. 1999. Estuarine spawning of the white-mouth croaker *Micropogonias furnieri* in the Río de la Plata, Argentina. *Mar Freshwater Res.* 50: 57-65.
- BALON EK. 1984. Reflections on some decisive events in the early life of fishes. *Trans Am Fish Soc.* 113: 178-185.
- BALON EK. 1989. The Tao of life: from the dynamic unity of polar opposites to self-organization. In: BRUTON MN, editor. *Alternative life-history styles of animals. Perspectives in vertebrate science.* Vol. 6. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p. 7-40.
- BOEHLERT GW, MUNDY BC. 1988. Roles of behavioral and physical factors in larval and juveniles fish recruitment to estuarine nursery areas. *Am Fish Soc Symp.* 3: 51-67.
- BOGLIONE C, GIGANTI M, SELMO C, CATAUDELLA S. 2003. Morphoecology in larval fin-fish: a new candidate species for aquaculture, *Diplodus puntazzo* (Sparidae). *Aquacult Int.* 11: 17-41.
- BRAVERMAN MS, ACHA EM, GAGLIARDINI DA, RIVAROSSA M. 2009. Distribution of white-mouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest 1823) larvae in the Río de la Plata estuarine front. *Estuar Coast Shelf Sci.* 82: 557-565.
- BRAVERMAN M, BROWN DR, ACHA EM. 2015. Indirect validation of daily increments in whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) larvae otoliths. *Rev Invest Desarr Pesq.* 26: 59-67.
- BURATTI CC, SANTOS BA. 2010. Otolith microstructure and pelagic larval duration in two stocks of the Argentine hake, *Merluccius hubbsi*. *Fish Res.* 106: 2-7.
- CAMPANA SE, NIELSON JD. 1985. Microstructure of fish otoliths. *Can J Fish Aquat Sci.* 42: 1014-1032.
- CAROZZA CR, LASTA CA, RUARTE C, COTRINA CP, MIANZAN H, ACHA EM. 2004. Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). In: SÁNCHEZ RP, BEZZI SI, editors. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros.* Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización

- biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 255-270.
- COPP GH, KOVÁČ V. 1996. When do fish with indirect development become juveniles? *Can J Fish Aquat Sci.* 53: 746-752.
- DANDO PR. 1984. Reproduction in estuarine fish. In: POTTS GW, WOOTTON RJ, editors. *Fish reproduction: strategies and tactics*. London: Academic Press. p. 155-170.
- DITTY JG, FUIMAN LA, SHAW RF. 2003. Characterizing natural intervals of development in fishes: an example using blennies (Teleostei: Blenniidae). In: *The big fish bang. Proceedings of the 26th annual larval fish conference*. Bergen. p. 405-418.
- FUIMAN LA. 1983. Growth gradients in fish larvae. *J. Fish Biol.* 23: 117-123.
- FUIMAN LA, POLING KR, HIGGS DM. 1998. Quantifying developmental progress for comparative studies of larval fishes. *Copeia.* 3: 602-611.
- FUIMAN LA, WERNER RG. 2002. *Fishery science: the unique contributions of early life stages*. Oxford: Blackwell Science Ltd. Osney Mead. 326 p.
- GOVONI JJ. 2004. The development of form and function in fishes and the question of larval adaptation. *Am Fish Soc Symp.* 40: 1-7.
- GOZLAN RE, COPP GH, TOURENQ JN. 1999. Comparison of growth plasticity in the laboratory and field, and implications for the onset of juvenile development in sofie, *Chondrostoma toxostoma*. *Environ Biol Fish.* 56: 153-165.
- HAEDRICH RL. 1992. Estuarine fishes. In: KETCHUM BH, editor. *Ecosystems of the world. Estuaries and enclosed seas*. Vol 26. Amsterdam: Elsevier. p. 185-207.
- HUXLEY J. 1932. *Problems of relative growth*. New York: New York Dial Press.
- JOLICOEUR P. 1963a. The multivariate generalization of the allometry equation. *Biometrics.* 19: 497-499.
- JOLICOEUR P. 1963b. The degree of generality of robustness in *Martes americana*. *Growth.* 27: 1-27.
- JUANES F, CONOVER DO. 1994. Rapid growth, high feeding rates, and early piscivory in young-of-the-year bluefish (*Pomatomus saltatrix*). *Can J Fish Aquat Sci.* 51: 1752-1761.
- KANOU K, KOHNO H, SANO M. 2004. Morphological and functional development of characters associated with settlement in the yellowfin goby, *Acanthogobius flavimanus*. *Ichthyol Res.* 51: 213-221.
- KOLKOVSKI S, TANDLER A, KISSIL GW, GERTLER A. 1993. The effect of dietary exogenous digestive enzymes on ingestion, assimilation, growth and survival of gilthead seabream (*Sparus aurata*, Sparidae, Linnaeus) larvae. *Fish Physiol Biochem.* 12: 203-209.
- KOUMOUNDOUROS G, ASHTON C, XENIKOUDAKIS G, GIOPANOU I, GEORGAKOPOULOU E, STICKLAND N. 2009. Ontogenetic differentiation of swimming performance in Gilthead seabream (*Sparus aurata*, Linnaeus 1758) during metamorphosis. *J Exp Mar Biol Ecol.* 370: 75-81.
- KOVÁČ V. 2002. Synchrony and heterochrony in ontogeny (of fish). *J Theor Biol.* 217: 499-507.
- KOVÁČ V, COPP GH. 1999. Prelude: looking at early development in fishes. *Environ Biol Fish.* 56: 7-14.
- KOVÁČ V, KATINA S, COPP GH, SIRYOVA S. 2006. Ontogenetic variability in external morphology and microhabitat use of spirin *Alburnoides bipunctatus* from the River Rudava (Danube catchment). *J Fish Biol.* 68: 1257-1270.
- LAUFF M, HOFFER R. 1984. Proteolytic enzymes in fish development and the importance of dietary enzymes. *Aquaculture.* 37: 335-346.
- MACCHI GJ, CHRISTIANSEN HE. 1996. Análisis temporal del proceso de maduración y determinación de la incidencia de atresias en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). *Frente Marit.* 16: 93-101.
- MANN KH, LAZIER JRN. 1996. Dynamics of marine ecosystems: biological-physical inter-

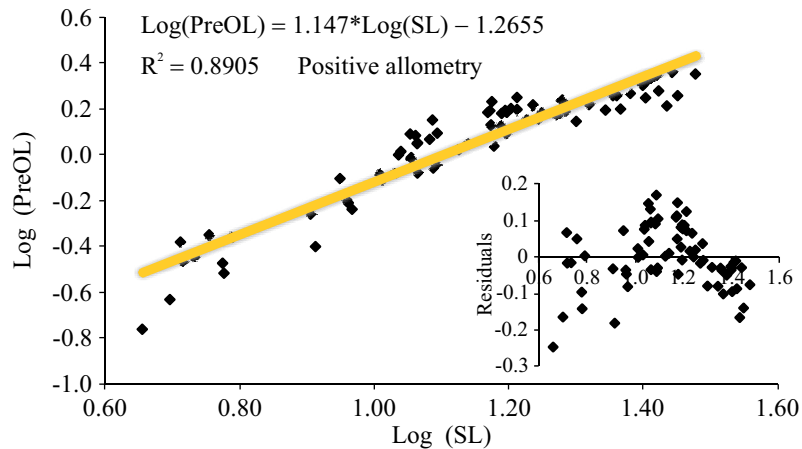
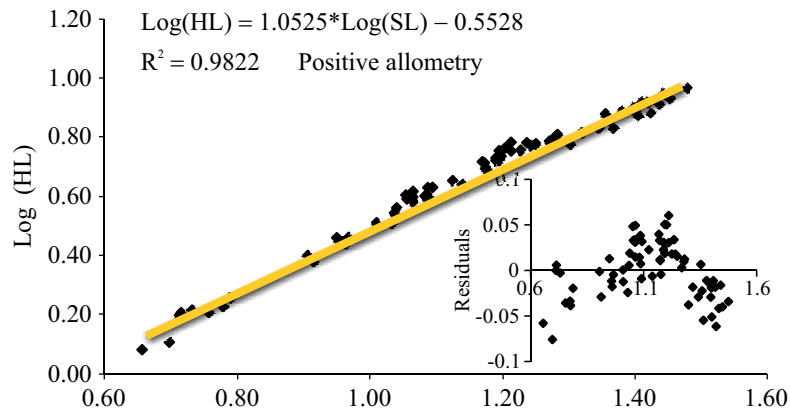
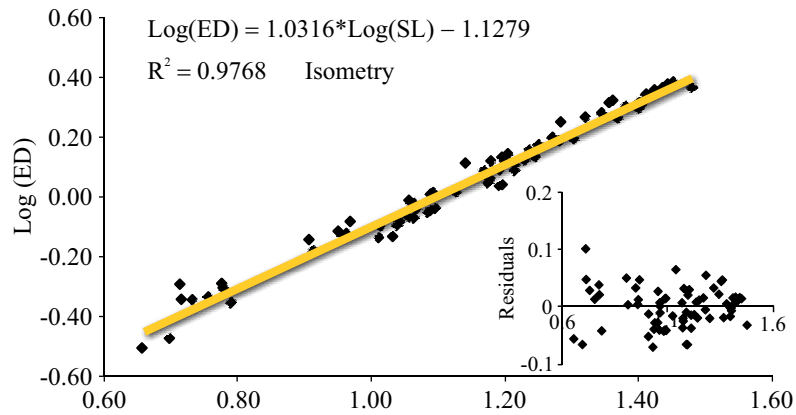
- actions in the oceans. Malden: Blackwell Science. 394 p.
- MCCORMICK MI, MAKEY L, DUFOUR V. 2002. Comparative study of metamorphosis in tropical reef fishes. *Mar Biol.* 141: 841-853.
- MIANZAN H, LASTA C, ACHA EM, GUERRERO R, MACCHI GJ, BREMEC C. 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In: SEELIGER U, KJERFVE B, editors. Ecological studies. Coastal marine ecosystems of Latin America. Berlin: Springer-Verlag. p. 185-204.
- MILLER MJ, NEMERSON DM, ABLE KW. 2003. Seasonal distribution, abundance, and growth of young-of-the-year Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) in Delaware Bay and adjacent marshes. *Fish Bull.* 101 (1): 100-115.
- MORALES-NIN B, ALDEBERT Y. 1997. Growth of juvenile *Merluccius merluccius* in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on otolith microstructure and length-frequency analysis. *Fish Res.* 30 (1-2): 77-85.
- MORIOKA S, MACHINANDIARENA L, VILLARINO MF. 2001. Preliminary information on internal structures of otoliths and growth of ling, *Genypterus blacodes* (Ophidiidae), larvae and juveniles collected off Argentina. *Bull Japan Soc Fish Ocean.* 65 (2): 59-66.
- MOSER HG. 1996. Principles and terminology. The early stages of fishes in the California current region. California cooperative oceanic fisheries investigations. Atlas. 33. p. 27-44.
- NIKOLIUDAKIS N, KOUMOUNDOUROS G, KIPARISIS S, SOMARAKIS S. 2010. Defining length-at-metamorphosis in fishes: a multi-character approach. *Mar Biol.* 157: 991-1001.
- OSSE JWM, VAN DEN BOOGAART JGM. 1995. Fish larvae, development, allometric growth and the aquatic environment. *ICES Mar Sci Symp.* 201: 21-34.
- OSSE JWM, VAN DEN BOOGAART JGM, VAN SNIK GMJ, VAN DER SLUYS L. 1997. Priorities during early growth of fish larvae. *Aquaculture.* 155: 249-258.
- PAVLOV DA. 1999. Features of transition from larva to juvenile in fishes with different types of early ontogeny. *Environ Biol Fish.* 56: 41-52.
- PEDERSEN BH, NILSSEN EM, HJELMELAND K. 1987. Variations in the content of trypsin and trypsinogen in larval herring (*Clupea harengus*) digesting copepod nauplii. *Mar Biol.* 94: 171-181.
- POTTHOFF T. 1984. Clearing and staining techniques. In: LAWRENCE KS, MOSER HG, RICHARDS WJ, COHEN DM, FAHAY MP, KENDALL AW JR, RICHARDSON SL, editors. Ontogeny and systematics of fishes. Special Publication 1. American Society of Ichthyologists and Herpetologist. p. 33-37.
- RODRÍGUEZ-GRAÑA L, VERA M, CERVETTO G, CALLIARI DL. 2018. Trophic ecology of the White Croaker (*Micropogonias furnieri* Desmarest, 1823) and Rough Scad (*Trachurus lathami* Nichols, 1920) larvae in the Río de la Plata Estuary. In: HOFFMEYER M, SABATINI M, BRANDINI F, CALLIARI D, SANTINELLI N, editors. Plankton ecology of the Southwestern Atlantic. Cham: Springer. p. 349-371.
- ROOKER JR, HOLT SA. 1997. Utilization of subtropical seagrass meadows by newly settled red drum (*Sciaenops ocellatus*): patterns of distribution and growth. *Mar Ecol Prog Ser.* 158: 139-149.
- SECOR HD. 2015. Migration ecology of marine fishes. Baltimore: Johns Hopkins University Press. 292 p.
- SHEA BT. 1985. Bivariate and multivariate growth allometry: statistical and biological considerations. *J Zool.* 206: 367-390.
- SIMONATO CG, BERASATEGUI AD, MECCIA V, ACHA EM, MIANZAN H. 2008. Short time-scale wind forced variability in the Río de la Plata Estuary and its role on ichthyoplankton retention. *Estuar Coast Shelf Sci.* 76: 211-226.
- SINQUE C. 1980. Larvas de Sciaenidae (Teleostei) identificadas na região estuarino-lagunar de Cananéia. Universidade do São Paulo. Bol

- Zool. 5: 39-77.
- SMITH PE. 1985. Year class strength and survival of 0-group clupeoids. *Can J Fish Aquat Sci.* 42: 69-82.
- SOGARD SM. 1991. Interpretation of otolith microstructure in juvenile winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*): ontogenetic development, daily increment validation, and somatic growth relationships. *Can J Fish Aquat Sci.* 48: 1862-1871.
- TAYLOR WR, VAN DYKE GC. 1985. Revised procedures for staining and clearing small fishes and other vertebrates for bone and cartilage study. *Cibium.* 9 (2): 107-119.
- URHO L. 2002. Characters of larvae-what are they? *Folia Zool.* 51: 161-186.
- WEISS G. 1981. Ictioplancton del estuario de Lagoa dos Patos, Brasil [tesis doctoral]. La Plata: Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 164 p.
- WERNER RG. 2002. Habitat requirements In: FUIMAN LA, WERNER RG, editors. *Fishery Science. The unique contributions of early life stages.* Oxford: Blackwell Publishing. p. 161-182.
- WILSON DT, MCCORMICK MI. 1997. Spatial and temporal validation of settlement marks in the otoliths of tropical reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser.* 153: 259-271.
- WILSON DT, MCCORMICK MI. 1999. Microstructure of settlement-marks in the otoliths of tropical reef fishes. *Mar Biol.* 134: 29-41.
- XIE S, WATANABE Y, SARUWATARI T, MASUDA R, YAMASHITA Y, SASSA C, KONISHI Y. 2005. Growth and morphological development of sagittal otoliths of larval and early juvenile *Trachurus japonicus*. *J Fish Biol.* 66: 1704-1719. doi: 10.1111/j.0022-1112.2005.00717.x

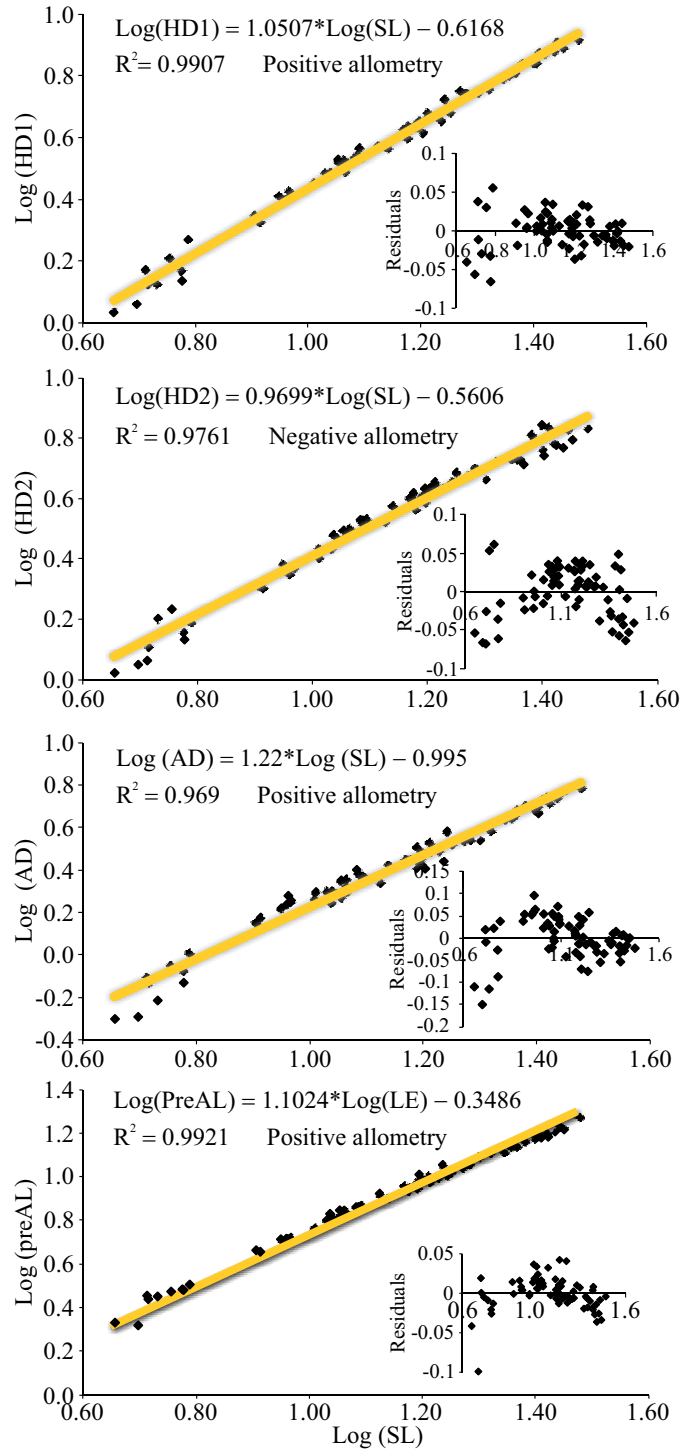


## APPENDIX

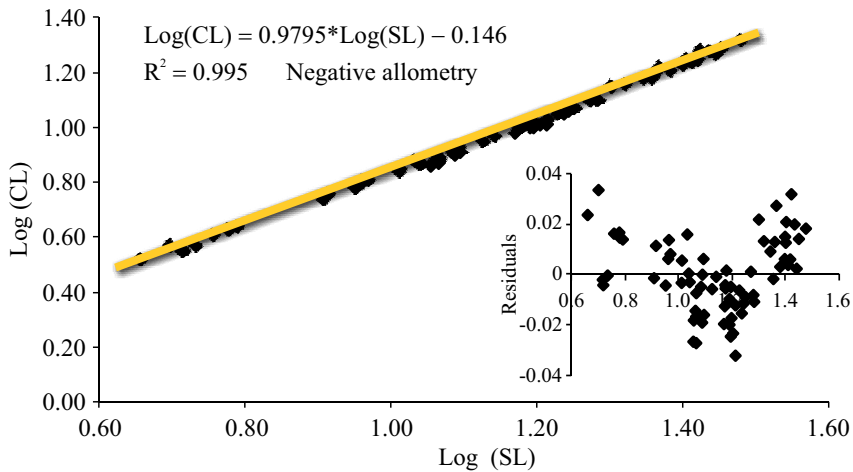
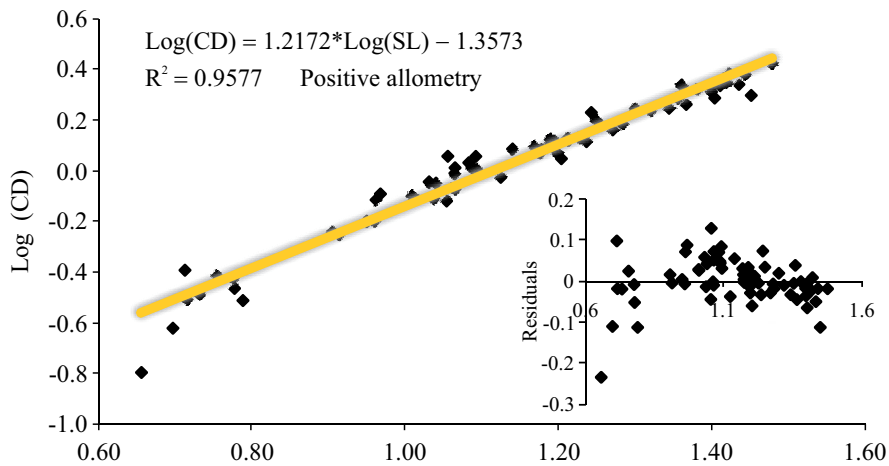
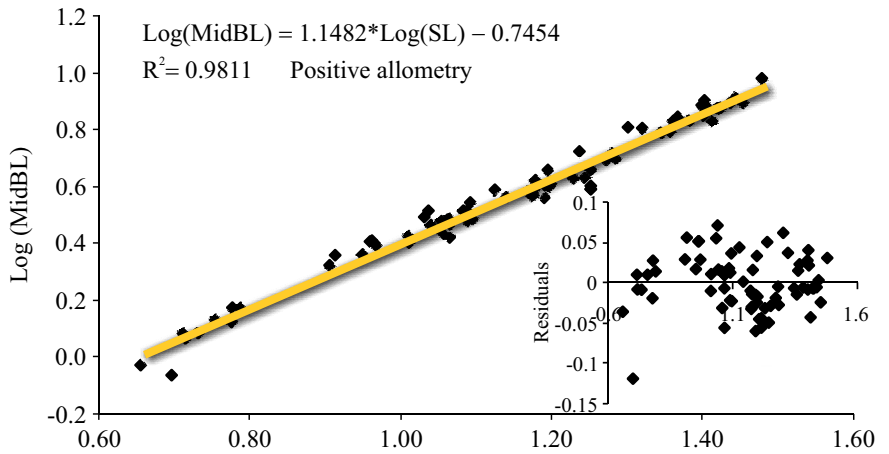
Linear regressions of log-transformed morphometric variables and residuals' charts used to identify changes in variables meaning changes in individual's shape.



## Appendix. Continued.



## Appendix. Continued.



## MARINE IMPACTS IN THE ANTHROPOCENE

# Shore-based competitive recreational fisheries in southern Bahia, Brazil: a baseline study

KÁTIA MEIRELLES FELIZOLA FREIRE<sup>1,2,\*</sup>, FELIPE PINTO NASCIMENTO<sup>2,3</sup> and GECELY RODRIGUES ALVES ROCHA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento 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, Brazil. <sup>2</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho - Ilhéus, Brazil. <sup>3</sup>Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), Avenida Luís Viana Filho, 6ª Avenida, nº 600, CA - Salvador, Brazil



**ABSTRACT.** This study describes shore-based competitive fishing events in Ilhéus, southern Bahia (Brazil), including catch composition, and provides information on the profile of recreational fishers participating in these events. Information was collected in all events promoted by the Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL) in 2007-2008. A total of 26 competitive fishing events were organized during this period, with 47 species caught. The top species were: *Cathorops spixii*, *Menticirrhus littoralis*, *Trachinotus goodei*, *Eucinostomus melanopterus*, *Polydactylus virginicus*, *Atherinella brasiliensis*, and *Eucinostomus argenteus*. These seven species represented 87% of the total catch in number and 78% in weight. *Menticirrhus littoralis* and *Polydactylus virginicus* are species of commercial interest and their catch was dominated by juveniles. Local recreational fishers were predominately middle-aged men, who tended to use small hooks and mainly shrimp as bait. They were consumption-oriented, but also released small fishes. During competitions, fishers used even smaller hooks. Most of them perceived shrimp trawling as the main factor affecting recreational fisheries. The use of larger hooks and a minimum fish size of 20 cm are suggested to decrease the capture of juveniles, mainly those species of commercial importance. This study sets a baseline from which new studies can be proposed to access the current status of local recreational fisheries.

**Key words:** Angling, recreational fishery, sport fishing, shore-based fisheries, tournament, north-eastern Brazil.



\*Correspondence:  
kmffreire2018@gmail.com

Received: 1 June 2020  
Accepted: 8 July 2020

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

https://ojs.inidp.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

**Pesca recreativa competitiva desde la costa en el sur de Bahía, Brasil: un estudio de línea de base**

**RESUMEN.** Este estudio describe eventos competitivos de pesca desde la costa en Ilhéus, sur de Bahía (Brasil), incluida la composición de la captura, y proporciona información sobre el perfil de los pescadores recreativos que participan en estos eventos. La información se recopiló en todos los eventos promovidos por el Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL) en 2007-2008. Se organizaron un total de 26 eventos de pesca competitiva durante este período con 47 especies capturadas. Las principales especies fueron: *Cathorops spixii*, *Menticirrhus littoralis*, *Trachinotus goodei*, *Eucinostomus melanopterus*, *Polydactylus virginicus*, *Atherinella brasiliensis* y *Eucinostomus argenteus*. Estas siete especies representaron el 87% de la captura total en número y el 78% en peso. *Menticirrhus littoralis* y *Polydactylus virginicus* son especies de interés comercial y su captura estuvo dominada por juveniles. Los pescadores recreativos locales eran predominantemente hombres de mediana edad, que solían usar anzuelos pequeños y principalmente camarones como carnada. Estaban orientados al consumo, pero también liberaron peces pequeños. Durante las competiciones, los pescadores usaron anzuelos incluso más pequeños. La mayoría de ellos percibió a el arrastre de

camarones como el principal factor que afecta la pesca recreativa. Se sugiere el uso de anzuelos más grandes y un tamaño mínimo de 20 cm para disminuir la captura de juveniles, principalmente los de especies de importancia comercial. Este estudio establece una línea de base a partir de la cual se pueden proponer nuevos estudios para acceder al estado actual de la pesca recreativa local.

**Palabras clave:** Pesca con caña, pesca recreativa, pesca deportiva, pesca desde la costa, torneo, noreste de Brasil.

---

## INTRODUCTION

---

Recreational fisheries have been recognized worldwide as an important industry, which generates about 39.7 billion USD in expenditure for marine waters only (Cisneros-Montemayor and Sumaila 2010). Some rough global estimates available indicated that recreational catches amounted to about 0.5-11 million tonnes, including only inland fisheries, only marine fisheries or both (Coates 1995; Cooke and Cowx 2004), which are small in relation to commercial catches (FAO 2018). Only recently, catches originating from marine recreational fisheries were estimated in a per country basis using several different approaches depending on local data availability, indicating that around 0.9 million tonnes were extracted from marine waters by recreational fishers in 2014 (Freire et al. 2020). Even though recreational catches are globally small, they may surpass commercial catches for some species (Gentner and Lowther 2002; Coleman et al. 2004; Freire et al. 2020). Global number of anglers is also unknown, but Arlinghaus et al. (2020) revised all participation rates available around the globe indicating a global participation rate of 10.6% and increasing up to 42% in countries such as Norway. For developing countries as a whole, these estimates are unavailable. According to Arlinghaus et al. (2020), participation rate is unknown for regions such as Central America, the Caribbean, Africa, and Southeast, Central and Western Asia. For South America, participation rate is 0-5% and has been increasing in the last years. In Brazil, this proportion may be slightly lower than 1% (Freire et al. 2016).

A comprehensive analysis of recreational fisheries requires the understanding of their different sectors: shore-based, boat-based (both coastal and oceanic), spearfishing, participants of competitive fishing events (tournaments, championships, jamborees), and freshwater and marine fisheries. Each sector has different consumption habits and motivation factors, which result in a range of fishing practices (Fedler and Ditton 1994). Ultimately, these choices will be reflected in fishing policies. The importance of competitive events has been underestimated, even though their frequency in some regions is very high. In North America, e.g., about 25,000 events were promoted in 2000-2001 in freshwater and another 978 in marine waters (Kerr and Kamke 2003). Some of them may have up to 3,000 participants (Schramm Jr. et al. 1991), which could have a considerable high impact on the abundance of target species, especially when targeting single species. In Brazil, there is no estimate of the total number of events, but Freire (2010) reported a total of 100 promoted annually in marine waters only in northeastern Brazil.

Llompert et al. (2012) emphasized that most of the studies on marine recreational fisheries have been carried out in the Northern Hemisphere with a few studies in the Southern Hemisphere, including Australia, New Zealand, and South Africa. Information about recreational fisheries in South America (including Brazil) is also scarce and, in some cases, restricted to a few oceanic fishing tournaments (see, e.g., Mourato et al. 2016; Mourato et al. 2019). This is equally true for cold temperate marine waters in South America, where Llompert et al. (2012) claimed to have analysed for the first time the major coastal recreational fishery. In northeastern Brazil, a typically tropical

area, the availability of studies is also scarce (see, e.g., Nunes et al. 2012; Freire et al. 2017). In this region, recreational fishers are organized in fishing clubs and prefer shore-based fishing activities (Freire 2005), even though offshore recreational fisheries have been gaining many adepts throughout the years (Freire et al. 2018). Some clubs are very active in promoting fishing tournaments all year around, but do not record their catch by species. Therefore, there is a lack of knowledge about catch composition. One of these fishing clubs, CLUPESIL (Clube de Pesca de Ilhéus), is located in southern Bahia (Municipality of Ilhéus) and has been very active in promoting competitive fishing events since 1975 when it was established. The objective of this study was to describe competitive fishing events taking place in Ilhéus, southern Bahia, including the catch composition, and to provide information on the profile of recreational fishers participating in these events to serve as a baseline to assess changes to current state and future perspectives.

---

## MATERIALS AND METHODS

---

### Competitive fishing events and ichthyofauna

All competitive fishing events promoted by the Ilhéus Fishing Club (Clube de Pesca de Ilhéus - CLUPESIL) within the limits of the municipality of Ilhéus (about 32 km to the north and 33 km to the south) were monitored in 2007-2008 (Figure 1). Three other fishing clubs existed in Ilhéus during that period: Candirú Clube de Pesca, Clube de Pesca da Gabriela, and Estrela do Mar. However, none of them promoted fishing competitions.

CLUPESIL organized one to three competitive fishing events per month in Ilhéus, with a total of 26 events in 2007-2008 (Table 1). Fishers from the other three local clubs participated in these events. Some events were two days long (four hours on Saturday afternoon and four hours on

Sunday morning), such as Torneio da Gabriela, which attracted fishers from other states (Alagoas, Sergipe, Espírito Santo, and Rio de Janeiro), totaling 168 fishers in 2007 and 96 in 2008. All the others were one-day events, lasting four hours (Saturday afternoon or Sunday morning), and all participants inhabited Ilhéus or the surroundings. An average of 40 fishers took part in the CLUPESIL Internal Championship (Campeonato Individual de Pesca de Arremesso de Praia do CLUPESIL) in 2007, starting with 48 fishers and finishing with 32 by the end of the year. In 2008, 54 fishers were present in the first round, but only 38 participated in the last round. In order to account for differences in effort among events, number and weight of fishes caught were divided by number of fishers before the analysis of temporal trends.

After each event, the organizers recorded the results as total number of fishes caught per recreational fisher and their corresponding total weight. These data were used to calculate the mean fish weight throughout the study period. Our research team then separated each specimen by common name in buckets. The identification of specimens by common name was done by an 'expert' fisher nominated by the participants based on his long term experience. The content of each bucket was then counted, weighed, and recorded by common name. Between one and three specimens associated with each common name were taken to the Laboratório de Oceanografia Biológica at the Universidade Estadual de Santa Cruz to be identified by their scientific names mainly according to Figueiredo and Menezes (1978, 1980, 2000) and Menezes and Figueiredo (1980, 1985). The total number and weight of each species caught were calculated based on the results of the competitive events. Species found in 75-100% of competitive events were considered 'highly frequent', in 50-74% were 'frequent', and 'occasional' if found in less than 50% of the events. Catch per unit of effort (CPUE) was calculated both in number and weight of fish per recreational fisher.



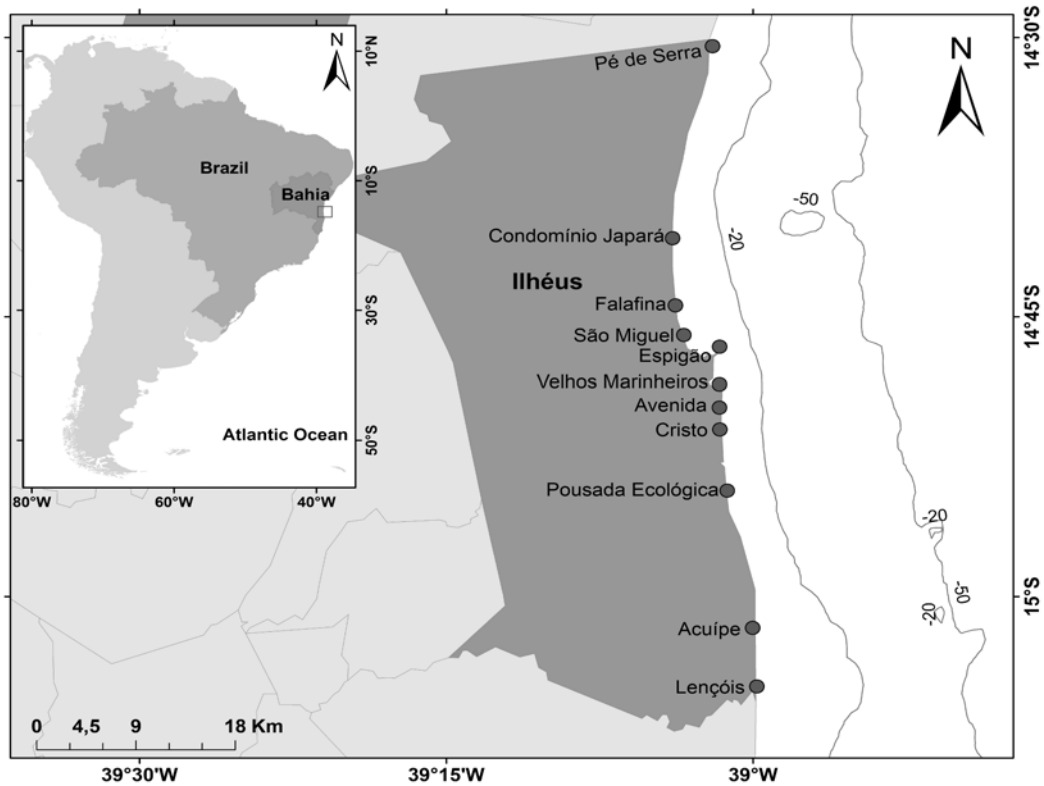


Figure 1. Beaches where competitive fishing events promoted by CLUPESIL occurred in Ilhéus, southern Bahia, Brazil (2007-2008). Downtown Ilhéus corresponds to Espigão, Velhos Marinheiros, Avenida, and Cristo. Pé de Serra to São Miguel are northern beaches and Pousada Ecológica to Lençóis are southern beaches.

Additionally, samples of at least 30 specimens of each main species (unless a smaller number was caught) were taken from each event after being counted and weighed by the organizers, and carried to the laboratory to be individually measured (total length; cm), weighed (total weight; g) and sexed, and had their maturity stage defined based on a macroscopic analysis. A simple four stage scale of maturity was used (Vazzoler 1996): I – immature; II – developing; III – ripe; IV – post-spawning. Only detailed information for *Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847) and *Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758) were presented due to the availability of size at first maturity from the literature (Braun and Fontoura 2004) or the collection of sufficient data to fit a maturity curve (using the

proportion of stages II, III and IV), allowing for the estimation of the proportion of juveniles in the catch. These species are caught by commercial fisheries and were also captured by recreational fishers in the neighbor state of Sergipe, the only state in northeastern Brazil where catch composition in fishing competitive events was provided by species (Freire et al. 2017). A t-test considering equal variances was applied to compare the mean size between 2007 and 2008 for these two species.

Association among fishing grounds (beaches) was assessed using cluster analysis after transforming the abundance data using square root to decrease the weight of very abundant species (Krebs 1999) and calculating the Bray-Curtis similarity index.

Table 1. Competitive fishing events promoted by Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL) in Ilhéus, southern Bahia, in 2007 and 2008.

Event (round)	Data	Period	Category*	Number of anglers	Locality
1. Clupesil Championship (1st)	10/3/2007	14:00-18:00	Individual	48	Praia dos Velhos Marinheiros (D)
2. Clupesil Championship (2nd)	25/3/2007	08:30-12:30	Individual	46	Pousada Ecológica (S)
3. Clupesil Championship (3rd)	22/4/2007	08:00-12:00	Individual	35	Falafina (N)
4. Clupesil Championship (4th)	06/5/2007	08:00-12:00	Individual	36	Condomínio Japará (N)
5. Clupesil Championship (5th)	12/5/2007	13:30-17:30	Individual	37	Praia do Cristo (D)
6. Ilhéus City Tournament	28/6/2007	08:00-12:00	Double	54	Praia da Avenida (D)
7. Clupesil Championship (6th)	22/7/2007	08:00-12:00	Individual	36	Praia do Pé de Serra (N)
8. Clupesil Championship (7th)	18/8/2007	13:00-17:00	Individual	30	Praia de São Miguel (N)
9. Clupesil Championship (8th)	23/9/2007	07:30-11:30	Individual	29	Praia de Lençóis (S)
10. Clupesil Championship (9th)	23/10/2007	13:30-17:30	Individual	26	Praia do Espigão (D)
11. 24th Gabriela Tournament (1st)	03/11/2007	13:00-17:00	Triplet	168	Praia da Avenida (D)
12. 24th Gabriela Tournament (2nd)	04/11/2007	06:00-10:00	Triplet	168	Praia da Avenida (D)
13. Clupesil Championship (10th)	25/11/2007	08:00-12:00	Individual	32	Acuípe (S)
14. Clupesil Championship (1st)	29/3/2008	13:00-17:00	Individual	54	Praia da Avenida (D)
15. Clupesil Championship (2nd)	27/4/2008	07:00-11:00	Individual	50	Falafina (N)
16. Clupesil Championship (3rd)	04/5/2008	07:00-11:00	Individual	50	Clube do BANE (S)
17. Clupesil Championship (4th)	15/6/2008	08:00-12:00	Individual	48	Acuípe (S)
18. Double Tournament Ilhéus	28/6/2008	08:00-12:00	Double	64	Praia dos Velhos Marinheiros (D)
19. 1st Banking Clerk Tournament	13/7/2008	08:30-12:30	Individual	27	Clube do BANE (S)
20. Clupesil Championship (5th)	27/7/2008	08:30-12:30	Individual	44	Praia de Lençóis (S)
21. Clupesil Championship (6th)	09/8/2008	13:00-17:00	Individual	45	Praia de São Miguel (N)
22. Clupesil Championship (7th)	20/9/2008	13:00-17:00	Individual	38	Praia do Espigão (D)
23. Clupesil Championship (8th)	19/10/2008	13:00-17:00	Individual	37	Praia dos Velhos Marinheiros (D)
24. 25th Gabriela Tournament (1st)	01/11/2008	13:00-17:00	Triplet	96	Praia da Avenida (D)
25. 25th Gabriela Tournament (2nd)	02/11/2008	06:00-10:00	Triplet	96	Praia da Avenida (D)
26. Clupesil Championship (9th)	30/11/2008	08:00-12:00	Individual	38	Acuípe (S)

\*Individual: one angler, double: two anglers (any gender or age category, but registered according to the strongest category), triplet: maximum of three anglers (any gender or age class, but registered according to the strongest category); D, N, and S refer to beaches located downtown, in the northern coast, and in the southern coast of Ilhéus, respectively.

## Profile of recreational fishers

A questionnaire with 22 open- and close-ended questions was applied in 2008 to recreational fishers that participated actively in the CLUPESIL Internal Championship. As previously mentioned, a maximum of 54 fishers were present at the beginning of this championship (March 2008), but numbers decreased throughout the year and some fishers may have missed some of the rounds. The questionnaire was personally applied to fishers by one of the authors right after each of the rounds in an attempt to include all fishers. No fisher refused to participate in this study. The questionnaire included socio-economic questions related to gender, age, profession, and wages. Wages were defined in intervals (1, 2-5, 6-10, 11-20, > 20) and represented the number of minimum wages earned by month per fisher (R\$ 415.00 in 2008  $\approx$  USD 226.00). Questions also included details on fishing habits and gears, including gear type, line thickness, and hook size. Hook size was defined as the commercial standard locally used (3/0, 2/0, 1/0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, and 24). An aluminum plate with each of these hooks glued on its top was shown during the interview. In order to evaluate fishing activities outside competitive events, other questions were added: preferred fishing ground, preferred time of the year and days of the week for fishing, catch-and-release practice, destination of fishes caught, origin of fishing knowledge, and fishing mates. Finally, fishers were asked about the number of years of fishing experience and which problems have affected recreational fisheries during this period.

---

## RESULTS

---

### Competitive fishing events and ichthyofauna

A total of 10,026 fishes (about 360 kg) were caught in all competitive fishing events that took

place in Ilhéus in 2007-2008. Each fisher caught an average of eight fishes per event. They usually caught between three and 11 fishes, but they caught a maximum of 17 and 19 in March and May, respectively (Figure 2 A), all of them in downtown Ilhéus. Mean catch in weight per fisher was 260 g (138-430 g; Figure 2 B). In general, an increase in mean weight per fish was observed throughout the studied period (Figure 3). Each specimen had a mean weight of 39 g, with two events showing lower mean weight than the trend observed (9 and 20 g; Figure 3), both of them in downtown Ilhéus. The highest mean weight per fish (80 g) occurred in southern Ilhéus, which was above the general trend (Figure 3).

Based on the analysis of all specimens caught, we were able to identify fishes as belonging to 47 species and 22 families. Families with the highest number of species were: Carangidae (9 species), Sciaenidae (6), Haemulidae (5), Gerreidae (4), Ariidae (3), Engraulidae (3), and Centropomidae (2) (Table 2). Among the most representative families, Ariidae was the most important (about 37% for both number and weight), followed by Carangidae, Gerreidae, Sciaenidae, Polynemidae, Atherinopsidae, Haemulidae, and Centropomidae. No species was present in all events. The following species were relevant, representing altogether 87% of the total catch in number and 78% in weight: *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829), *Menticirrhus littoralis*, *Trachinotus goodei* Jordan and Evermann, 1896, *Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863), *Polydactylus virginicus*, *Atherinella brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1825), and *Eucinostomus argenteus* Baird and Girard, 1855. These species, together with *Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766), *Genidens genidens* (Cuvier, 1829), and *Caranx hippos* (Linnaeus, 1766), were considered highly frequent or frequent, occurring in 50% or more of all fishing events. The remaining species had a frequency of occurrence lower than 50% and were considered occasional (Table 2).

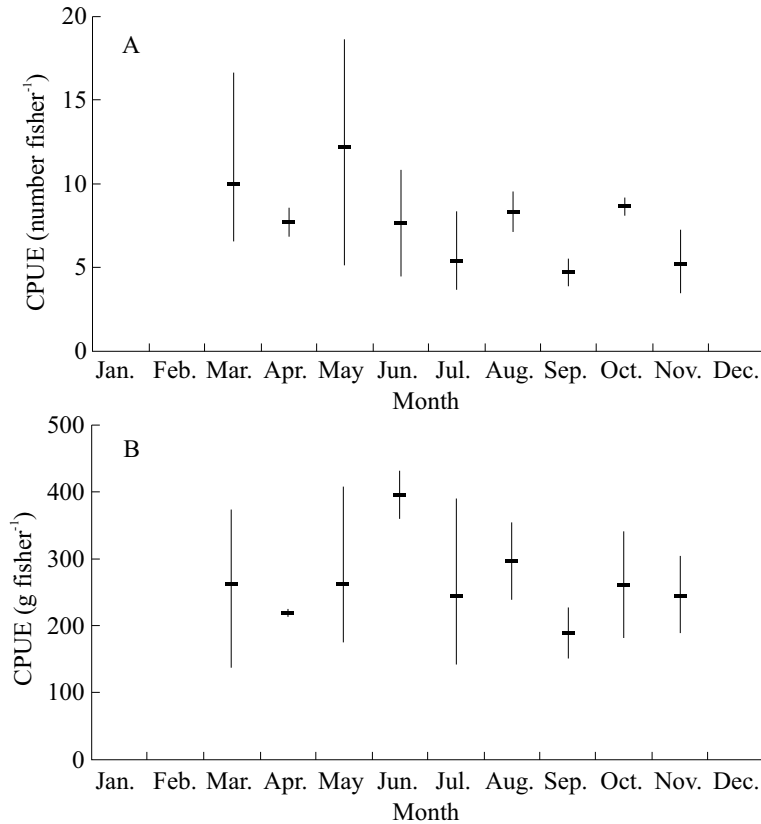


Figure 2. Number (A) and weight in grams (B) of fishes caught per recreational fisher in each competitive fishing event promoted by CLUPESIL in Ilhéus, southern Bahia (2007-2008). Vertical lines represent minimum and maximum values and horizontal lines indicate mean values for each month.

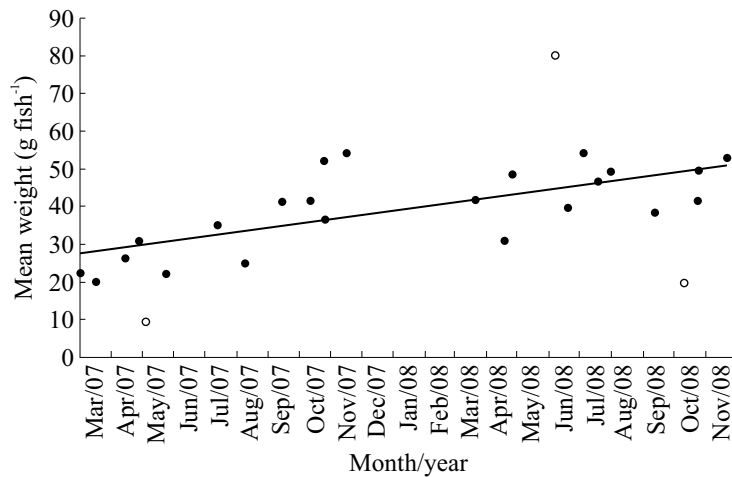


Figure 3. Mean weight of individual fishes caught by recreational fishers during competitive fishing events promoted by CLUPESIL in Ilhéus, southern Bahia (2007-2008; females and males combined). White circles represent outliers.

Table 2. Species composition of catches originating from competitive fishing events that took place in the coast of Ilhéus, southern Bahia, in 2007-2008. Frequency of occurrence (related to the percentage of events in which each species occurred): highly frequent (occurred in 75-100% of the events), frequent (50-74%), and occasional (< 50%).

Species	Common name in English	Common name in Portuguese	Family	Total number	Total weight (g)	Frequency of occurrence
<i>Cathorops spixii</i>	Madamango sea catfish	Bagre	Ariidae	3,327	96,950	Highly frequent
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Gulf kingcroaker	Corre costa	Sciaenidae	1,285	68,307	Highly frequent
<i>Trachinotus goodei</i>	Great pompano	Pampo galhudo/Aratobaia	Carangidae	1,095	23,467	Highly frequent
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Flagfin mojarra	Carapicu	Gerreidae	855	17,210	Highly frequent
<i>Polydactylus virginicus</i>	Barbu	Barbudo	Polynemidae	764	47,800	Highly frequent
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Brazilian silverside	Pisquilha	Atherinopsidae	742	5,530	Frequent
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Silver mojarra	Carapicu	Gerreidae	653	6,674	Frequent
<i>Trachinotus carolinus</i>	Florida pompano	Pampo espinha mole/ Pampo verdadeiro	Carangidae	413	16,595	Highly frequent
<i>Genidens genidens</i>	Guri sea catfish	Bagre	Ariidae	322	27,637	Frequent
<i>Caranx hippos</i>	Crevalle jack	Cabeçudo/Guaricema	Carangidae	165	5,881	Highly frequent
Carangidae	-	-	Carangidae	50	590	Occasional
<i>Centropomus parallelus</i>	Fat snook	Robalo comum	Centropomidae	45	6,850	Occasional
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	Roughneck grunt	Cocoroca	Haemulidae	43	2,110	Occasional
<i>Conodon nobilis</i>	Barred grunt	Roncador	Haemulidae	28	916	Occasional
<i>Syacium micrurum</i>	Channel flounder	Linguado	Paralichthyidae	22	250	Occasional
<i>Diapterus auratus</i>	Irish mojarra	Carapeba	Gerreidae	19	4,825	Occasional
<i>Trachinotus falcatus</i>	Permit	Pampo Redondo	Carangidae	17	110	Occasional
<i>Bagre bagre</i>	Coco sea catfish	Bagre fidalgo	Ariidae	14	6,675	Occasional
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Checked puffer	Baiaçu	Tetraodontidae	13	2,040	Occasional
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	Hairy blenny	Blênio/Moré macaco	Labrisomidae	12	234	Occasional
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	Spotted croaker	Cabeça dura/Corvina	Sciaenidae	12	656	Occasional
Unidentified catfish	-	Bagre não identificado	Ariidae	12	1,174	Occasional
<i>Strongylura timucu</i>	Timucu	Agulhão	Belontiidae	11	632	Occasional
<i>Caranx latus</i>	Horse-eye jack	Xaréu	Carangidae	9	239	Occasional
<i>Anisotremus virginicus</i>	Porkfish	Pitambu/Sargo	Haemulidae	8	2,904	Occasional
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Common halfbeak	Agulhinha/Famangaio	Hemiramphidae	8	204	Occasional
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Atlantic sabretooth anchovy	Sardinha xangó/Manjuba	Engraulidae	8	232	Occasional

Table 2. Continued.

Species	Common name in English	Common name in Portuguese	Family	Total number	Total weight (g)	Frequency of occurrence
<i>Anisotremus surinamensis</i>	Black margate	Pirambu/Sargo	Haemulidae	7	927	Occasional
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Banded croaker	Riscadinho	Sciaenidae	7	630	Occasional
<i>Albula vulpes</i>	Bonfish	Ubarana/Ubarana rato	Albulidae	5	1,565	Occasional
<i>Centropomus undecimalis</i>	Common snook	Robalo	Centropomidae	5	2,655	Occasional
Engraulidae	Engraulid	Arenque/Sardinha	Engraulidae	4	66	Occasional
<i>Harengula clupeiola</i>	False herring	Sardinha cascuda	Engraulidae	4	39	Occasional
<i>Caranx crysos</i>	Blue runner	Cabeçudo/Guaricema	Carangidae	3	4	Occasional
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Atlantic anchoveta	Sardinha maçambê	Engraulidae	3	51	Occasional
<i>Chilomycterus spinosus</i>	-	Baiacu espinho	Diodontidae	3	54	Occasional
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Atlantic bumper	Garapau	Carangidae	3	37	Occasional
<i>Oligoplites saurus</i>	Leatherjacket	Guaibira/Guaivira	Carangidae	3	175	Occasional
<i>Selene vomer</i>	Lookdown	Peixe galo	Carangidae	3	533	Occasional
<i>Stellifer rastrifer</i>	Rake stardrum	Mirucaia	Sciaenidae	3	52	Occasional
Unidentified fish	Unidentified fish	Piramboca	Unidentified	3	120	Occasional
<i>Diplacrum radiatale</i>	Pond perch	Margarida	Serranidae	2	69	Occasional
<i>Genyatremus luteus</i>	Torroto grunt	Sauara	Haemulidae	2	1,030	Occasional
<i>Lutjanus synagris</i>	Lane snapper	Ariocó	Lutjanidae	2	325	Occasional
<i>Ophichthus cylindroides</i>	Dusky snake eel	Mutuca	Ophichthidae	2	275	Occasional
<i>Parrella macropteryx</i>	-	Blênio	Gobiidae	2	20	Occasional
Unidentified catfish	Unidentified catfish	Bagre chibungo	Ariidae	1	1,106	Occasional
<i>Bairdiella rochus</i>	Ground croaker	Mirucaia	Sciaenidae	1	30	Occasional
<i>Centropomus</i> sp.	Snook	Robalo	Centropomidae	1	665	Occasional
Dasyatidae	Ray	Arraia	Dasyatidae	1	1,410	Occasional
<i>Diapterus rhombeus</i>	Caitipa mojarra	Carapeba	Gerreidae	1	44	Occasional
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	Oceanic puffer	Baiacu ará	Tetraodontidae	1	865	Occasional
<i>Larimus breviceps</i>	Shorthread drum	Boca torta	Sciaenidae	1	70	Occasional
<i>Opisthonema oglinum</i>	Atlantic thread herring	Sardinha maçambê	Clupeidae	1	5	Occasional
Total	-	-	-	10,026	359,516	-



We present here detailed information for two highly frequent species, *M. littoralis* and *P. virginicus*, which were also studied in the state of Sergipe, for comparison purposes. Frequency distribution of total length for *M. littoralis* indicated that 86% of the specimens were below the maturity size available in the literature (Figure 4). It was not possible to estimate the maturity curve for this species using our local data. There was no statistically significant difference in mean total length between 2007 and 2008 for *M. littoralis* ( $t = 0.969$ ;  $p = 0.33$ ). Size at first maturity estimated in this study for females *P. virginicus* was 22.1 cm TL (Figure 5). A proportion of 80% of the sampled specimens were below the maturity size (Figure 6). Similarly, no statistically significant difference was observed in mean total length between 2007 and 2008 for *P. virginicus* ( $t = 0.089$ ;  $p = 0.93$ ).

Cluster analysis grouped sampling sites into three groups independently of the time of the year: one group made up of beaches located in southern Ilhéus (Praia de Acuípe and Praia de Lençóis); one group of beaches in northern Ilhéus (Condomínio Japará, P da Serra, and Falafina); and one final group of beaches located downtown (Praia do Espigão, Praia da Avenida, and Praia dos Milionrios) (Figure 7). Even though Praia de

São Miguel is not properly located in downtown Ilhéus, it presented similar catch composition. These three groups had in common a high number of *C. spixii*, *M. littoralis*, and *T. goodei*. However, *C. spixii* was more abundant downtown and *T. goodei* in the north. *Menticirrhus littoralis* was equally abundant in events occurring along the entire coast. Additional differences were a high predominance of *E. melanopterus* downtown and *P. virginicus* in the south. Praia do Cristo was included in a separated group as it was characterized by the dominance of *E. argenteus*, followed by *A. brasiliensis*, in an estuarine area.

### Profile of the recreational fishers

A total of 57 recreational fishers were interviewed during the CLUPESIL Championship and thus included most of the active members of this fishing club at that time, as the club had 54 and 67 active members in 2007 and 2008, respectively. Currently, CLUPESIL has 60 active members. Most of these fishers were men (75%) and their age ranged between 7 and 70 years, with the majority of them being 36-54 years old (46%) (Figure 8). Most of the fishers were vendors (12 fishers), students (9), retired

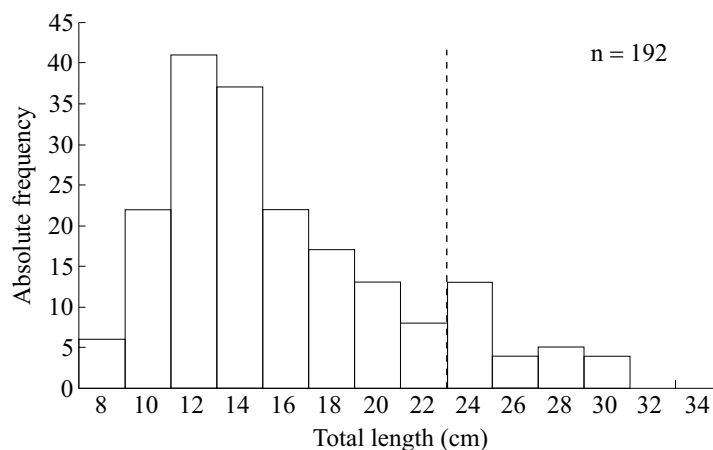


Figure 4. Frequency distribution of total length for *Menticirrhus littoralis* caught in competitive fishing events promoted by CLUPESIL in Ilhéus, southern Bahia (2007-2008). Dashed vertical line indicates mean size at first maturity (Braun and Fontoura 2004).

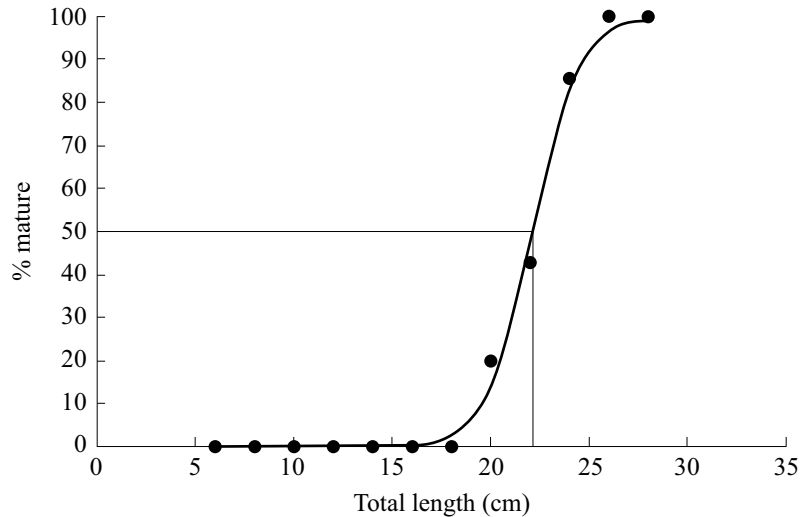


Figure 5. Mean size at first maturity for *Polydactylus virginicus* ( $TL_m = 22.1$  cm) estimated on specimens caught in competitive fishing events in Ilhéus, southern Bahia (2007-2008). % mature includes maturity stages: II – developing, III – ripe, and IV – post-spawning (Vazzoler 2006).

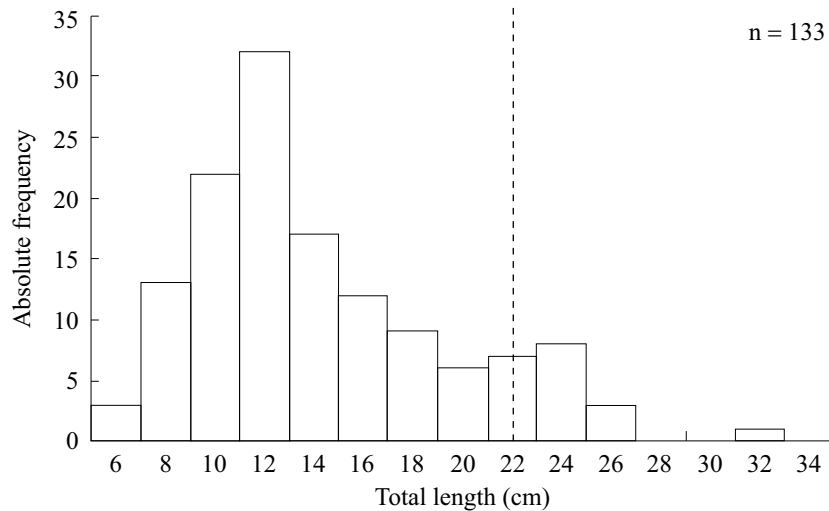


Figure 6. Frequency distribution of total length for *Polydactylus virginicus* caught in competitive fishing events in Ilhéus, southern Bahia (2007-2008). Dashed vertical line indicates mean size at first maturity estimated from Figure 5.

men/women (6), dentists and technicians (4 each), or public servants (3), followed by teachers, accountants, receptionists, desk assistants, lawyers and wall painters (2 each), and doctor, nurse, unemployed, bank officer, nursing assistant, administrative assistant, and port employee (1 each). Most cited monthly wages were 2-5

(39%) and 6-10 minimum wages (23%) (Figure 9). All fishers older than 18 years old had a fishing license, as it was (and still is) a requirement to participate in the CLUPESIL Championship. Younger fishers are not obliged to carry license (unless desiring to have a catch quota), but those older than 65 have to carry the license even

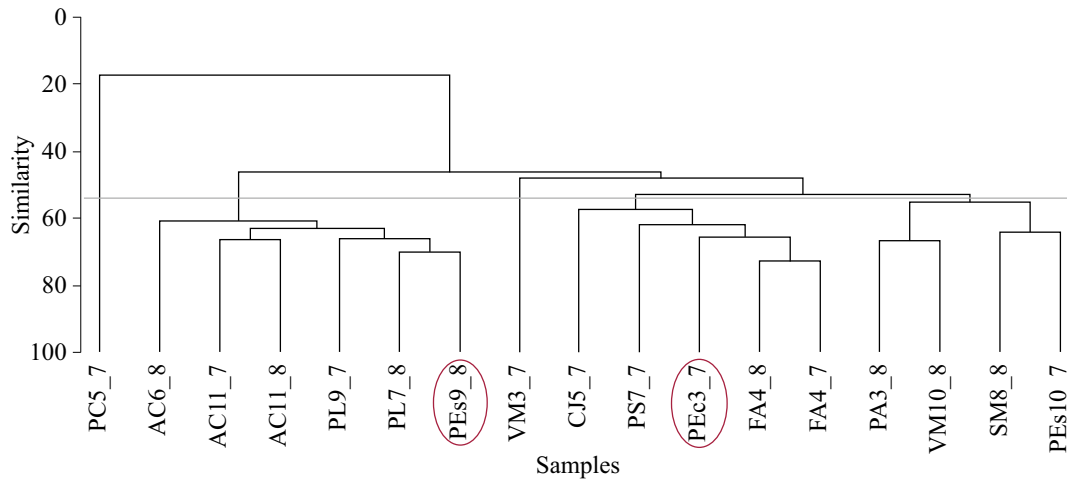


Figure 7. Dendrogram showing similarity of beaches in Ilhéus, southern Bahia, according to their fish species composition (as caught in competitive fishing events in 2007-2008). Letters indicate beaches: PC (Praia do Cristo), PEs (Praia do Espigão), PA (Praia da Avenida), VM (Praia dos Velhos Marinheiros), PS (Pé de Serra), PEc (Pousada Ecológica), FA (Falafina), SM (Praia de São Miguel), PL (Praia de Lencóis), AC (Acuípe), and CJ (Condomínio Japará). First number indicates month and second number, year. Thus: AC11\_7 = Acuípe in November 2007. Horizontal continuous line is the cut limit indicating the uniqueness of Praia do Cristo, southern beaches (AC, PL), northern beaches (CJ, PS, FA), and downtown beaches (PA, VM, PEs). São Miguel (SM) is located near downtown beaches and presents similar features in terms of species composition. Ovals indicate outliers.

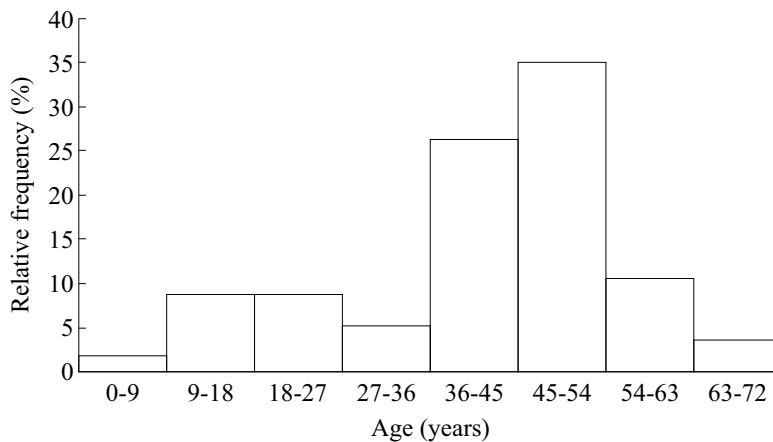


Figure 8. Age of recreational fishers affiliated to CLUPESIL based on 57 questionnaires answered in 2008 (Ilhéus, southern Bahia).

though they do not have to pay for it, according to the national regulation. Most of the fishers enjoyed fishing during both competitive events and outside events (38%), followed by those who liked only competitive events (32%) or no competitions at all (30%).

Recreational fishers employed line with mean thickness of 0.26 mm (0.10-0.40 mm) during competitive fishing events, which was thinner than the line used outside competitive events (mean = 0.37 mm; 0.10-0.90 mm). Hooks used outside competitive events were also larger in

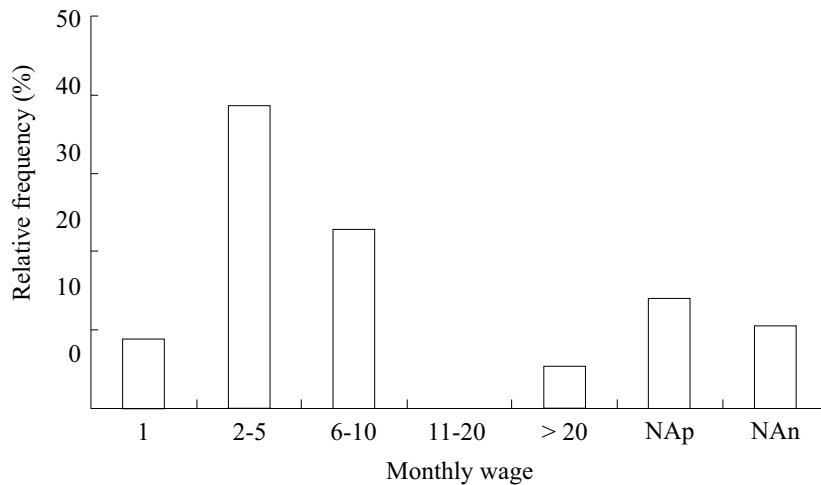


Figure 9. Monthly wage (in number of minimum wages) of recreational fishers affiliated to CLUPESIL based on 57 questionnaires answered in 2008 (NAp = not applicable; NAn = not answered). Minimum wage in 2008: R\$ 415.00 ( $\approx$  USD 226.00).

average, but a wider selection of sizes was used (Figure 10). These results were aligned with the objective of fishers during competitive events: catch many fishes (55%), leisure (31%), catch large fishes (11%), or catch certain species (3%). Most of the recreational fishers cited the use of spinning reel (67%), spinning reel or reel (23%), and only reel (10%) during fishing activities. The most common bait was shrimp, which was used by 100% of the interviewed fishers. In addition, ghost shrimp or 'corrupto' (Crustacea, Stomatopoda; 12%), fish pieces (3%), and crab 'grauçá', *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda; 3%) were used in different proportions. Several preferred fishing grounds (during competitions or not) were cited by interviewed recreational fishers, but most of them mentioned Acuípe (in the south; 16%) and southern beaches in general (from Opaba Hotel to Cururupe River; 13%) (Figure 11). They usually did not show preference for fishing in particular months (60%), but preferred to go fishing in the morning (74%) and during weekends (77%).

Outside competitive events, a total of 49% of the interviewed recreational fishers declared eating their catch, 40% eating or donating it, and

11% donating it. In terms of catch-and-release habits, 95% of them released small fishes, but also catfishes (Ariidae; 9%), pufferfishes (Tetraodontiformes; 2%), and *A. brasiliensis* (2%). Only a small proportion (2%) declared not practicing catch-and-release at all. A proportion of 43% of the interviewed fishers learned how to fish with their father, 21% with friends, and 15% were self-taught. The remaining fishers learned either with their husband, brother, grandfather, boss, mother, or father-in-law. However, most of them went fishing mainly with friends (36%), father (15%), son (12%), or alone (12%), but also with their wife, husband, brother, mother, or family in general.

Recreational fishers had between 0 and 55 years of fishing experience but had been taking part in competitive fishing events for 0 to 34 years (Figure 12). Most of them had 0-10 years of fishing experience at that time (33%) and the same amount of time taking part in competitive events (58%). A high proportion of fishers stated that the main existing problem for recreational fisheries was shrimp trawling (49%; note some fishers mentioned more than one problem), which occurs very close to the coastline and contributes

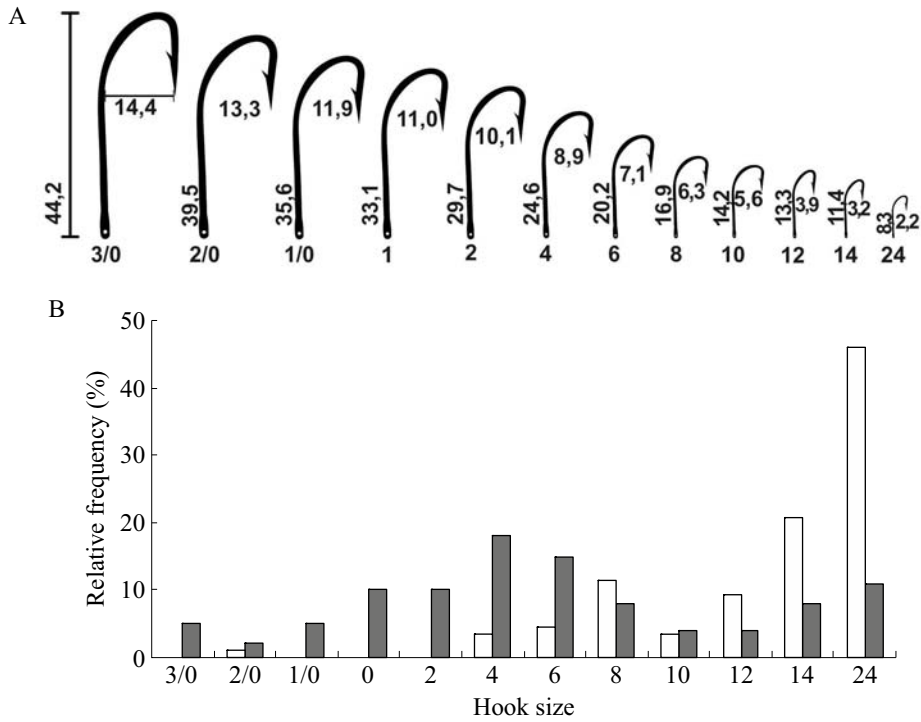


Figure 10. Standard hook size (mm) used during an interview with 57 recreational fishers from CLUPESIL in 2008 (A); hook size that these fishers declared to use during competitive fishing events (white columns) and outside competitive events (gray columns) (B). Each fisher could choose more than one hook size.

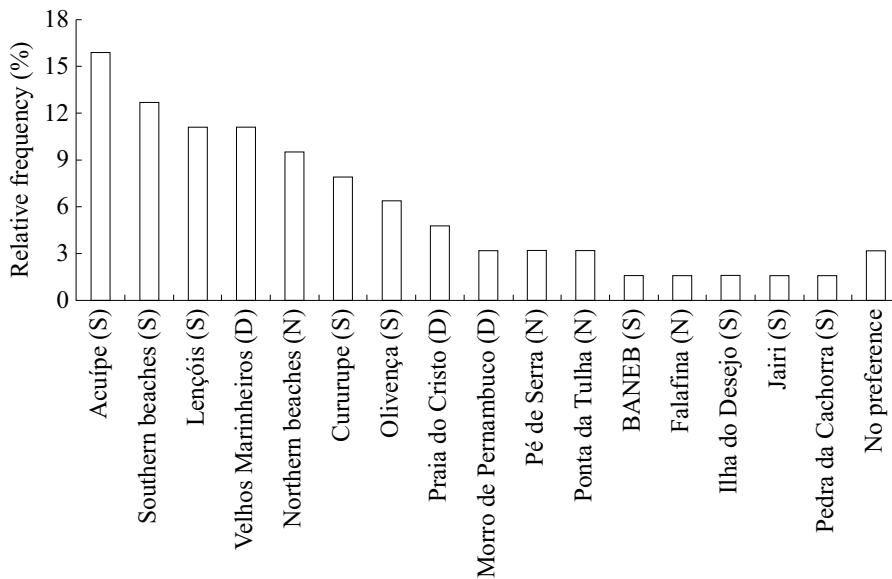


Figure 11. Preferred fishing ground declared by 57 recreational fishers affiliated to CLUPESIL in 2008 (Ilhéus, southern Bahia). S, D, and N correspond to southern, downtown, and northern beaches, respectively.

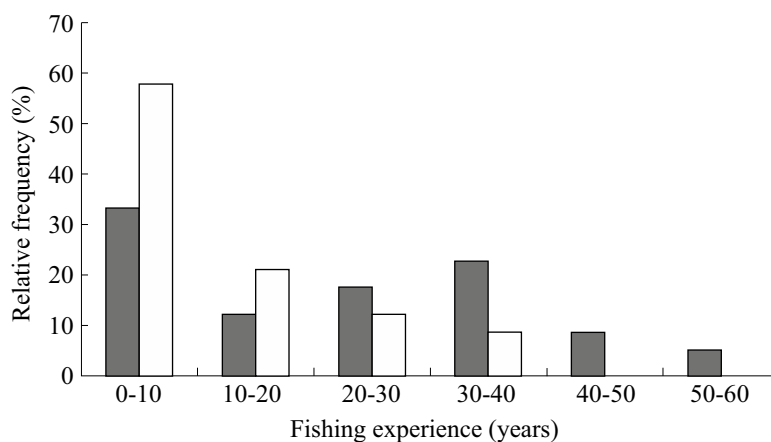


Figure 12. Fishing experience up to 2008 informed by 57 recreational fishers from CLUPESIL (Ilhéus, southern Bahia): in general (gray columns) and in competitive fishing events (white columns).

to decreasing fish abundance. On the other hand, 34% of them did not perceive any problems in recreational fisheries. Other problems mentioned were: pollution (7%), capture of small fish (5%), and low fish abundance, ‘calão’ fishery, and retreat of sea level (2% each).

---

## DISCUSSION

---

### Competitive fishing events and ichthyofauna

Our study allowed, for the first time, the identification of the catch composition of shore-based fishing competition events in the state of Bahia, indicating a typical surf zone ichthyofauna. The 47 species caught in competitive events in Ilhéus represent a much higher number than the 28 species reported by Freire et al. (2017) for the state of Sergipe, the only known published study that analyzed the species composition of shore-based competitive events in northeastern Brazil. This follows the general fish species composition along the coast of these states as presented by Froese and Pauly (2019), with higher diversity reported for the state of Bahia than for Sergipe. No reports of detailed species

composition for onshore competitive events in higher latitudes of Brazil were found. However, for Argentina, one can notice an even lower number of species caught (12 species) as expected, with *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830) and *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) accounting for 80% of the catch (Llompert et al. 2012). These two species are also caught by recreational fishers during onshore daily fishing activities in southern Brazil (Peres and Klippel 2005), together with at least nine other species that are also caught in Ilhéus (*M. littoralis*, *G. genidens*, *A. brasiliensis*, *Harengula clupeola* (Cuvier, 1829), *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792), *Caranx crysos* (Mitchill, 1815), *T. goodei*, *Paralichthys brasiliensis* (Steindachner, 1875), and *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889)). There is also overlapping between species/genera caught in competitive events onshore in Ilhéus (shore-based) and in Guaratuba Bay (boat-based): *Larimus breviceps* Cuvier, 1830, *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790), *Diplectrum* spp., *Menticirrhus* spp., *Stellifer* spp., *Eucinostomus* spp., *Selene* spp., *Centropomus* spp., *Oligoplites* spp., and *Caranx* spp. (Henke and Chaves 2017). Considering that many of these species are also caught in commercial fisheries, it would be important to start



reporting recreational catches together with commercial catches in national bulletins.

Many factors could have led to the formation of three groups of beaches in the cluster analysis performed here based on their catch composition (north, south, and downtown). Praia do Espigão, Praia da Avenida, and Praia dos Milionários are three beaches representing a continuum located downtown and, as such, were expected to have similar catch composition. This area has been experiencing retreat of the sea level and expansion of the coastal line after the construction of the Malhado Port finalized in 1971 (Franco et al. 2006). In this region, the direction of the longshore drift is northwards. Retreat of the sea level was one of the reasons for concern stated by one of the fishers interviewed. Praia de São Miguel was also included in this group. Even though this beach is not part of this continuum, being located northwards from Malhado Port, it was included in the downtown group. In this specific area, the longshore drift is reversed, flowing southwards (Nascimento et al. 2007), which could explain the similarity in catch composition between Praia de São Miguel and downtown beaches. This region has also suffered strong erosion after the construction of Malhado Port, and this process continues even after the installation of groins (Nascimento and Lavenère-Wanderley 2006). The discharge of Almada and Cachoeira rivers may contribute to differences in catch composition in the north and south, in relation to the downtown area, as these are the two main rivers occurring in the region (Moraes et al. 2009). However, no study was found on local abundance of fish species in such low depth zones as studied here. Moraes et al. (2009) analysed the local demersal fish composition between 10 and 20 m isobaths. About 50% of species found in these lower depth zones were also found in their study, with four of them included in their list of the top fourteen most abundant species: *P. virginicus*, *P. brasiliensis*, *Chilomycterus spinosus* (Linnaeus, 1758), and *L. breviceps*.

One commonality between competitive fishing events in Ilhéus (southern Bahia) and Sergipe is the presence of one species of catfish, along with *M. littoralis* and *P. virginicus* in the list of the most abundant species in the catch. However, catfish species differed between states, with *C. spixii* dominating in southern Bahia and *Sciades proops* (Valenciennes, 1840) in Sergipe. Indeed, Marceñiuk (2005) reported the occurrence of *C. spixii* along the Brazilian coast down to the state of Paraná, but *S. proops* only down to the state of Pernambuco. Freire et al. (2017) extended its occurrence southwards to the state of Sergipe, but this species does not seem to occur in Bahia. Comparison with competitive fishing events in other areas in the state of Bahia is not possible as catches are not reported by species, but only total catch in number and weight. However, reports from commercial catches for the central coast of Bahia indicated the presence of *C. spixii*, but not *S. proops* (Soares et al. 2009).

In relation to *M. littoralis* and *P. virginicus*, it was observed that specimens caught during shore-based competitive fishing events in the state of Bahia were smaller than those caught in Sergipe, with a much higher proportion of immature specimens. Some of the members of the CLUPESIL were aware of this issue and had been discussing the possibility of setting a minimum fish size. This was finally set in March 2014 at 15 cm (Vilma Souza, CLUPESIL, pers. comm.). However, a minimum size of 15 cm would still result in a large proportion of immature specimens. The fishing club ASPA-BV (Associação de Pesca Amadora Bons Ventos) in the state of Sergipe has been adopting a minimum size since 2008, but it kept alternating between 15 and 20 cm throughout the years (Freire et al. 2014). Since 2014, the minimum size in Sergipe has been set at 15 cm (Rodrigo Melins, ASPA-BV, pers. comm.). Considering that *M. littoralis* and *P. virginicus* are commercially caught in both states (Thomé-Souza et al. 2014), it is important that a minimum size is properly defined to protect local stocks.

The high number of small specimens is also reflected in the general results presented, with a mean weight of 39 g per fish (9-80 g). An increasing trend in mean weight of fishes was observed during the period of two years analyzed here but the reason behind this trend is unknown. Freire (2005) found a decreasing trend in the coast of Rio Grande do Norte, but data analyzed comprised 25 years. There, the decreasing trend could indicate the impact of fishing in the region (all types) and other anthropic factors. But here, the study period was too short (2007-2008) to allow for the observation of such impacts. Thus, mean weight should be monitored through time to detect possible impacts after taking into account the effect of introducing a minimum size in 2014, as previously stated. Fishes caught in Ilhéus were much lighter than those caught in competitive events in Sergipe, where mean weight varied from 21 to 918 g (Freire et al. 2014). Some of the rules of CLUPESIL Championship favored the capture of a large number of small fishes due to the pointing system adopted at that time (each fisher received three points per fish caught or five points for fishes larger than 15 cm, plus one point per 100 g or fraction above 50 g).

Only one ray was caught in Ilhéus during two years of competitive events in opposition to 18 caught in Sergipe during one year (Freire et al. 2017). This reduced number may be related to the local low occurrence of rays, as commercial catches for rays in Ilhéus corresponded to only 0.3% of total catches (CEPENE 2007) when compared to 1.5% in Sergipe (Thomé-Souza et al. 2014). As the only specimen caught in Ilhéus was not identified to the species level, we were not able to explore this issue further due to the lack of knowledge on the depth distribution of this unknown species. However, considering rays are K-strategists with slow maturation process, reduced progeny and long life cycle, and thus more prone to overfishing, reduced catches of rays are very positive.

### Profile of the recreational fishers

As in other states in Brazil (Basaglia and Vieira 2005; Freire 2005; Chiappani 2006), there was a predominance of men in coastal recreational fisheries in Ilhéus, mainly with ages between 40 and 50. The same pattern was also observed in offshore recreational fisheries in northeastern Brazil (Freire et al. 2018). In terms of wages, they were similar to the coastal recreational fishers in Rio Grande do Sul (Basaglia and Vieira 2005), but much lower than in the state of Sergipe (Freire et al. 2017) and Espírito Santo (Chiappani 2006).

Both in Sergipe and Bahia, fishers tended to use larger hooks when not participating in competitive events. The most striking difference was the tendency of fishers in Sergipe to use larger hooks (Freire et al. 2017) than in southern Bahia, which was reflected in the size of the caught specimens, as seen above. Similarly to Sergipe (Freire et al. 2017), shrimps were the main bait used and a very low proportion of fishers declared using ghost shrimps (*Callichirus* spp.). Thus, ghost shrimps may be closer to their unexploited status in the region of Sergipe-Bahia (see, e.g., Rosa et al. 2018). In the state of Paraná, on the other hand, there was an intense exploitation of ghost shrimps as bait in recreational fisheries (Souza and Borzone 2003). Even though they were still used in 2017, their participation was much lower than shrimps (Henke and Chaves 2017). In some areas of the state of São Paulo, their exploitation status has already led to the prohibition of their capture as early as 1992 (Pedrucci and Borges 2009). In 2000, Law N. 1792/2000 also prohibited their catch in Itapema (state of Santa Catarina).

The long term experience of recreational fishers affiliated to CLUPESIL of up to 55 years allowed them to point out some of the problems affecting the sector in Ilhéus. Fishers attributed most of the problems to shrimp trawling, a view shared with fishers from the state of Sergipe, together with lack of fishes, which may actually

be tightly linked to each other (Freire et al. 2017). A large proportion of recreational fishers in Ilhéus stated the habit of releasing small fishes. However, this was not observed during competitive events due to the pointing system that favors the collection of small fishes. A minimum size was established in March 2014, which has probably resulted in an increase of small fish release. In Sergipe, the proportion of catch-and-release is much smaller (Freire et al. 2017), probably associated to the fact that fishers already use larger hooks and have the habit of consuming their catch, as observed in other regions in Brazil (Freire et al. 2016).

As seen here, the profile of recreational fishers in Ilhéus is similar to other regions but some fishing habits in competitive events indicated a tendency towards catching very small fishes. Even though a minimum catch size of 15 cm was more recently introduced, this may not be enough to protect juveniles of some species of commercial interest. Increasing to 20 cm may be better suited considering the presence of a large proportion of juveniles from some of the top-ten species caught in competitive events, which are also of commercial interest. This could be accomplished by using larger hooks. The effect of these measures should be closely monitored considering the absence of studies on hook size selectivity and post-release mortality for most of these species, particularly in this region. Events that took place in downtown Ilhéus led to the capture of specimens with the lowest mean individual weight. We suggest that these beaches be removed from the annual circuit.

The information presented here is expected to serve as a baseline to assess changes through time in the catch composition of competitive fishing events in Ilhéus and in the mean size of fishes caught. Many factors could have affected the results presented here, such as local temperature and salinity, time of the day that fishing events took place, and category of these events (with one, two or three participants), but this may

require a longer study period for all these variables to be elucidated. We hope this study will trigger future efforts to answer these questions and also to update the profile of recreational fishers on key issues such as license acquisition, catch-and-release habits, changes in hook sizes and baits used, and gender disparity of fishers and their age structure, which could indicate if there is a trend (or not) of younger generations in not getting involved with recreational fishing. Finally, studies on hook size selectivity are strongly encouraged to assess the effect of the minimum size introduced and any proposed changes.

---

#### ACKNOWLEDGMENTS

---

We would like to thank the Clube de Pesca de Ilhéus (CLUPESIL) and its recreational fishers for allowing access to fishes caught in competitive fishing events, particularly to R. Mendonça and C.J.G. Almeida. M.F. Rhem identified all species caught by common names. R. Melins, V. Souza, and F. Gomes clarified issues related to recreational fisheries in Sergipe and Bahia during the production of this manuscript. L.C. da Rosa prepared the map of the study area. This work was supported by the National Council for the Scientific and Technological Development – CNPq (Edital Universal #478422/2006-7).

---

#### REFERENCES

---

- ARLINGHAUS R, AAS Ø, ALÓS J, ARISMENDI I, BOWER S, CARLE S, CZARKOWSKI T, FREIRE KMF, HU J, HUNT LM, LYACH R, et al. 2020. Global participation in and public attitudes toward recreational fishing: international perspectives and developments. *Rev Fish Sci Aquac.* 1-38. doi:10.1080/23308249.2020.1782340

- BASAGLIA TP, VIEIRA JP. 2005. A pesca amadora recreativa de caniço na Praia do Cassino, RS: necessidade de informações ecológicas aliadas à espécie alvo. *Braz J Aquat Sci Technol.* 9 (1): 25-29.
- BRAUN AS, FONTOURA NF. 2004. Reproductive biology of *Menticirrhus littoralis* in southern Brazil (Actinopterygii: Perciformes: Sciaenidae). *Neotrop Ichthyol.* 2 (1): 31-36.
- [CEPENE] CENTRO DE PESQUISA E GESTÃO DE RECURSOS PESQUEIROS DO LITORAL NORDESTE. 2007. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do nordeste do Brasil - 2005. Tamandaré: Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste. 79 p.
- CHIAPPANI LHB. 2006. Caracterização e avaliação da atividade de pesca amadora na praia de Camburi, Vitória - ES [undergraduate thesis]. Vitória: Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo. 50 p.
- CISNEROS-MONTEMAYOR AM, SUMAILA UR. 2010. A global estimate of benefits from ecosystem-based marine recreation: potential impacts and implications for management. *J Bioecon.* 12 (3): 245-268.
- COATES D. 1995. Inland capture fisheries and enhancement: status, constraints and prospects for food security, Kyoto, Japan KC/FI/95/TECH/3. Rome: FAO. 82 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.
- COOKE SJ, COWX IG. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience.* 54 (9): 857-859.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Roma: Food and Agriculture Organization. 210 p.
- FEDLER AJ, DITTON RB. 1994. Understanding angler motivations in fisheries management. *Fisheries.* 19 (4): 6-13.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 110 p.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 90 p.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 116 p.
- FRANCO GB, LAVENÈRE-WANDERLEY AAO, MOREAU MS. 2006. Estudo comparativo da batimetria (1941-1976) da Baía do Pontal, em Ilhéus - Bahia. *Cam Geogr.* 7 (18): 37-46.
- FREIRE KMF. 2005. Recreational fisheries of northeastern Brazil: inferences from data provided by anglers. In: KRUSE GH, GALLUCI VF, HAY DE, PERRY RI, PETERMAN RM, SHIRLEY TC, SPENCER PD, WILSON B, WOODBY D, editors. *Fisheries assessment and management in data-limited situations. Fairbanks: University of Alaska Fairbanks, Alaska Sea Grant College Program.* p. 377-394.
- 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): 1-18.
- FREIRE KMF, BISPO MCS, LUZ RMCA. 2014. Competitive marine fishery in the state of Sergipe. *Actapesca.* 2 (1): 59-72.
- 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, SUMAILA UR, PAULY D, ADELINO G. 2018. The offshore recreational fisheries of northeastern Brazil. *Lat Am J Aquat Res.* 46 (4): 765-778.
- 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 2020 January]. <http://www.fishbase.org>.
- GENTNER B, LOWTHER A. 2002. Evaluating marine sport fisheries in the USA. In: PITCHER TJ, HOLLINGWORTH CE, editors. *Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation*. Oxford: Blackwell Science Ltd. p. 186-206.
- 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.
- KERR SJ, KAMKE KK. 2003. Competitive fishing in freshwaters of North America: a survey of Canadian and U.S. Jurisdictions. *Fisheries.* 28 (3): 26-31.
- KREBS CJ. 1999. *Ecological methodology*. Menlo Park: Benjamin/Cummings. 620 p.
- LLOMPART FM, COLAUTTI DC, BAIGÚN CRM. 2012. Assessment of a major shore-based marine recreational fishery in the southwest Atlantic, Argentina. *New Zeal J Mar Fresh.* 46 (1): 57-70.
- MARCENIUK A. 2005. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *B Inst Pesca.* 31 (2): 89-101.
- MENEZES NA, FIGUEIREDO JL. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV-Teleostei (3)*. São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 96 p.
- MENEZES NA, FIGUEIREDO JL. 1985. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V-Teleostei (4)*. São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 105 p.
- MORAES LE, ROMERO RM, ROCHA GRA, MOURA RL. 2009. Demersal ichthyofauna of the inner continental shelf off Ilhéus, Bahia, Brazil. *Biota Neotrop.* 9 (4): 163-168.
- MOURATO BL, HAZIN H, HAZIN F, CARVALHO F, AMORIM AF. 2016. Assessing Atlantic sailfish catch rates based on Brazilian sport fishing tournaments (1996-2014). *Bol Inst Pesca.* 42: 625-634.
- MOURATO BL, MALAVASI-BRUNO CE, DANTAS-ALBERTO M, HAZIN FHV, PIMENTA EG, AMORIM AF. 2019. Bayesian generalized linear models for standardization of white marlin (*Kajikia albida*) catch rates based on Brazilian sport fishing tournaments (1996-2017) in the Southwestern Atlantic. *Collect Vol Sci Pap ICAAT.* 76: 59-70.
- NASCIMENTO L, BITTENCOURT ACSP, SANTOS AN, DOMINGUEZ JML. 2007. Deriva litorânea ao longo da Costa do Cacau, Bahia: repercussões na geomorfologia costeira. *Rev Pesq Geo.* 34 (2): 45-56.
- NASCIMENTO L, LAVENÈRE-WANDERLEY AAO. 2006. Effect of shore protection structures (groins) on São Miguel Beach, Ilhéus Bahia Brazil. *J Coast Res.* SI 39: 858-862.
- NUNES JACC, MEDEIROS DV, REIS-FILHO JA, SAMPAIO CLS, BARROS F. 2012. Reef fishes captured by recreational spearfishing on reefs of Bahia State, northeast Brazil. *Biota Neotrop.* 12 (1): 179-185.
- PEDRUCCI ACC, BORGES RP. 2009. Determinação de densidade populacional de *Callichirus major* na Praia de José Menino – Santos e Itararé – São Vicente. *Rev Ceciliana.* 1 (2): 121-125.
- PERES MB, KLIPPEL S. 2005. A pesca amadora na costa da plataforma sul. In: VOOREN CM, KLIPPEL S, editors. *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Porto



- Alegre: Igaré. p. 200-212.
- ROSA LC, FREIRE KMF, SOUZA MJM. 2018. Spatial distribution and population dynamics of *Callichirus major* (Crustacea, Callinassidae) in a tropical sandy beach, northeastern Brazil. *Invertebr Biol.* 137: 308-318.
- SCHRAMM HL JR, ARMSTRONG ML, FUNICELLI NA, GREEN DM, LEE DP, MANNS RE JR, TAUBERT BD, WATERS SJ. 1991. The status of competitive sport fishing in North America. *Fisheries.* 16 (3): 4-12.
- SOARES LSH, SALLES ACR, LOPEZ JP, MUTO EY, GIANNINI R. 2009. Pesca e produção pesqueira. In: HATJE V, ANDRADE JB, editors. Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA. p. 157-206.
- SOUZA JRB, BORZONE CA. 2003. A extração de corrupto, *Callichirus major* (Say) (Crustacea Thalassinidea), para uso como isca em praias do litoral do Paraná: as populações exploradas. *Rev Bras Zool.* 20 (4): 625-630.
- THOMÉ-SOUZA MJF, CARVALHO BLF, GARCIOV FILHO EB, SILVA CO, DEDA MS, FÉLIX DCF, SANTOS JC. 2014. Estatística pesqueira da costa do estado de Sergipe e extremo norte da Bahia 2013. São Cristóvão: Editora UFS. 108 p.
- VAZZOLER AEAM. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, Paraná: Nupelia. 169 p.





## MARINE IMPACTS IN THE ANTHROPOCENE

# The color of EPEA: variability in the *in situ* bio-optical properties in the period 2000-2017

M. GUILLERMINA RUIZ<sup>1, 2, \*</sup>, VIVIAN A. LUTZ<sup>1, 2</sup>, VALERIA SEGURA<sup>1</sup>, CARLA F. BERGHOFF<sup>1</sup> and RUBÉN M. NEGRI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. <sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina



**ABSTRACT.** The ‘Estación Permanente de Estudios Ambientales’ (EPEA, 38° 28’ S-57° 41’ W, Argentina) is an ecological time series of *in situ* observations started in 2000 aiming to assess changes in the marine environment and plankton communities under a global change scenario. Bio-optical properties are studied at EPEA since the color of the ocean undergoes temporal fluctuations, both for natural and anthropogenic causes. Here we assessed whether bio-optical properties at EPEA have changed during 2000-2017, identifying the occurrence of special events and inter-annual trends in these properties. An increasing trend in chlorophyll-a concentration, possibly due to an increase in the smaller fraction of phytoplankton was observed. Although the absorption coefficient of phytoplankton did not follow a significant trend, it represented the occurrence of special events of high biomass suggesting that satellite information should be useful for the study site. The specific absorption coefficient of phytoplankton and the blue to red absorption ratio showed high values in summer and low in winter, according to the probable dominance of different size cells and their expected acclimation to the light regime. These results emphasize the relevance of periodic bio-optical *in situ* observations in understanding coastal ecosystems in a context of climate change.

**Key words:** Chlorophyll-a, bio-optical properties, inter-annual variability, EPEA, South Atlantic.

### El color de la EPEA: variabilidad en las propiedades bio-ópticas *in situ* en el período 2000-2017

**RESUMEN.** La “Estación Permanente de Estudios Ambientales” (EPEA, 38° 28’ S-57° 41’ W, Argentina) es una serie de tiempo ecológica de observaciones *in situ* iniciada en 2000 con el objetivo de evaluar los cambios en el medio marino y las comunidades de plancton en un escenario de cambio global. Las propiedades bio-ópticas se estudian en la EPEA ya que el color del océano sufre fluctuaciones temporales, tanto por causas naturales como antropogénicas. Aquí evaluamos si las propiedades bio-ópticas de la EPEA han cambiado durante 2000-2017, identificando la ocurrencia de eventos especiales y tendencias interanuales en estas propiedades. Se observó una tendencia creciente en la concentración de clorofila-a, posiblemente debido a un aumento en la fracción más pequeña de fitoplancton. Aunque el coeficiente de absorción del fitoplancton no siguió una tendencia significativa, representó la ocurrencia de eventos especiales de alta biomasa, lo cual sugiere que la información satelital debería ser útil para el sitio de estudio. El coeficiente de absorción específico del fitoplancton y la relación de absorción de azul a rojo mostraron valores altos en verano y bajos en invierno, de acuerdo con el probable dominio de las células de diferentes tamaños y su aclimatación esperada al régimen de luz. Estos resultados enfatizan la relevancia de las observaciones bio-ópticas periódicas *in situ* para comprender los ecosistemas costeros en un contexto de cambio climático.

**Palabras clave:** Clorofila-a, propiedades bio-ópticas, variabilidad interanual, EPEA, Atlántico Sur.



\*Correspondence:  
mgruiz@inidep.edu.ar

Received: 13 July 2020  
Accepted: 18 August 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

---

## INTRODUCTION

---

The importance of evaluating the role of the oceans in a global climate change scenario is recognized worldwide. Ecological time series provide observations that allow assessing changes occurring in the marine environment and its biota in the long run (Ducklow et al. 2009). The 'Estación Permanente de Estudios Ambientales' (EPEA, 38° 28' S-57° 41' W, Argentina) was initiated in 2000 with the aim of understanding the functioning of planktonic communities and try to distinguish the possible effects of climate change. Besides several physical, chemical, oceanographic and biological variables, bio-optical properties are also studied at EPEA since the color of the waters is one of the ocean characteristics that undergoes temporal fluctuations, both as part of natural cycles and due to the impact of anthropogenic global change. Hence, the study of the bio-optical properties has become an invaluable tool to monitor changes in marine ecosystems.

Bio-optical properties are crucial in marine ecological studies because light is an essential factor governing the heat content in the ocean and affecting its physical conditions. Light available in the water triggers biological processes, providing the energy required in the photosynthesis and hence determining in great part the amount of primary production fueling the marine food web, regulating ontogeny in different organisms (i.e., larval stages), trophic migrations (e.g., diel vertical movements), and facilitating or avoiding predation (by affecting the visual field). Furthermore, given the anthropogenic impact on the climate, with near 28% of the anthropogenic carbon dioxide released to the atmosphere captured by the ocean (IPCC 2019), there is a need to understand changes in phytoplankton bio-optical properties since on a global scale phytoplankton contributes with about half of the earth primary production (Longhurst

1995). Dutkiewicz et al. (2019), using a complex biogeochemical model estimated that by the year 2100 changes in phytoplankton community composition would cause a 63% change on the reflectance in the blue region of the electromagnetic spectrum (an essential bio-optical property of the oceans). Therefore, long-term records of bio-optical properties in different places of the ocean would provide ground-truth data to analyze in detail these possible changes.

Once the incident solar radiation passes through the ocean surface it is attenuated due to the scattering and absorption processes as a consequence of its interaction with the seawater (SW) and the active optical components (OACs) present in it. OACs are the phytoplankton (Phy), the non-algal particles (NAP) and the chromophoric dissolved organic matter (CDOM). Hence, the amount of light available for the photosynthesis depends on the types and proportions in which the different OACs are present in a certain time and place. The degree of light attenuation can be measured by the inherent bio-optical properties, mainly the absorption and the dispersion coefficient ( $a(\lambda)$  and  $b(\lambda)$  respectively,  $m^{-1}$ ), which are quantities that have spectral dependence and are governed by a strict additivity (Prieur and Sathyendranath 1981). This means that the total  $a(\lambda)$  is equivalent to the sum of the  $a_{SW}(\lambda)$ ,  $a_{Phy}(\lambda)$ ,  $a_{NAP}(\lambda)$  and  $a_{CDOM}(\lambda)$ . In turn, theoretically, the  $a(\lambda)$  of each OAC can be expressed as the product between a specific coefficient and its concentration, that is, a vector that represents the spectral signature of the component and a scalar associated with the amount of that component present.

The spectral absorption characteristics of phytoplankton depend on the species, their size and specific ensemble of pigments, as well as to their physiological status (Sathyendranath et al. 1987; Johnsen and Sakshaug 1996; Lutz et al. 2001; Lutz et al. 2003). It has been observed that larger cells have a relatively flatter absorption spectrum, measurable by a lower value of the specific

absorption coefficient of phytoplankton at 443 nm (absorption per concentration unit of chlorophyll-a,  $a^B_{Phy}(443)$ ), and a lower ratio of absorption between the blue and red bands [ $a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)$ ], than smaller cells. At the same time, any given species can photoacclimate to the intensity of light to which it is exposed by adjusting the proportion of its different pigments, increasing those with a light-harvesting (photo-protective) function at low (high) irradiances, which results in spectral changes of the absorption spectrum (i.e., a lower value of  $a^B_{Phy}(443)$ , and [ $a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)$ ] at low irradiances, and vice versa). These effects, which respond to the principle of ‘packaging effect’ (Duyens 1956; Sathyendranath et al. 1987; Bricaud et al. 1995), have been reported for different places of the world ocean (Ciotti et al. 2002; Babin et al. 2003; Lutz et al. 2003) and the Argentine Sea (Ferreira et al. 2009; Segura et al. 2013; Williams et al. 2018; Delgado et al. 2019).

Coastal waters as the case of EPEA have a complex mixture of OACs, which vary their concentrations with time. The inherent optical properties ( $a_{Phy}(\lambda)$ ,  $a_{NAP}(\lambda)$ ,  $a_{CDOM}(\lambda)$ ), the concentration of chlorophyll-a as a proxy of phytoplankton biomass (both, the total fraction,  $Chl_T$ , and that contributed by the phytoplankton fraction less than 5  $\mu\text{m}$  in diameter,  $Chl_{<5}$ ) and the irradiance integrated in the range of ‘photosynthetically available radiation’ ( $PAR$ , 400-700 nm) incident on the surface,  $E_0(PAR)$  and the downwelling on the water column,  $E_d(PAR)$ , have been systematically determined as part of the measurements performed at EPEA. A first analysis of bio-optical characteristics for the 2000-2001 annual cycle at EPEA (Lutz et al. 2006) evidenced that CDOM was the main contributor to absorption, and that lower values of  $a^B_{Phy}(443)$  were found in winter (especially during a bloom of a large diatom) and higher in summer when small cells (especially of the Genus *Synechococcus*) predominated. This last result was confirmed in a study of ultra-phytoplankton in the

summer 2001-2002 (Silva et al. 2009). More recently, an analysis of validation of satellite chlorophyll-a for 18 years of the time series (Ruiz 2018) reported that CDOM was the main OAC throughout the year, and hence affecting the remote sensing signal of ocean-color at EPEA, overestimating  $Chl_T$  mainly in summer.

To assess whether bio-optical properties at EPEA have experienced a change during the 2000-2017 period, the main objectives of this work were: a) to provide a general description of variations in these properties; b) to identify the occurrence of special events; c) to analyze the occurrence of inter-annual trends in these properties.

---

## MATERIALS AND METHODS

---

### Study area

EPEA is located north of the Argentine continental shelf (38° 28' S-57° 41' W), 13.5 nautical miles from the coast and close to the 50 m isobaths (Figure 1). Its hydrographical regime has been described as the transition between coastal waters of high salinity and waters of the middle shelf (Auaud and Martos 2012). Occasionally the site can receive less salty waters from the North, leading salinity to be less than 31.0, particularly in summer when the Río de la Plata reaches its maximum southern extension (Carreto et al. 1995). A marked seasonal cycle typical of temperate regimes has been observed at the EPEA. Sea surface temperature varies between 10 °C and 21 °C and salinity values vary from 33.5 to 34.1 (Carreto et al. 2004; Lutz et al. 2006; Silva 2009; Ruiz 2018). The phytoplankton community reaches its maximum biomass during winter, dominated mainly by micro planktonic diatoms (20-200  $\mu\text{m}$ ) (Negri and Silva 2011), while in summer the ultra-phytoplankton fraction (less than 5  $\mu\text{m}$  in diameter) makes the major contribution to total phytoplankton biomass (Silva et al. 2009).

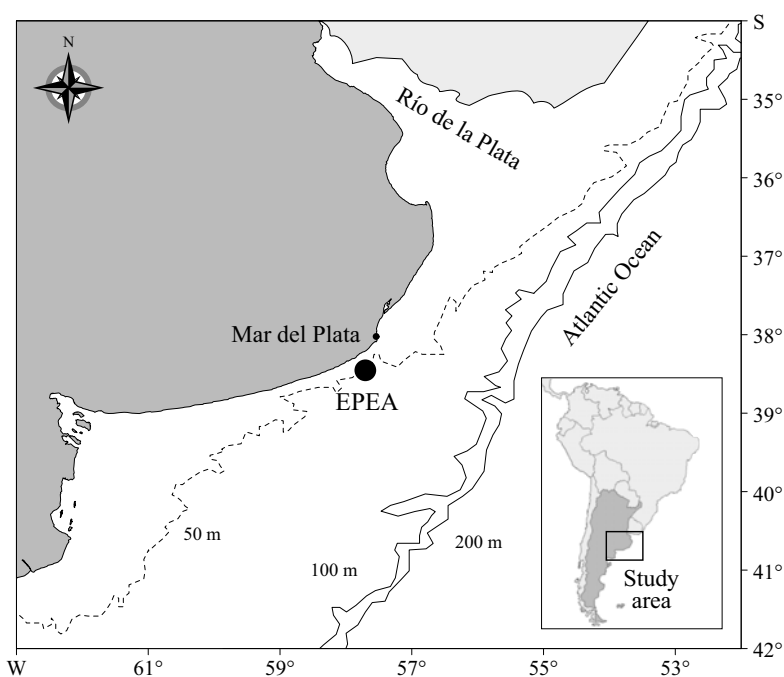


Figure 1. 'Estación Permanente de Estudios Ambientales' (EPEA), 38° 28' S-57° 41' W.

### Sampling and determinations at EPEA station

The study period considered in this work was January 2000-December 2017 with a monthly sampling frequency (with gaps), covering 119 visits to EPEA, performed in different scientific research vessels from the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), the Navy and the Naval Prefecture of Argentina. Not all variables were obtained in all cruises. For this work we used data from samples collected at 5 m depth.

#### *Chlorophyll-a total concentration ( $Chl_T$ )*

Water samples were collected at 5 m depth using a Niskin bottle. A total of 119 water samples for  $Chl_T$  determination were collected in dark bottles and immediately filtered after collection on glass microfiber filters, Grade GF/F 0.7  $\mu\text{m}$ , under dim light and low pressure (< 35 kPa). Filters were kept in liquid nitrogen (-195.8 °C) and in an ultrafreezer (-86 °C) until analysis. For the

determination  $Chl_{<5}$ , water samples were pre-filtered through a 5  $\mu\text{m}$  pore Nuclepore membrane filters and then the same procedure as for the  $Chl_T$  was applied to the filtrate. In the laboratory,  $Chl_T$  and  $Chl_{<5}$  were determined using a spectrofluorometer (Perkin Elmer LS3) following the Holm-Hansen et al. (1965) method for samples collected between 2000-2005 and a modified version according to Lutz et al. (2010) since 2006.

#### *Particulate absorption*

Samples for determination of absorption spectra of total particulate material were collected, filtered and preserved following the same procedure described for  $Chl_T$ . A total of 110 samples were analyzed during 2000-2017 using a spectrophotometer (Shimadzu UV-210-A), placing filters close to the photomultiplier for samples collected until 2006, and on a spectrophotometer (Shimadzu UV-2450) with an integrating sphere from 2006 onwards, following the quantitative filter technique (Mitchell 1990), and using the amplifi-

cation factors of Hoepffner and Sathyendranath (1992). Then, the method of Kishino et al. (1985) was used to determine the  $a_{NAP}(\lambda)$  spectrum and  $a_{phy}(\lambda)$  was estimated by subtracting  $a_{NAP}(\lambda)$  from  $a_p(\lambda)$ . More details can be found elsewhere (Lutz et al. 2006; Ruiz 2018). The specific absorption coefficient of phytoplankton in the blue, which is  $a_{phy}(443)$  normalized by  $Chl_T$  ( $a^B_{phy}(443)$ ,  $m^2 mg^{-1}$ ), and the ratio of the absorption in the blue to the red ( $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$ ) were derived from  $a_{phy}(\lambda)$  spectra.

#### *Chromophoric dissolved organic matter (CDOM)*

For the determination of CDOM absorption spectra, a total of 78 seawater samples were collected directly from the Niskin bottle into acid-washed transparent borosilicate bottles with teflon lids, and kept in the dark at 4 °C until scanned at the laboratory (usually within 1 to 3 days after each cruise). Samples were filtered through pre-combusted glass microfiber filters Grade GF/F 0.7  $\mu m$  at 450 °C during 3.5 h, and the  $a_{CDOM}(\lambda)$  of the filtrate determined in a UV-VIS spectrophotometer (Shimadzu UV-210-A) for samples collected until 2006 using 4 cm optical path quartz cuvettes (Lutz et al. 2006), and in a UV-VIS spectrophotometer using 10 cm optical path quartz cuvettes since 2006 until present (Mitchell 1990; Ruiz et al. 2017).

#### *Vertical profiles of conductivity-temperature-depth (CTD)*

CTD profiles in the water column were recorded at each cruise using a Seabird SBE19 or SBE 911 CTD, according to availability of the equipment. Quality controlled temperature data (processed by the Physical Oceanography Cabinet of INIDEP) was used to estimate the depth of the thermocline ( $Z_{draz}$ , m), defined as the depth at which the maximum value of the first derivative of the temperature respect to depth,  $dT/dZ$ , was found. Note that this parameter is indicative of the stratification-mixing state of the water column. The depth  $Z = 42$  m was used as a fixed

limit, when the water column was completely mixed, in order to avoid variability regarding the deepest depth reached by the CTD.

#### *In situ photosynthetically available radiation (PAR)*

A submersible radiometer (PUV-500/510B, Biospherical Instrument) was deployed manually by releasing a conductor cable to record the downwelling irradiance integrated between 400-700 nm ( $E_d(PAR)$ ,  $\mu mol$  quanta  $m^{-2} s^{-1}$ ) as a function of depth. The euphotic depth ( $Z_{eu}$ , m) was determined as the depth at which the closest value to the 1% of the recorded  $E_0(PAR)$  occurred. When the water column was completely illuminated and the 1% of  $E_0(PAR)$  was not reached,  $Z_{eu}$  was assumed to be 40 m.

#### *Satellite photosynthetically available radiation (PAR)*

Monthly averages of incident solar radiation were estimated using the standard photo-synthetically available radiation (PAR) satellite product. PAR product was retrieved from monthly composite images collected by the Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) at spatial resolution of 4 km, at Level 3 Standard Mapped Image (Version R2014.0, Ocean Color Website <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). PAR data was provided by the Remote Sensing Cabinet of INIDEP.

#### **Statistical analysis**

Descriptive statistics was performed on the bio-optical properties and thermal stratification parameters. Spearman correlations were used to explore the relationship between the different variables under study. Then, monthly averages were plotted against the months to evidence seasonal cycles. Values deviating  $> 2$  standard deviations (SD) from the mean were considered 'extreme values' or extreme events (Davies and Gather 1993). Long term variability was assessed



by the Seasonal Mann Kendall Trend Test (SMK test, Hirsch and Slack 1984), a non-parametric test for seasonal data. For that, a FORTRAN routine implemented by Hernández and Mendiolar (2018) was used. Values higher than mean  $> 2$  SD were excluded of the trend calculation for each variable.

---

## RESULTS

---

### Bio-optical properties and thermal stratification parameters

The thermal classification criterion proposed by Baldoni (2010) was applied to identify seasonal differences in each bio-optical property. It can be observed that all properties showed a broad range in their values, mainly attributed to seasonal variations, but also to the occurrence of special events (Table 1). Phytoplankton absorption coefficient presented a high standard deviation relative to the mean value. On average, the contribution of the small fraction of phytoplankton (quantified as  $\%Chl_{<5}$ ) to the total concentration of chlorophyll was not negligible.

### Annual cycle of bio-optical properties and thermal stratification parameters

Incident PAR (estimated by the satellite product) at EPEA reaches a maximum average value in December and a minimum in June (Figure 2), denoting a sinusoidal cycle expected for a middle latitude site in the Southern hemisphere. Variability during winter months was notoriously smaller than during the rest of the year. Correspondingly, light penetration is maximum in the warm period ( $Z_{eu} = 31.70 \pm 8.02$ ), reaching depths close to the bottom of the water column in January, and is minimum in the cold period ( $Z_{eu} = 24.78 \pm 5.01$ ; Figure 2). Since light penetration is attenuated by OACs present in the water column,  $Z_{eu}$  shows an

opposite sinusoidal pattern distorted respect to the observed in incident PAR cycle. On the other hand, the water column is homogeneous in winter, and a thermocline starts to develop in spring reaching its shallowest depths in summer (average for December  $Z_{dTdZ} = 27 \pm 8$  m; Figure 3). Variability of  $Z_{dTdZ}$  is notoriously higher during the cold to warm and warm periods than during the warm to cold and cold periods.

EPEA is characterized by optically complex waters during the whole annual cycle, with CDOM as the main OAC contributing to total absorption (Figure 4). Phytoplankton biomass at EPEA, here estimated by  $Chl_T$ , had an annual mean of  $1.162 \pm 1.019$  mg m<sup>-3</sup>, with higher values during the cold period ( $Chl_T = 1.49 \pm 1.14$ ), and lower during the warm period ( $Chl_T = 0.89 \pm 0.89$ ), although dispersion is high (Figure 5).  $Chl_{<5}$  contributed on average 45% to  $Chl_T$  and mean monthly values were relatively similar throughout the annual cycle (Table 1; Figure 6). Specific absorption coefficient of phytoplankton ( $a_{phy}^B(443)$ ) and the ratio of absorption in the blue over the red [ $a_{phy}(443)/a_{phy}(676)$ ] carry information regarding the packaging effect. Although both parameters followed the same patterns, the latter showed a clearest feature of increase towards summer (Figure 7), when small cells are predominant and they are photo-acclimated to high incident light (Silva et al. 2009).

### Relationships between bio-optical and physical properties

Spearman rank correlations ( $\rho$ ) were computed in order to explore the relationship between bio-optical and physical properties at EPEA (Table 2). Temperature was positively correlated with  $Z_{eu}$  and negatively correlated with  $Z_{dTdZ}$ . These relationships showed that as the spring progresses, the increasing incident irradiance and hence the increase in air temperature, induced the warming of the upper sea layer and, consequently, the thermal stratification (also denoted by the



Table 1. Descriptive statistics of bio-optical properties and thermal stratification parameters estimated at EPEA during 2000–2017. For  $Z_{dTdZ}$  and  $Z_{eu}$  threshold maximum depths were set at 42 and 40 m respectively. Temperature corresponds to sampling depth  $Z = 5$  m. Numbers between brackets indicate the months included in each thermal period according to Baldoni (2010). *Temp.*: temperature, *RBR*: [ $a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)$ ].

	Warm period (12-1-2-3)			Warm-cold transition (4-5)			Cold period (6-7-8)			Cold-warm transition (9-10-11)		
	Mean ± SD	Range	N	Mean ± SD	Range	N	Mean ± SD	Range	N	Mean ± SD	Range	N
<i>Temp.</i>	19.48 ± 1.81	14.29-23.07	45	16.99 ± 1.25	15.11-18.79	14	12.09 ± 1.46	10-16	26	11.95 ± 1.65	9.68-15.71	33
<i>Chl<sub>T</sub></i>	0.89 ± 0.89	0.11-5.38	45	1.18 ± 0.61	0.21-2.42	15	1.49 ± 1.14	0.58-6.42	26	1.27 ± 1.17	0.32-6.13	33
<i>Chl<sub>&lt;5</sub></i>	0.41 ± 0.52	0.03-2.63	35	0.51 ± 0.49	0.08-1.94	15	0.50 ± 0.29	0.08-1.18	21	0.57 ± 0.48	0.06-1.93	28
<i>% Chl<sub>&lt;5</sub></i>	48.23 ± 23.02	19-100	35	40.27 ± 22.71	14-100	15	41.04 ± 22.34	6-74	21	47.54 ± 25.36	10-93	28
<i>a<sub>Phy</sub>(443)</i>	0.04 ± 0.04	0.01-0.27	41	0.04 ± 0.01	0.02-0.06	14	0.04 ± 0.01	0.02-0.06	23	0.08 ± 0.17	0.01-0.81	30
<i>a<sub>NAP</sub>(443)</i>	0.02 ± 0.02	0-0.07	41	0.03 ± 0.01	0.01-0.05	14	0.03 ± 0.02	0.01-0.10	23	0.02 ± 0.01	0-0.07	30
<i>a<sub>CDOM</sub>(443)</i>	0.07 ± 0.03	0.02-0.16	28	0.06 ± 0.03	0.02-0.13	13	0.06 ± 0.03	0.01-0.14	14	0.06 ± 0.02	0.02-0.1	21
<i>a<sup>B</sup><sub>Phy</sub>(443)</i>	0.07 ± 0.05	0.01-0.24	41	0.04 ± 0.03	0.02-0.14	14	0.03 ± 0.02	0.01-0.07	23	0.04 ± 0.03	0.01-0.13	30
<i>RBR</i>	2.78 ± 0.57	1.86-5.17	41	1.97 ± 0.25	1.48-2.27	14	2.08 ± 0.36	1.57-3.05	23	2.35 ± 0.36	1.65-3.09	30
<i>Z<sub>dTdz</sub></i>	31.42 ± 7.75	9-42	45	39.93 ± 3.35	33-42	15	41.5 ± 1.3	36-43	26	35.88 ± 10.09	5-42	33
<i>dT/dZ</i>	-1.21 ± 0.94	-3.94-0	45	-0.12 ± 0.39	-1.49-0	15	0 ± 0	-0.01-0.0	26	-0.17 ± 0.32	-1.32-0	33
<i>Z<sub>eu</sub></i>	31.70 ± 8.02	11.1-40	34	25.98 ± 5.63	20.1-38.9	14	24.78 ± 5.01	14.0-33.8	18	29.31 ± 6.71	15.5-39.6	25

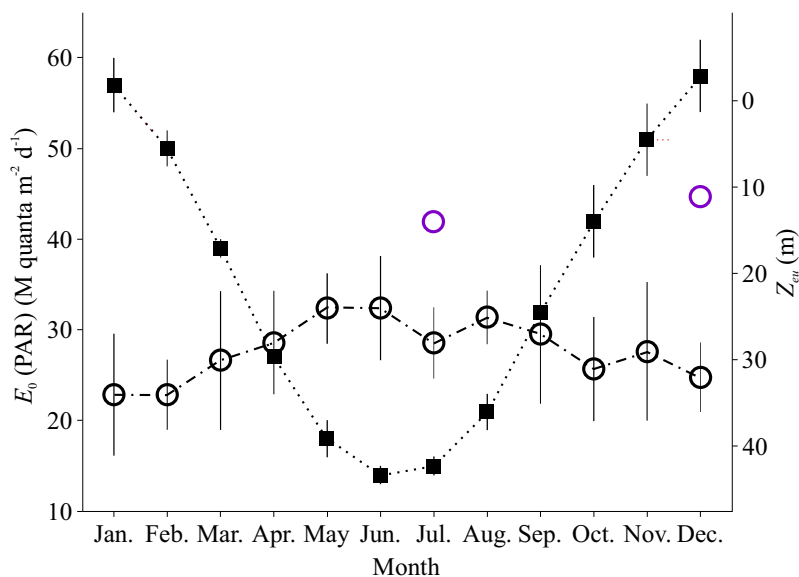


Figure 2. Monthly satellite incident PAR irradiance (black squares) and monthly averages  $Z_{eu}$  (open circles) at EPEA for 2003-2017. Purple circles indicate extreme  $Z_{eu}$  values ( $> 2$  SD), not used in the calculation of the means. Bars indicate SD.

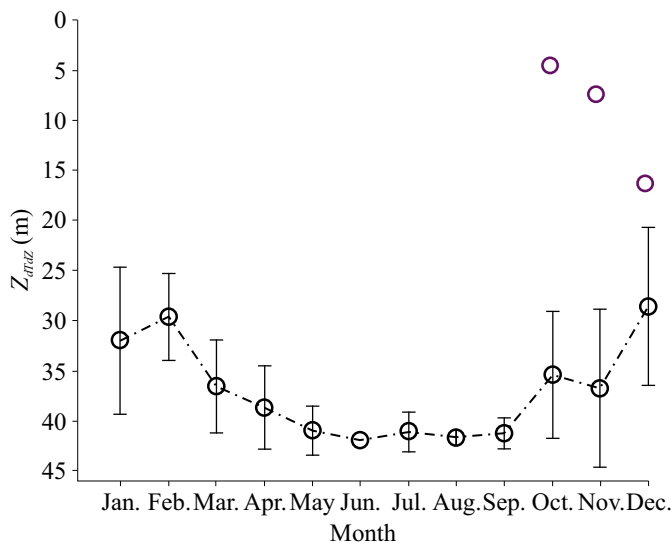


Figure 3.  $Z_{dTdZ}$  for 2000-2017. Black circles represent monthly averages. Bars indicate SD. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  SD), not used in the calculation of the means.

positive correlation between  $Z_{eu}$  and  $dTdZ$ ). In turn,  $Z_{eu}$  showed a significant negative correlation with  $Z_{dTdZ}$ , that is, the more mixed the water column, the weaker the stratification and the shallower the light penetration.

$Chl_T$  had a significant negative correlation with temperature,  $dTdZ$ ,  $Z_{eu}$ ,  $a^B_{phy}(443)$  and  $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$ , while it was positively correlated with  $Z_{dTdZ}$ . These relationships indicated that phytoplankton biomass tended to be higher during win-

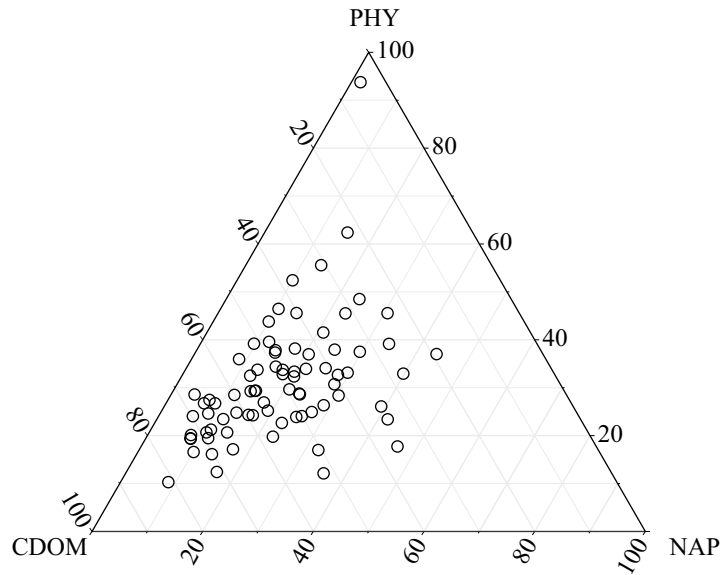


Figure 4. Contribution to total absorption coefficient at 443 nm of optically active components (phytoplankton, NAP and CDOM) expressed as percentage in a ternary plot.

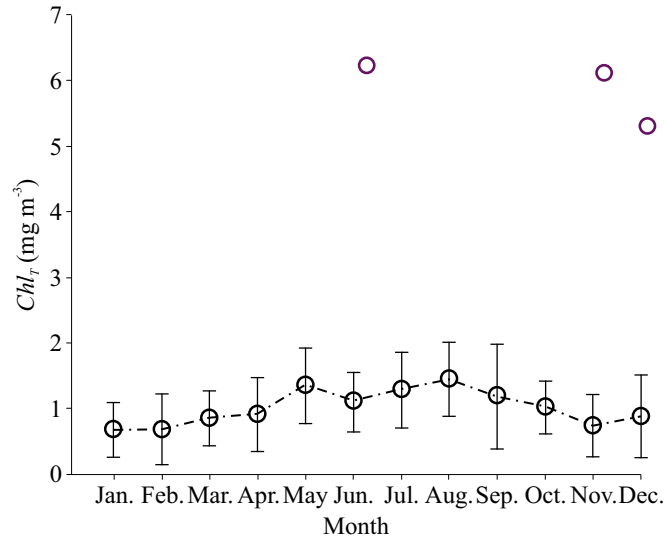


Figure 5. *In situ*  $Chl_T$  for 2000-2017. Black circles represent monthly averages. Bars indicate SD. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  SD), excluded from the calculation of the means.

ter, mainly due to the presence of larger cells with lower light absorption efficiency and greater packaging effect coupled with a mixed water column and less light penetration. This interpretation is consistent with the negative correlations found

between  $a_{Phy}^B(443)$  and  $[a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)]$  with  $Z_{dTdZ}$ , and positive correlation with  $dTdZ$  and  $Z_{eu}$ . Regarding the relationships with the OACs,  $Chl_T$  was more positively correlated with  $a_{Phy}(443)$  than with  $a_{NAP}(443)$  and non-correlated

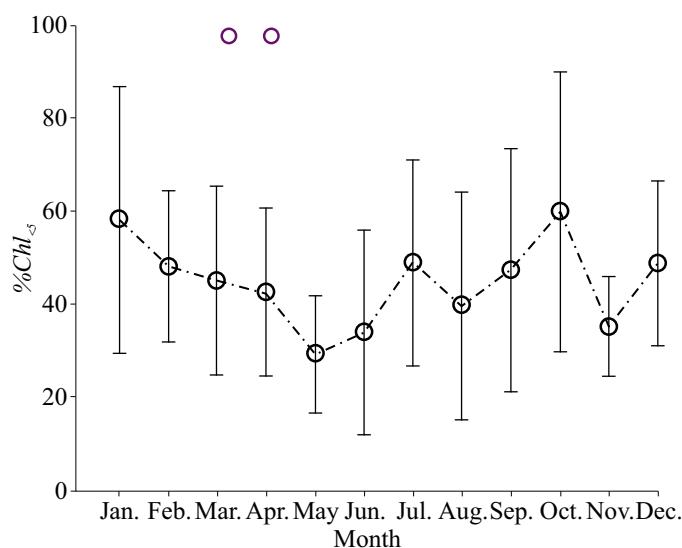


Figure 6. Percentage of  $Chl_{5}$  over  $Chl_T$  for 2000-2017. Black circles represent monthly averages. Bars indicate SD. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  SD), excluded from the calculation of the means.

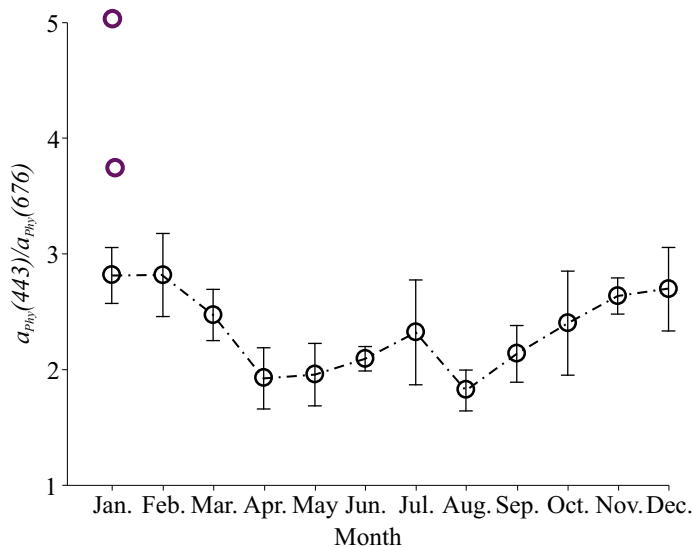


Figure 7. Values of  $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$  for 2000-2017. Black circles represent monthly averages. Bars indicate SD. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  SD), excluded from the calculation of the means.

with  $a_{CDOM}(443)$ , which was expected in part since  $a_{NAP}(443)$  increased with mixing also due to resuspension of bottom material. In turn,  $a_{CDOM}(443)$  was not correlated with stratification parameters, suggesting an independent behavior of the mixing-stratification cycle at EPEA station.

$\%Chl_{5}$  showed only a weak positive significant correlation with  $Z_{eu}$ ,  $dTdZ$  and  $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$ , suggesting that when light penetration is deeper and stratification stronger at EPEA, the percentage of smaller cells tended to increase.

Table 2. Spearman correlation coefficients between bio-optical and physical properties at EPEA. Spearman coefficient of correlation ( $\rho$ ), probability ( $p$ ) and data number ( $n$ ) used are written from top to bottom. *Temp.*: temperature, *RBR*: [ $a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)$ ]. Bold values are significant at a  $\alpha = 0.05$  confidence level.

	$Chl_T$	$a_{NAP}(443)$	$a_{Phy}(443)$	$a^B_{Phy}(443)$	<i>RBR</i>	$a_{CDOM}(443)$	$Z_{dTdZ}$	$dTdZ$	$Z_{eu}$	% $Chl_{<5}$
<i>Temp.</i>	<b>-0.307</b>	-0.117	0.016	<b>0.391</b>	<b>0.500</b>	0.031	<b>-0.505</b>	<b>0.588</b>	<b>0.311</b>	0.104
	<b>0.000</b>	0.224	0.869	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	0.785	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.003</b>	0.295
	<b>118</b>	109	109	<b>109</b>	<b>109</b>	77	<b>118</b>	<b>118</b>	<b>91</b>	102
$Chl_T$		<b>0.238</b>	<b>0.584</b>	<b>-0.639</b>	<b>-0.365</b>	<b>0.229</b>	<b>0.340</b>	<b>-0.454</b>	<b>-0.647</b>	-0.061
		<b>0.012</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.044</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	0.542
		<b>110</b>	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>78</b>	<b>119</b>	<b>119</b>	<b>92</b>	103
$a_{NAP}(443)$			<b>0.336</b>	0.007	<b>-0.233</b>	0.137	<b>0.193</b>	<b>-0.361</b>	<b>-0.638</b>	<b>-0.404</b>
			<b>0.000</b>	0.945	<b>0.014</b>	0.232	<b>0.043</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>
			<b>110</b>	110	<b>110</b>	78	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>90</b>	<b>99</b>
$a_{Phy}(443)$				0.136	-0.093	<b>0.230</b>	0.150	-0.178	<b>-0.607</b>	-0.031
				0.157	0.335	<b>0.043</b>	0.117	0.062	<b>0.000</b>	0.762
				110	110	<b>78</b>	110	110	<b>90</b>	99
$a^B_{Phy}(443)$					<b>0.449</b>	-0.075	<b>-0.386</b>	<b>0.475</b>	<b>0.268</b>	-0.061
					<b>0.000</b>	0.513	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.011</b>	0.551
					<b>110</b>	78	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>90</b>	99
<i>RBR</i>						0.022	<b>-0.610</b>	<b>0.661</b>	<b>0.468</b>	<b>0.206</b>
						0.848	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	<b>0.040</b>
						78	<b>110</b>	<b>110</b>	<b>90</b>	<b>99</b>
$a_{CDOM}(443)$						-0.045	0.004	-0.209	0.002	
							0.693	0.972	0.072	0.987
							78	78	75	77
$Z_{dTdZ}$								<b>-0.704</b>	<b>-0.392</b>	-0.095
								<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	0.341
								<b>119</b>	<b>92</b>	103
$dTdZ$									<b>0.536</b>	<b>0.200</b>
									<b>0.000</b>	<b>0.043</b>
									<b>92</b>	<b>103</b>
$Z_{eu}$										<b>0.316</b>
										<b>0.002</b>
										<b>91</b>

### Inter-annual variations in bio-optical properties and extreme events

Time series of bio-optical observations throughout the study period (2000–2017) reflected the repetition of seasonal cycles as well as the

occurrence of extreme events (Figures 8, 9 and 10) which were associated to specific events involving an exceptional increase in phytoplankton abundance. An extremely high  $Chl_T$  value of  $6.420 \text{ mg m}^{-3}$  (the highest for the entire time series) was recorded in June 2001, but unfortu-

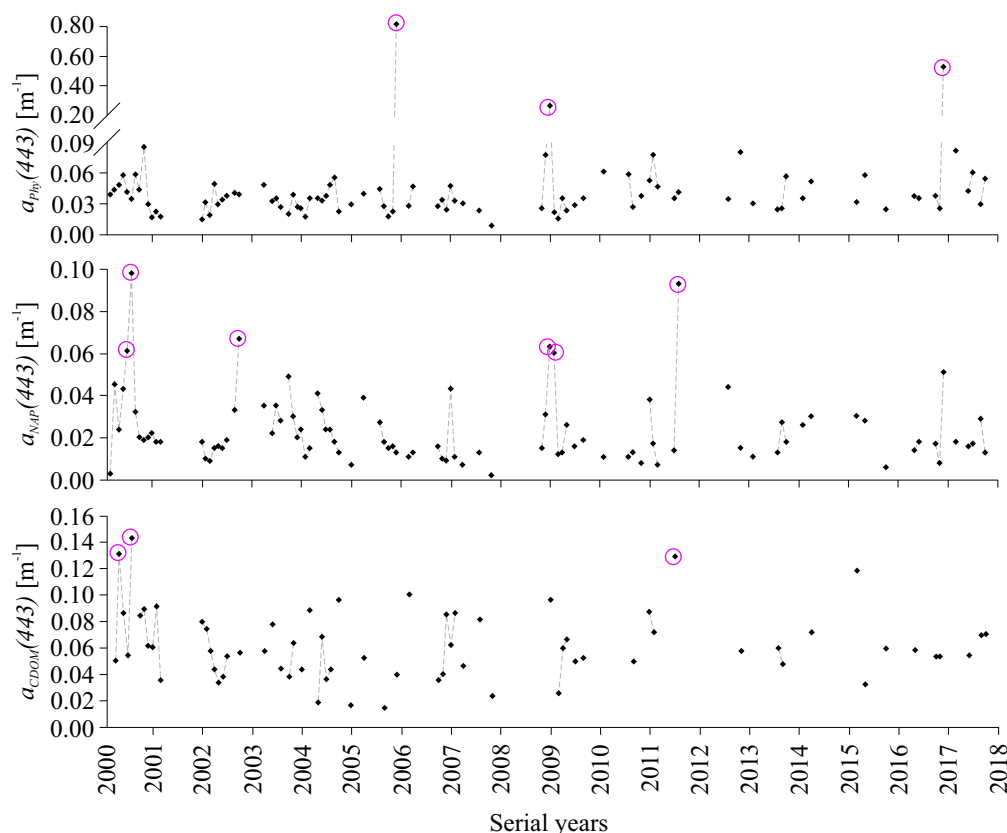


Figure 8. Inter-annual distribution of coefficients of light absorption at 443 nm by phytoplankton [ $a_{phy}(443)$ ], non-algal particles [ $a_{NAP}(443)$ ], and CDOM [ $a_{CDOM}(443)$ ] estimated for 5 m samples at EPEA for the period 2000-2017. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  standard deviations).

nately no bio-optical data is available for that sampling. In November 2005 an event characterized by values of  $Chl_T = 6.130 \text{ mg m}^{-3}$ ,  $a_{phy}(443) = 0.811 \text{ m}^{-1}$  and  $a_{NAP}(443) = 0.0128 \text{ m}^{-1}$  was observed. In December 2008 another maximum of phytoplankton occurred, characterized by high values of chlorophyll concentration and OACs absorption ( $Chl_T = 5.377 \text{ mg m}^{-3}$ ,  $a_{phy}(443) = 0.266 \text{ m}^{-1}$  and  $a_{NAP}(443) = 0.063 \text{ m}^{-1}$ ). The high absorption by OACs attenuated the light producing the shallowest  $Z_{eu}$  registered at EPEA ( $Z_{eu} = 11.1 \text{ m}$ ). Interestingly, in the following month (January 2009) stratification intensified reaching an extreme value of  $dTdZ = -2.9$  and  $Z_{dTdZ} = 24.0 \text{ m}$ , while  $Chl_T$  decreased up to  $0.353 \text{ mg m}^{-3}$  and the ratio [ $a_{phy}(443)/a_{phy}(676)$ ] increased to 3.66,

a rather high value denoting a change in the phytoplankton composition. In turn,  $a_{NAP}(443)$  and  $a_{CDOM}(443)$  continued to be high ( $0.06 \text{ m}^{-1}$  and  $0.096 \text{ m}^{-1}$ , respectively), probably as a consequence of the bloom decay. Finally, in November 2016 another extreme increase in phytoplankton occurred, evidenced by both the high values of  $Chl_T$  and  $a_{phy}(443)$  of  $4.163 \text{ mg m}^{-3}$  and  $0.527 \text{ m}^{-1}$  respectively. Possibly other extreme events have occurred at EPEA in between our on-site sampling.

#### Trends in bio-optical and physical properties for the period 2000-2017

$Chl_T$  and  $Chl_{<5}$  showed significant increasing

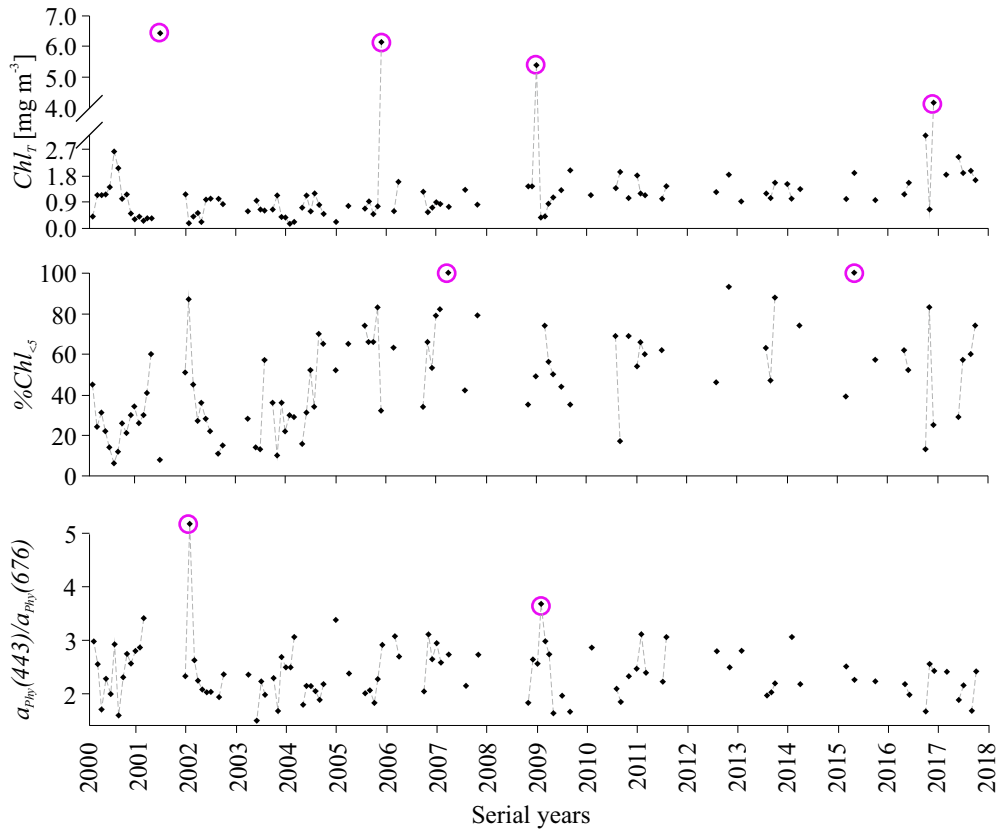


Figure 9. Inter-annual distribution of concentration of chlorophyll-a  $Chl_T$ , percentage of  $Chl_{<5}$  from  $Chl_T$ , and ratio  $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$  estimated for 5 m samples at EPEA for the period 2000–2017. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  standard deviations).

trends (Table 3; Figures 11 and 12). Percentage of  $Chl_{<5}$  also showed a significant positive trend (Figure 13), in agreement with the significant positive trend in the pico-phytoplankton fraction observed at EPEA (Silva, pers. comm.). On the other hand, the Seasonal Mann-Kendal test (SMK) revealed that the specific absorption coefficient of phytoplankton,  $a_{phy}^B(443)$ , decreased significantly during the same period (Figure 14). This trend appears to be simply governed by the increasing trend in chlorophyll, since an increase in pico-phytoplankton is expected to be reflected in an increase in the efficiency of light absorption per unit chlorophyll. The rest of properties studied didn't show any significant trend of change during the period analysed (Table 3).

---

## DISCUSSION

---

Changes in the incident irradiance at EPEA seem to be the main driver of the seasonal formation of a warmer less dense upper layer separated by a thermocline from deep colder waters (Ruiz, 2018; Luz Clara, pers. comm.). Basic description of phytoplankton growth cycle in temperate seas explains that blooms occur in spring as the water column stratifies, allowing cells to remain in the lit zone at the same time that they have plenty of nutrients, which were replenished by mixing during the previous winter (Riley 1946). Nevertheless, at EPEA, except for special events, phyto-



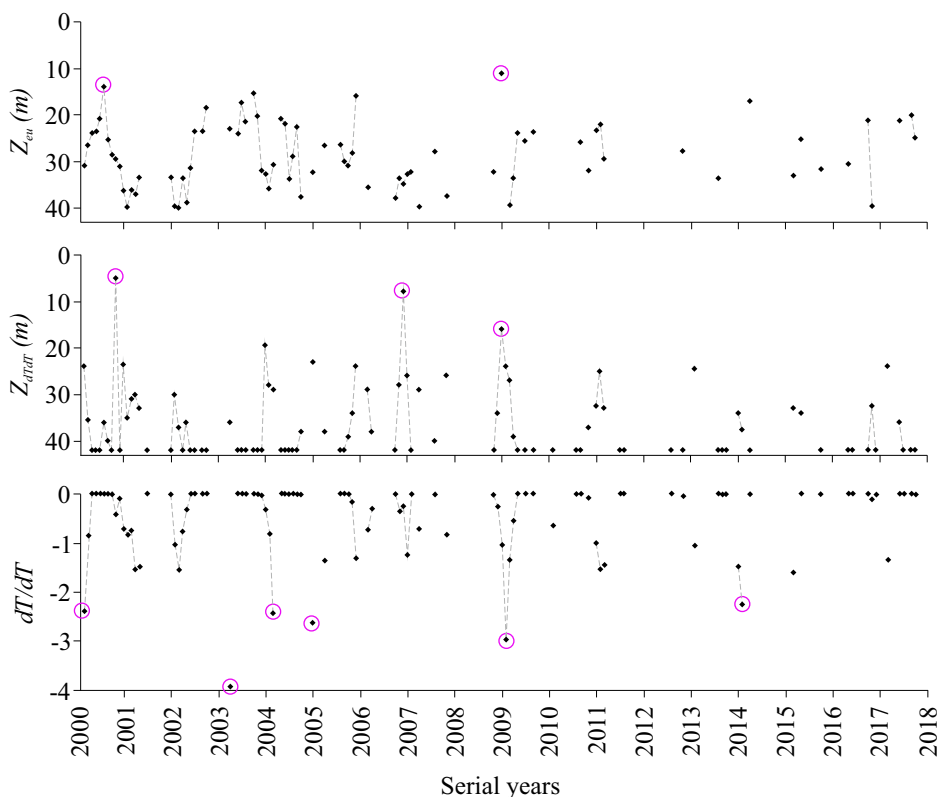


Figure 10. Inter-annual distribution of euphotic depth,  $Z_{eu}$ , the depth at which the maximum value of the derivate of temperature with respect to depth ( $dT/dZ$ ) occurred,  $Z_{dTdZ}$ , and the strength of the  $dT/dZ$  at EPEA for the period 2000-2017. Purple circles indicate extreme values ( $> 2$  standard deviations).

Table 3. Values of  $p$  obtained from the Seasonal Mann-Kendal test (SMK) trend analysis for bio-optical properties and thermal stratification parameters at EPEA for the period 2000-2017. Values marked in bold are significant at a  $\alpha = 0.05$  confidence level.

Property	Trend sign	$p$ SMK
$Chl_T$	Positive	<b>0.00013</b>
$Chl_{<5}$	Positive	<b>&lt; 0.00001</b>
$\%Chl_{<5}$	Positive	<b>&lt; 0.00002</b>
$a_{Phy}(443)$		0.5945
$a_{NAP}(443)$		0.1878
$a_{CDOM}(443)$		0.2167
$a^B_{Phy}(443)$	Negative	<b>&lt; 0.00003</b>
$a_{Phy}(443)/a_{Phy}(676)$		0.5272
$Z_{dTdZ}$		0.2659
$Z_{eu}$		0.7282

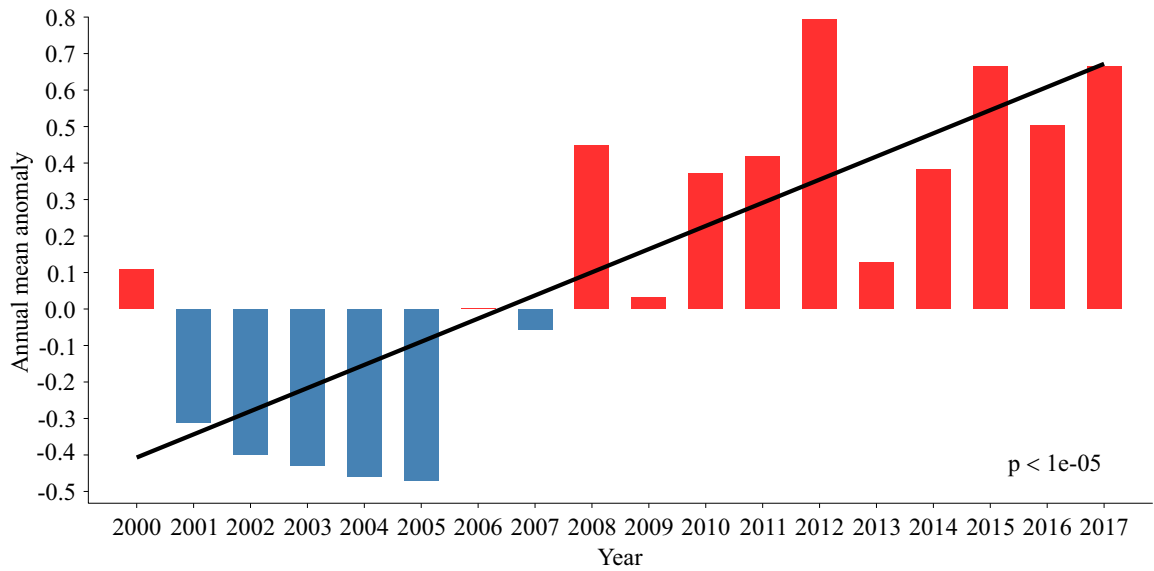


Figure 11. Annual mean  $Chl_T$  anomalies for the period 2000-2017.

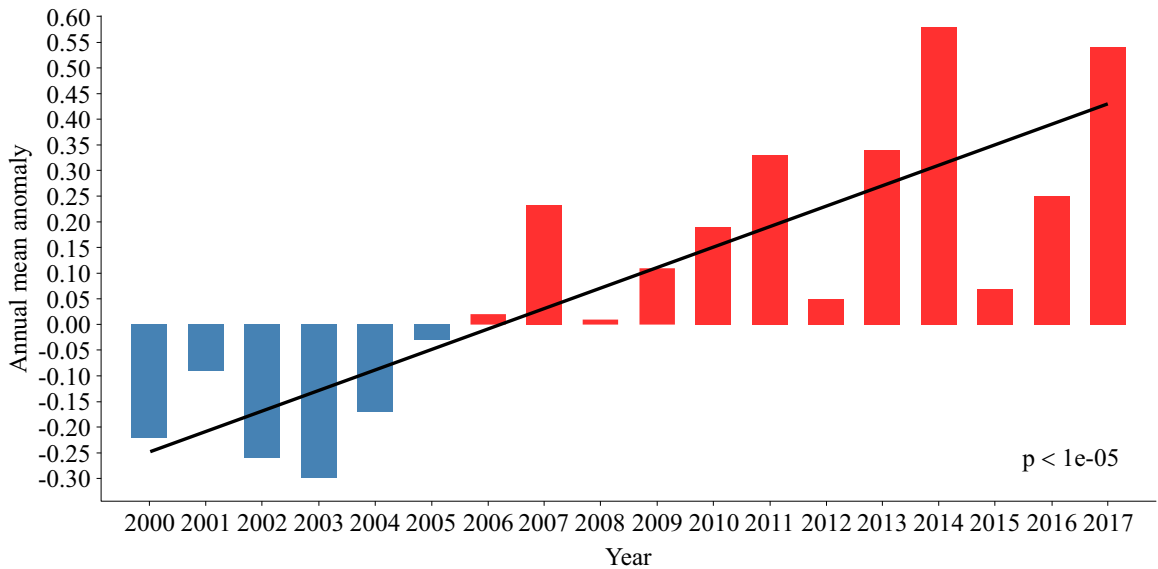


Figure 12. Annual mean  $Chl_{5}$  anomalies for the period 2000-2017.

plankton biomass as indicated by  $Chl_T$  does not follow this dynamic, since  $Chl_T$  tends to be higher at the end of winter. This could be due to the fact that bottom depth ( $\sim 48$  m) is shallow enough to allow phytoplankton cells to be brought up by mixing to the lit layer with a frequency that per-

mits them to grow, even during the darkest months at EPEA. Incident irradiance starts increasing in August, being the trigger for a relative increment in phytoplankton growth, whose biomass starts to decrease as the stratification progresses and nutrients are consumed (Negri et

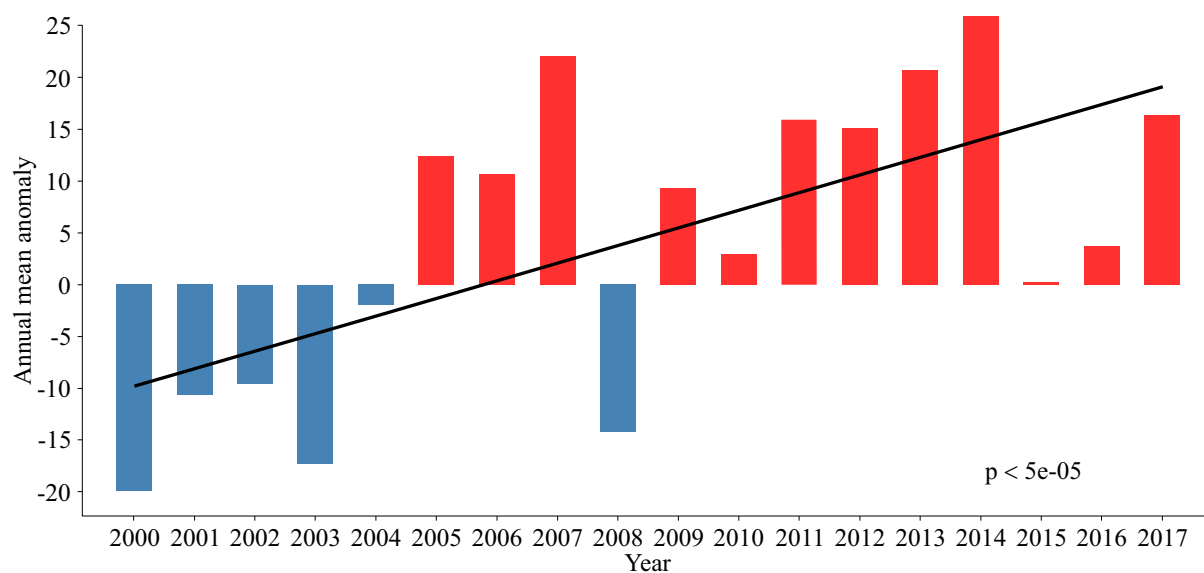


Figure 13. Annual mean %Chl<sub>5</sub> anomalies for the period 2000-2017.

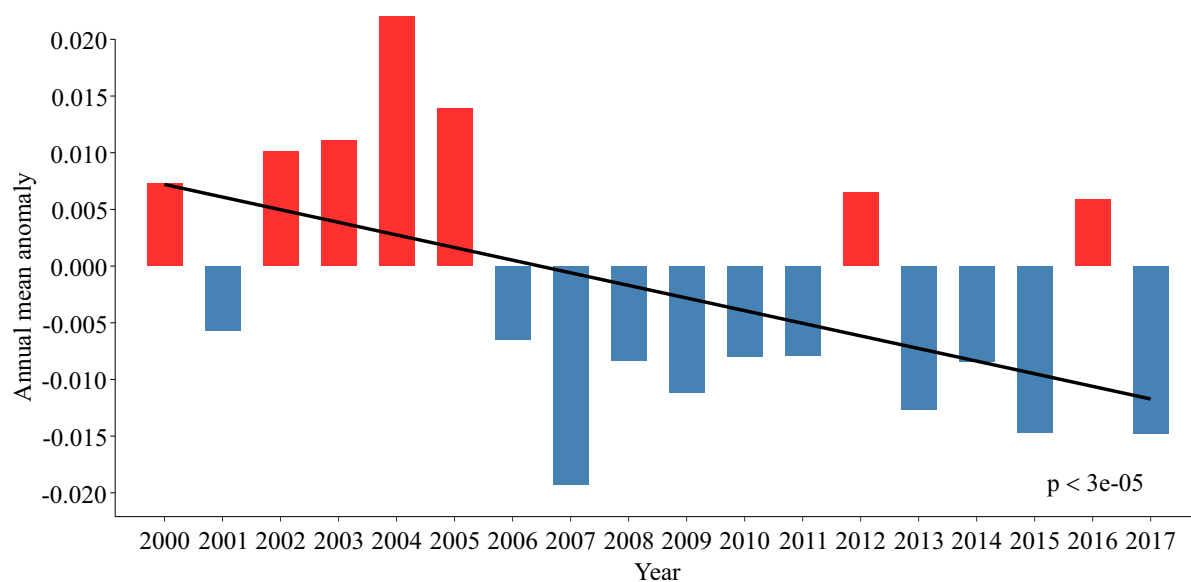


Figure 14. Annual mean  $a^B_{phy(443)}$  anomalies for the period 2000-2017.

al. 2003; Carreto et al. 2004). Relationships among properties studied add evidence to this explanation since  $Chl_T$  was significantly and positively correlated with  $Z_{dTdZ}$  and significantly and negatively correlated with  $Z_{eu}$ .

It is known that small cells are more efficient

to assimilate nutrients when these are scarce, due to their higher surface to volume ratio (Richardson et al. 1983; Chisholm 1992), and at the same time of being better suited to cope with high irradiances, which may cause photo-inhibition due to the higher proportion of photo-protective pig-

ments, such as zeaxanthin in *Synechococcus*. Higher blue to red ratios have been attributed to the dominance of phytoplankton populations with small cell sizes and photoacclimated to high light (Sosik and Mitchell 1995; Millán-Núñez et al. 2004). At EPEA station, this photoacclimation strategy is evidenced in higher values of blue to red absorption ratio  $[a_{P_{hy}}(443)/a_{P_{hy}}(676)]$  during summer and also in the correlation with the shallower and stronger stratification and deeper euphotic depth. A similar but not as conspicuous pattern was observed for  $a^B_{P_{hy}}(443)$ , a bio-optical property indicative of absorption efficiency which is usually negatively correlated with cell size. Thus, it is possible to discern the link of bio-optical properties following main seasonal variations in phytoplankton types and how they photoacclimate, even at this optically complex coastal site.

Variations in the annual cycle of absorption coefficients of OACs at EPEA station for the period 2000–2017 have been previously analyzed (Lutz et al. 2006; Ruiz 2018). From those studies it became clear that  $a_{CDOM}(443)$  is the OAC with largest values of absorption at all months (with peaks in fall and summer), followed by  $a_{P_{hy}}(443)$  (with almost no variation throughout the year), and finally  $a_{NAD}(443)$  which is maximum in winter. The fact that at EPEA  $a_{P_{hy}}(443)$  did not show seasonal variability as it was in the case for  $Chl_T$  could be due to the fact that the spectral absorption coefficient of phytoplankton is a complex bio-optical property that represents the sum of the absorption by different pigment-protein complexes present in different phytoplankton species that make up a given sample. However,  $a_{P_{hy}}(443)$  still was correlated to  $Chl_T$ , and it showed extreme values in events when phytoplankton biomass was high. As mentioned, the blue to red absorption ratio  $[a_{P_{hy}}(443)/a_{P_{hy}}(676)]$  is a property that changes both with the phytoplankton community and with how the cells were photoacclimated, with the advantage that as being dimensionless it emphasizes these variations in the absorption

spectral shape rather than in its magnitude (Sosik and Mitchell 1995). At EPEA, the annual cycle of  $[a_{P_{hy}}(443)/a_{P_{hy}}(676)]$  showed higher values during the warm period; whether this suggests that phytoplankton populations are mainly composed of small cells (Negri and Silva 2003) or different size cells which were photoacclimated to high irradiances remains to be addressed.

Long term trends of change were observed both for  $Chl_T$ ,  $Chl_{<5}$  and  $\%Chl_{<5}$ . This fact could have been exacerbated by the change in the extraction method of the chlorophyll concentration determination that took place in 2006 at EPEA station (from acetone 90% to methanol 100%), which is more efficient in the case of smaller cells (Lutz et al. 2010). Nevertheless, independent sources of  $Chl_T$  estimation (satellite) in the region also rendered an increasing trend (Marrari et al. 2017). However, despite the positive and significant correlation observed between  $Chl_T$  and  $a_{P_{hy}}(443)$ , long-term changes were not reflected in a significant trend of  $a_{P_{hy}}(443)$ . This could have been possibly related to the wide seasonal variability of this coefficient and the fact that absorption coefficients are complex properties encompassing many factors. In agreement with the positive significant trend in  $Chl_{<5}$ , the picoplankton and nanoplankton size fractions showed significant positive trends (Silva, pers. Comm.). Contrary to what could be expected from these observations, we have observed a significant decreasing trend in the total  $a^B_{P_{hy}}(443)$  (which is a lineal combination of  $Chl_T$ ,  $a^B_{P_{hy}}(443) = a_{P_{hy}}(443)/Chl_T$ ) and no trend in  $[a_{P_{hy}}(443)/a_{P_{hy}}(676)]$ .

A few special bloom events were observed at EPEA, some of them associated with different extraordinary physical conditions. In 2001, an almost exclusively blooming of diatoms from the nano and micro planktonic size fraction was observed. In November 2005 a bloom of the Genus *Prymnesium* sp. was identified, characterized by the absence of micro planktonic diatoms. In December 2008, another maximum of phytoplankton occurred, which was associated with an

event of cold temperature and characterized by the presence of atypical phytoplankton species for the study site and the absence of micro planktonic diatoms, which could be the reason why a relative high  $a_{phy}(443)$  was observed for the recorded  $Chl_T$  (Negri et al. 2015). The bloom observed in November 2016 was particular due to its high concentration of nano planktonic dinoflagellates. Whether the frequency of such events has been increasing at EPEA is a question that we cannot still assess upon our *in situ* database, mainly given the unfortunate gaps in the sampling. Nevertheless, in this work it has been shown that IOPs did capture these special events, indicating that satellite information should also be useful to detect them, even considering the possible inaccuracies of this data source for the study site (Ruiz 2018; IOCCG 2020). Long term time series of observations, either *in situ* or satellite, are not exempt from changes in the methodologies or from gaps in the sampling frequency. These two factors, together with the autocorrelation and decadal natural variability of oceanic ecosystems challenge the unambiguous detection of a trend, possibly driven by climate change, above the natural variability. It has been stated that time series of about 40 years long would be necessary to distinguish a trend from natural variability, assuming no gaps on the observational record (Henson et al. 2010). This is a condition that only very few ecological time series are able to meet so far, which points out the necessity of maintaining time series to assess changes occurring in the marine environment (O'Brien et al. 2017). Long-term *in situ* bio-optical data is particularly scarce in the global ocean. From the beginning of this time series to the present, the technological capacity implemented (ships, equipment, human resources) has been improved, and despite the irregular sampling frequency, this work based on the observations at EPEA emphasize the relevance of *in situ* ecological time series to contribute to the understanding of coastal ecosystems dynamics in a context of climate change.

---

## CONCLUSIONS

---

Our results derived from almost two decades of *in situ* observations at this coastal site in the South Atlantic indicate an increasing trend in chlorophyll-a concentration, possibly due to an increase in the smaller fraction of phytoplankton. Although the absorption coefficient of phytoplankton did not follow a significant trend, it did represent the occurrence of special events of high biomass, which is an encouraging result for the use of satellite information at the study site. Two main parameters of phytoplankton absorption, the specific absorption coefficient of phytoplankton  $a^B_{phy}(443)$  and the blue to red ratio  $[a_{phy}(443)/a_{phy}(676)]$ , follow an annual cycle with high values in summer and low in winter, according to the probable dominance of different size cells and their expected acclimation to the light regime. Though,  $a^B_{phy}(443)$  showed a trend to decrease throughout the years, which is consistent with the increase in  $Chl_T$ , but how this is connected to the increase in small cells should be further investigated. An in depth study of the variability in the phytoplankton absorption spectral shapes and its direct link to phytoplankton species and their photoacclimation status would be a next step at EPEA. Possible sources of CDOM should also be explored, since it is a major component absorbing light and was not correlated to any of the variables studied.

---

## ACKNOWLEDGEMENTS

---

This work was supported by INIDEP and CONICET. The authors thank Daniel Cucchi Colleoni for his collaboration on board and laboratory analysis since the beginning of the time series. Special thanks to Daniel Hernández and Manuela Mendiolar who provided statistical

advice, and to Ezequiel Cozzolino who provided satellite data. The authors are also thankful to the crew and captains of all the vessels used to achieve the sampling at EPEA time series and to the anonymous reviewers. INIDEP contribution no 2224.

---

## REFERENCES

---

- AUAD G, MARTOS P. 2012. Climate variability of the Northern Argentinean Shelf Circulation: impact on *Engraulis Anchoita*. *Int J Ocean Clim Syst.* 3 (1): 17-43.
- BABIN M, STRAMSKI D, FERRARI GM, CLAUSTRE H, BRICAUD A, OBOLENSKY G, HOEPPFNER N. 2003. Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. *J Geophys Res.* 108 (C7, 3211). doi:10.1029/2001JC000882
- BALDONI A. 2010. Clasificación temporal de los datos oceanográficos sobre la Plataforma Continental y Océano Atlántico Sudoccidental. *Inf Invest INIDEP N° 25/2010.* 22 p.
- BRICAUD A, BABIN M, MOREL A, CLAUSTRE H. 1995. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization. *J Geophys Res.* 100 (NO. C7): 13321-13332.
- CARRETO JI, LUTZ VA, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD, DE MARCO SG. 1995. Hydrography and chlorophyll a in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinian Sea. *Cont Shelf Res.* 15 (2/3): 315-336.
- CARRETO JI, MONTOYA NG, AKSELMAN R, NEGRI RM, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD. 2004. Differences in the PSP toxin profiles of *Mytilus edulis* during spring and autumn blooms of *Alexandrium tamarense* off Mar del Plata coast, Argentina. In: STEIDINGER KA, LANDSBERG JH, TOMAS CR, VARGO GA, editors. *Harmful Algae 2002.* St. Petersburg, Florida, USA: Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. p. 100-102.
- CIOTTI AM, LEWIS MR, CULLEN JJ. 2002. Assessment of the relationship between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. *Limnol Oceanogr.* 47 (2): 404-417.
- CHISHOLM SW. 1992. Phytoplankton size. In: WOODHEAD PGFAAD, editor. *Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea.* New York and London: Plenum Press. p 213-237.
- DAVIES L, GATHER U. 1993. The identification of multiple outliers. *J Am Stat Assoc.* 88 (423): 782-792.
- DELGADO AL, GUINDER VA, DOGLIOTTI AI, ZAPPERI G, PRATOLONGO PD. 2019. Validation of MODIS-Aqua bio-optical algorithms for phytoplankton absorption coefficient measurement in optically complex waters of El Rincón (Argentina). *Cont Shelf Res.* 173: 73-86.
- DUCKLOW HW, DONEY SC, STEINBERG DK. 2009. Contributions of long-term research and time-series observations to marine ecology and biogeochemistry. *Annu Rev Mar Sci.* 1 (1): 279-302.
- DUTKIEWICZ S, HICKMAN AE, JAHN O, HENSON S, BEAULIEU C, MONIER E. 2019. Ocean colour signature of climate change. *Nature Communications.* 10 (1): 578. doi:10.1038/s41467-019-08457-x
- DUYENS LNM. 1956. The flattening of the absorption spectrum of suspensions, as compared to that of solutions. *Biochim Biophys Acta.* 19: 1-12.
- FERREIRA A, CIOTTI AM, MENDES CRB, UITZ J, BRICAUD A. 2009. Phytoplankton light absorption and the package effect in relation to photosynthetic and photoprotective pigments in the northern tip of Antarctic Peninsula. *J Geo-*



- phys Res (C Oceans). 122 (9): 7344-7363.
- HENSON SA, SARMIENTO JL, DUNNE JP, BOPP L, LIMA I, DONEY SC, JOHN J, BEAULIEU C. 2010. Detection of anthropogenic climate change in satellite records of ocean chlorophyll and productivity. *Biogeosciences*. 7 (2): 621-640.
- HERNÁNDEZ DR, MENDIOLAR M. 2018. Manual del Programa CSMK. Implementación de un Test no paramétrico para datos estacionales con dependencia serial y datos faltantes. Inf. Ases y Transf INIDEP N° 143/2018. 13 p.
- HIRSCH RM, SLACK JR. 1984. A Nonparametric Trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour Res*. 20 (6): 727-732.
- HOEPPFNER N, SATHYENDRANATH S. 1992. Bio-optical characteristics of coastal waters: absorption spectra of phytoplankton and pigment distribution in the western North Atlantic. *Limnol Oceanogr*. 37 (8): 1660-1679.
- HOLM-HANSEN O, LORENZEN CJ, HOLMES RW, STRICKLAND DH. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Journal du Conseil*. 30 (1): 3-15.
- [IOCCG] INTERNATIONAL OCEAN-COLOUR COORDINATING GROUP. 2020. Synergy between ocean colour and biogeochemical/ecosystem models. In: DUTKIEWICZ S, editor. Report of the International Ocean-Colour Coordinating Group (IOCCG). Dartmouth, NS, Canada. N° 19. 184 p. doi:10.25607/OBP-711
- [IPCC] INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 2019. Summary for policymakers. In: PÖRTNER H-O, ROBERTS DC, MASSON-DELMOTTE V, ZHAI P, TIGNOR M, POLOCZANSKA E, MINTENBECK K, ALEGRÍA A, NICOLAI M, OKEM A, et al., editors. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/summary-for-policymakers/>.
- JOHNSEN G, SAKSHAUG E. 1996. Light harvesting in bloom-forming marine phytoplankton: species-specificity and photoacclimation. *Sci Mar*. 60 (1): 47-56.
- KISHINO M, TAKAHASHI M, OKAMI N, ICHIMURA S. 1985. Estimation of the spectral absorption coefficients of phytoplankton in the sea. *Bull Mar Sci*. 37 (2): 634-642.
- LONGHURST A. 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Prog Oceanogr*. 36: 77-167.
- LUTZ VA, SATHYENDRANATH S, HEAD EJH, LI WKW. 2001. Changes in the in vivo absorption and fluorescence excitation spectra with growth irradiance in three species of phytoplankton. *J Plankton Res*. 23 (6): 555-569.
- LUTZ VA, SATHYENDRANATH S, HEAD EJH, LI WKW. 2003. Variability in pigment composition and optical characteristics of phytoplankton in the Labrador Sea and the Central North Atlantic. *Mar Ecol Prog Ser*. 260: 1-18.
- LUTZ VA, SEGURA V, DOGLIOTTI AI, GAGLIARDINI DA, BIANCHI A, BALESTRINI CE. 2010. Primary Production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. *J Plankton Res*. 32 (2): 181-195.
- LUTZ VA, SUBRAMANIAM A, NEGRI RM, SILVA RI, CARRETO JI. 2006. Annual variations in bio-optical properties at the 'Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA)' coastal station, Argentina. *Cont Shelf Res*. 26 (10): 1093-1112.
- MARRARI M, PIOLA AR, VALLA D. 2017. Variability and 20-Year Trends in Satellite-Derived Surface Chlorophyll Concentrations in Large Marine Ecosystems around South and Western Central America. *Front Mar Sci*. 4 (372).
- MILLÁN-NÚÑEZ E, SIERACKI ME, MILLÁN-NÚÑEZ R, LARA-LARA JR, GAXIOLA-CASTRO G, TREES CC. 2004. Specific absorption coefficient and phytoplankton biomass in the southern region of the California current. *Deep-Sea Res II*. 51: 817-826.
- MITCHELL BG. 1990. Algorithms for determining the absorption coefficient of aquatic particulates using the quantitative filter technique (QFT). *Ocean Optics X*. Orlando, FL, United States: SPIE. p. 137-148.

- NEGRI RM, CARRETO JI, LUTZ VA, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD. 2003. Condiciones ambientales en la estación EPEA (38° 28' S-57° 41' W) durante un ciclo anual. V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Argentina. 146.
- NEGRI RM, LUTZ VA, SILVA RI, CARIGNAN MO, RUIZ MG, HOZBOR C, MOLINARI GN, MONTAYA NG, SEGURA V, BERGHOFF CF, et al. 2015. Eventos especiales en magnitud y génesis en la serie de tiempo ambiental y de plancton "EPEA" en el Mar Argentino. In: CAMPOS N, OSPINO M, ARELLANO E, GARAY C, RODRÍGUEZ L, editors. XVI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar - Colacmar y XVI Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Santa Marta, Colombia: Entrelibros e-book solutions. 575 p.
- NEGRI RM, SILVA RI. 2003. Contribución de las distintas fracciones del fitoplancton a la biomasa fototrófica durante un ciclo anual en la estación EPEA (38° 28' S-57° 41' W). V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Argentina. 147.
- NEGRI R, SILVA RI. 2011. Estructura de la comunidad del fitoplancton en la estación costera EPEA durante el período 2000-2010 (provincia de Buenos Aires, Argentina). Bol Soc Argent Bot. 46 (Supl): 99-100.
- O'BRIEN T, RE, LORENZONI L, ISENSEE K, VALDES L, editors. 2017. What are Marine Ecological Time Series telling us about the ocean? A status report. IOC-UNESCO. IOC Technical Series. N° 129. 297 p.
- PRIEUR L, SATHYENDRANATH S. 1981. An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. Limnol Oceanogr. 26 (4): 671-689.
- RICHARDSON K, BEARDALL J, RAVEN JA. 1983. Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analysis of strategies. New Phytol. 93: 157-191.
- RILEY GA. 1946. Factors controlling phytoplankton populations on Georges bank. J Mar Res. 6: 54-73.
- RUIZ MG. 2018. Variabilidad de las propiedades bio-ópticas en la serie de tiempo Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA) complementando mediciones *in situ* y satelitales [PhD thesis]. Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata. 137 p.
- RUIZ MG, LUTZ VA, FROUIN R. 2017. Spectral absorption by marine chromophoric dissolved organic matter: laboratory determination and piecewise regression modeling. Mar Chem. 194: 10-21.
- SATHYENDRANATH S, LAZZARA L, PRIEUR L. 1987. Variations in the spectral values of specific absorption of phytoplankton. Limnol Oceanogr. 32 (2): 403-415.
- SEGURA V, LUTZ VA, DOGLIOTTI A, SILVA RI, NEGRI RM, AKSELMAN R, BENAVIDES H. 2013. Phytoplankton types and primary production in the Argentine Sea. Mar Ecol Prog Ser. 491: 15-31.
- SILVA RI, NEGRI RM, LUTZ VA. 2009. Summer succession of ultraphytoplankton at the EPEA coastal station (Northern Argentina). J Plankton Res. 31 (4): 447-458.
- SOSIK HM, MITCHELL BG. 1995. Light absorption by phytoplankton, photosynthetic pigments and detritus in the California current System. Deep-Sea Res. 42 (10): 1717-1748.
- WILLIAMS GN, LAROUCHE P, DOGLIOTTI AI, LATORRE MP. 2018. Light absorption by phytoplankton, non-algal particles, and dissolved organic matter in San Jorge Gulf in summer. Oceanography. 31 (4): 40-49.



## MARINE IMPACTS IN THE ANTHROPOCENE

# Assessment of deep demersal fish fauna diversity of the Colombian Caribbean Sea

CAMILO B. GARCÍA\* and JORGE M. GAMBOA

Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Carrera 45 # 26-85, Bogotá, Colombia



**ABSTRACT.** We compiled georeferenced records of deep demersal fishes from the Colombian Caribbean Sea in order to assess the level of survey coverage and geographic completeness of species richness inventories at a scale of 15 min by 15 min cells, in view of threats from fishing and oil and natural gas exploration. We identified a rich fauna with a minimum of 362 species registered. Areas with high observed and predicted species richness were identified. Survey coverage and geographic richness completeness resulted in being deficient with no cell reaching the status of well-sampled spatial unit, being 83% of the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone bottoms unexplored, particularly depths beyond 1,000 m. A plea is made for renewed survey efforts with a focus on the protection of the Colombian Caribbean deep-sea biota.

**Key words:** Colombian Caribbean, deep fishes, records, soft-bottoms, species richness.

### Evaluación de la diversidad de la fauna de peces demersales profundos del Mar Caribe colombiano

**RESUMEN.** Se recopilaron registros georreferenciados de peces demersales profundos del Mar Caribe colombiano con el fin de evaluar el nivel de cobertura de la prospección y la integridad geográfica de los inventarios de riqueza específica a una escala de celdas de 15 min por 15 min, en vista de las amenazas de la pesca y la explotación de petróleo y gas. Identificamos una rica fauna con un mínimo de 362 especies registradas. Se identificaron áreas con alta riqueza específica observada y predicha. La cobertura de los registros y la completitud geográfica de la riqueza resultaron ser deficientes sin que ninguna celda alcanzara el estado de unidad espacial bien muestreada, estando el 83% de los fondos de la Zona Económica Exclusiva del Caribe colombiano sin explorar, en particular aquellas profundidades superiores a los 1.000 m. Se hace un llamamiento para renovar los esfuerzos de prospección con un enfoque en la protección de la biota de aguas profundas del Caribe colombiano.

**Palabras clave:** Caribe colombiano, peces de fondo, registros, fondos blandos, riqueza específica.



\*Correspondence:  
cbgarcia@unal.edu.co

Received: 5 July 2020  
Accepted: 14 September 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

## INTRODUCTION

With the migration of the fishing frontier into deeper waters and the offshore search for oil and natural gas it is now more important than ever to improve the knowledge on the deep sea biota, particularly with regard to

fishes, since they are candidates for exploitation (e.g., Páramo et al. 2017; Grijalba-Bendeck et al. 2019) or might be affected as bycatch (e.g., Páramo et al. 2012). In Colombian Caribbean waters deep sea research has been sporadic, but three main periods can be distinguished. In the late sixties and early seventies during the past century, research vessels like the Oregon, Oregon II (U.S. Fish and Wild Life Service) and Pillsbury (University of Miami, U.S.A.), as well as several others, conducted trawling both on the continental shelf and notably on the continental slope, plus some trawls occurred at depths beyond 1,000 m. Later on, from the early part of the 20th century, interest in continental slope fauna gained momentum with the Macrofauna I and II campaigns that trawled down to a depth of 500 m (see for instance Saavedra-Díaz et al. 2000; Roa-Varón et al. 2003; Saavedra-Díaz et al. 2004; Roa-Varón et al. 2007). A decade later in the context of exploration for oil and natural gas, demersal fish samples were taken in deeper waters around 800 m (ANH I and II campaigns, Polanco et al. 2010). In searching for new fishery resources, Páramo et al. (2011) conducted trawling at depths between 200 and 550 m during years 2009 and 2010. Since then, to our knowledge, no mayor deep sea trawling surveys have been undertaken in Colombian Caribbean waters.

Paramount in diversity studies (and with a focus on conservation) is the characterization of the geographic distribution of diversity, which goes hand in hand with the assessment of the completeness of sampling of surveys, i.e., whether an asymptote in the species accumulation curve has been reached (Soberón et al. 2007; Hortal et al. 2015). The composition of species lists is necessary but not sufficient for effective diversity management and conservation. In this study we assess the level of survey coverage and geographical completeness of species richness inventories by constructing a spatialized estimate of deep soft-bottom demersal fish fauna diversity in Colombian Caribbean waters, including the San

Andrés and Providencia archipelago and in the process we highlight areas that have been well- and poorly surveyed and those that have never been visited.

---

## MATERIALS AND METHODS

---

Georeferenced records of demersal deep fishes were obtained from Polanco (2015), García and Armenteras (2015, see sources cited), García (2017a), Acero et al. (2018), Polanco et al. (2019) and the Global Biodiversity Information Facility (GBIF 2020). Only records with associated depth registers deeper than 200 m were included. Validity of taxonomic names was checked against the Catalog of Fishes (Fricke et al. 2019). A database was constructed with the software ModestR (García-Roselló et al. 2013) which allowed further filtering in order to lessen redundancy in the geographic records. Because our interests focused on Colombian Caribbean waters, records in our sources outside the current Colombian Exclusive Economic Zone (EEZ, obtained from Flanders Marine Institute 2019) were excluded.

ModestR produces files directly usable for the module KnowBR (Lobo et al. 2018; Guisande and Lobo 2019) of the application RWizard (Guisande et al. 2014) designed to conduct a search of both well and poorly surveyed spatial units. The study area, i.e. the Colombian Caribbean EEZ, was divided into spatial cells of size 15 min (circa 28 km) by 15 min. We chose this size as being consistent with previous similar analyses (García 2017b, 2018). Further settings were as follow: curve = 'Rational' (Ratkowski 1990) one of the options for adjusting a function to the accumulation of species with records that function as surrogates for effort (Lobo 2008; Lobo et al. 2018); estimator = 1, meaning that we constructed the species accumulation curve using the formula from Ugland et al. (2003); cutoff = 1, meaning that if the quotient

between number of records and number of species is 1 in a given spatial unit it is considered non-informative and completeness is not calculated; cutoffCompleteness = 0, meaning that if the value of completeness is below this value of completeness is not calculated and cutoffSlope = 1, meaning that if the final slope of the accumulation curve is higher than this value, completeness is not calculated.

We used the function SurveyQ (survey quality) of KnowBR to depict well- and poorly-surveyed equal area cells geographically. Default values were used. For well sampled spatial units a slope < 0.02, completeness > 90% and R/S (records over species) > 15. For poorly sampled cells a slope > 0.3, completeness < 50% and R/S < 3.

## RESULTS

After filtering, we included a total of 362 species and 6,211 records in the database, these being the basis of the analysis (Appendix 1). A map of the study area, records and the shape of the Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (<http://www.parquesnacionales.gov.co>) is shown in Figure 1. The bulk of the records were located between 200 m and 1,000 m representing 98% of all records. In turn, records between 200 m and 300 m represented 52% of all records. Apart from a couple of records in the San Andrés and Providencia archipelago, sampling was concentrated on

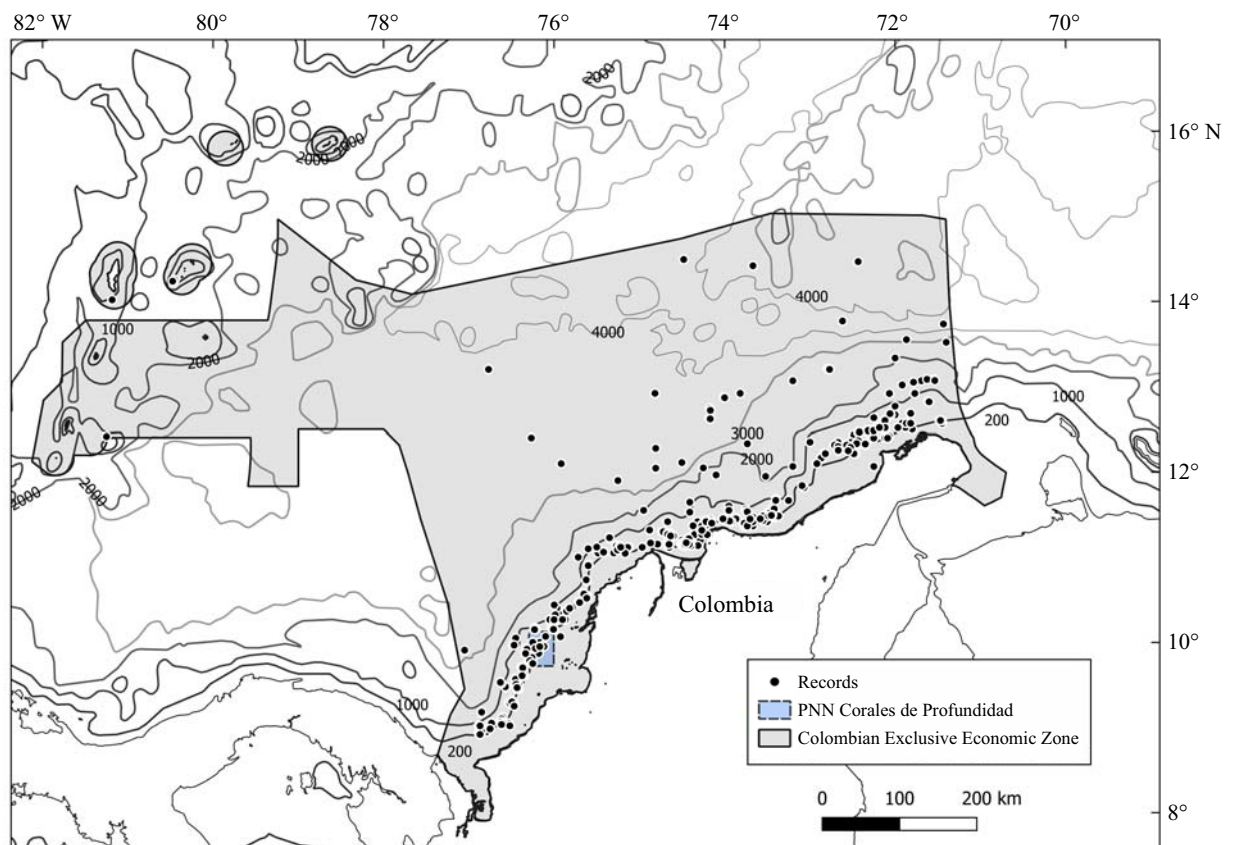


Figure 1. Deep demersal fishes record locations inside the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone and Parque Nacional Natural Corales de Profundidad.



the continental slope with a few records from the abyssal plains (Figure 1). Table 1 shows those species with more than 100 records in the database.

The division of the study area in equal area cells (15 min by 15 min) resulted in 85 cells. Records from each cell revealed some areas where sampling was concentrated. The Gulf of Salamanca, Guajira, Palomino and mixed coralline bottoms showed cells with an elevated number of records while most of the cells received fewer records (Figure 2). Taking into account that cells depicted were the ones with at least one record, it was clear that most of the study area had never been visited (Figure 2). The Colombian Caribbean EEZ below 200 m amounts to circa 385,000 km<sup>2</sup> while the added cell area is 65,072 km<sup>2</sup>, so around 83% of the deep sea bottom has never been visited. The scarcity of records resulted in 31 out of the 85 cells for which completeness could not be calculated as the R/S quotient was one. Not surprisingly, the observed richness (Figure 3) closely followed the distribution pattern of records in cells with a correlation of 0.9 (Pearson index,  $p < 0.001$ ). The Darien area is added as harboring a high number of demersal fish species (Figure 3).

Completeness ranged from 6.9% to 76.9% in cells with 75.9% of them (41 out of 54 informative cells) showing completeness above 50%; but notice that no cell reached 100% completeness (Figure 4). The ten cells showing completeness above 70% were well- distributed along the coast line (Figure 4), suggesting that the survey effort was not spatially biased in terms of completeness.

No cell attains the status of 'high quality survey' (Figure 5); but most cells were labeled as 'fair quality survey' cells with a number of inter-dispersed 'poor quality survey' cells that is in line with the image in Figure 4.

---

## DISCUSSION

---

Our focus on the current Colombian EEZ caused 32 species and associated records to be dropped from the database (Appendix 2). These records are located to the west of the San Andrés and Providencia archipelago and offshore Panama outside of Colombian EEZ. Thus, it is doubtful whether the species concerned should be included in deep sea fishes national biodiversity

Table 1. Species with more than 100 georeferenced records in the database. Minimum, maximum and mean depths.

Species	Records	Min depth (m)	Max depth (m)	Mean depth (m)
<i>Dibranchius atlanticus</i>	207	198	1,440	412
<i>Nezumia aequalis</i>	150	223	1,143	392
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	134	200	810	327
<i>Laemonema goodebeanorum</i>	126	223	777	348
<i>Chauliodus sloani</i>	125	191	4,151	433
<i>Synagrops bellus</i>	122	192	810	352
<i>Poecilopsetta inermis</i>	113	229	750	292
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	109	200	776	301
<i>Malacocephalus occidentalis</i>	106	200	801	314
<i>Neoscopelus macrolepidotus</i>	104	276	900	475
<i>Chaunax suttkusi</i>	103	223	801	333

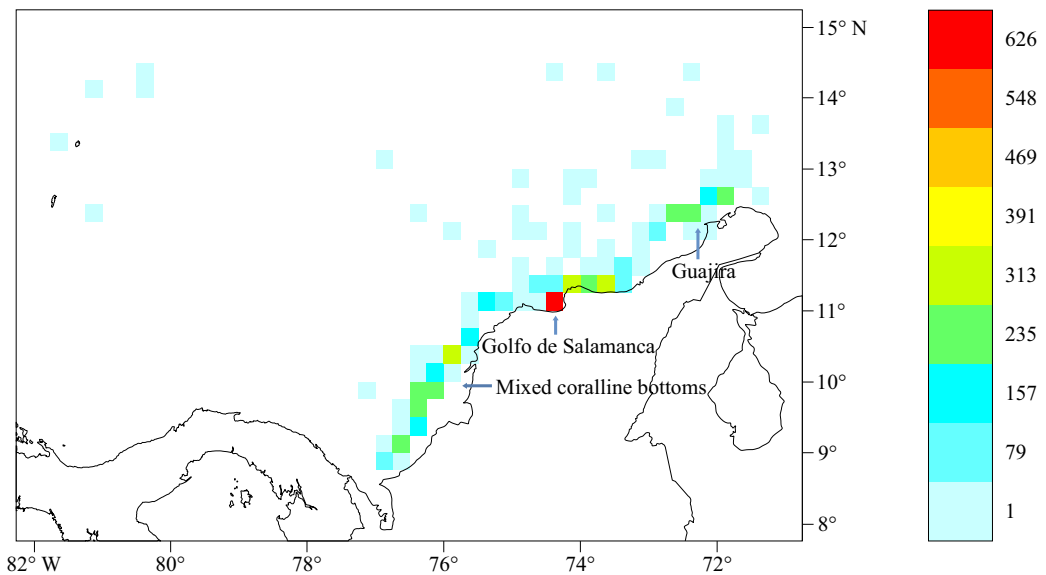


Figure 2. Spatial distribution of deep demersal fishes records in cells of 15 min by 15 min in the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone.

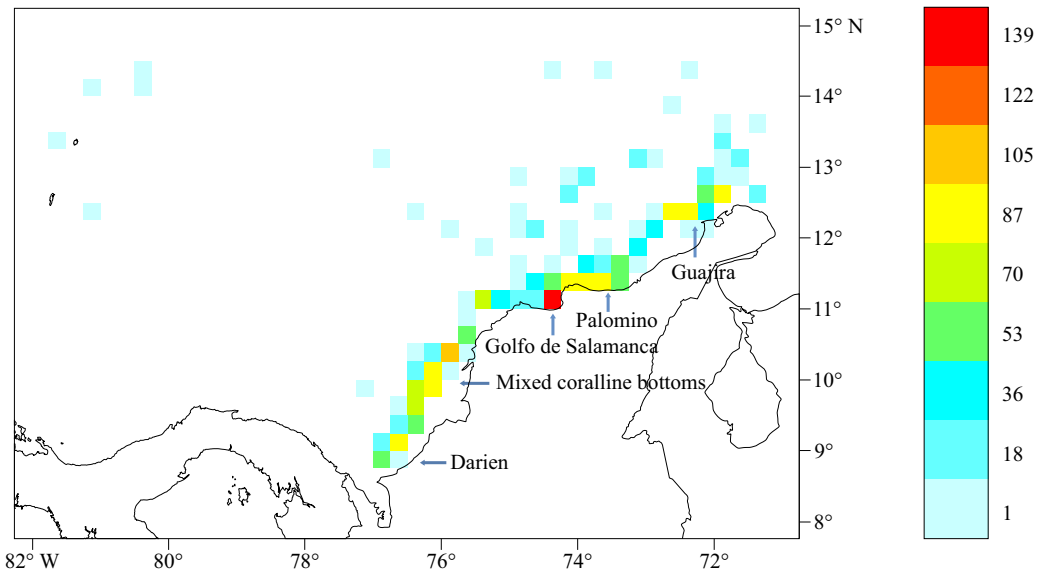


Figure 3 Observed richness of deep demersal fishes in cells of 15 min by 15 min in the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone.

lists, although their presence in waters of the archipelago that belong to Colombia is likely. Notice that Bolaños-Cubillos et al. (2015) and Acero et al. (2019) mention several of the species

excluded here in their species lists for the San Andrés and Providencia archipelago.

The scarceness of surveys and samples east of the archipelago and in depths beyond 1,000 m

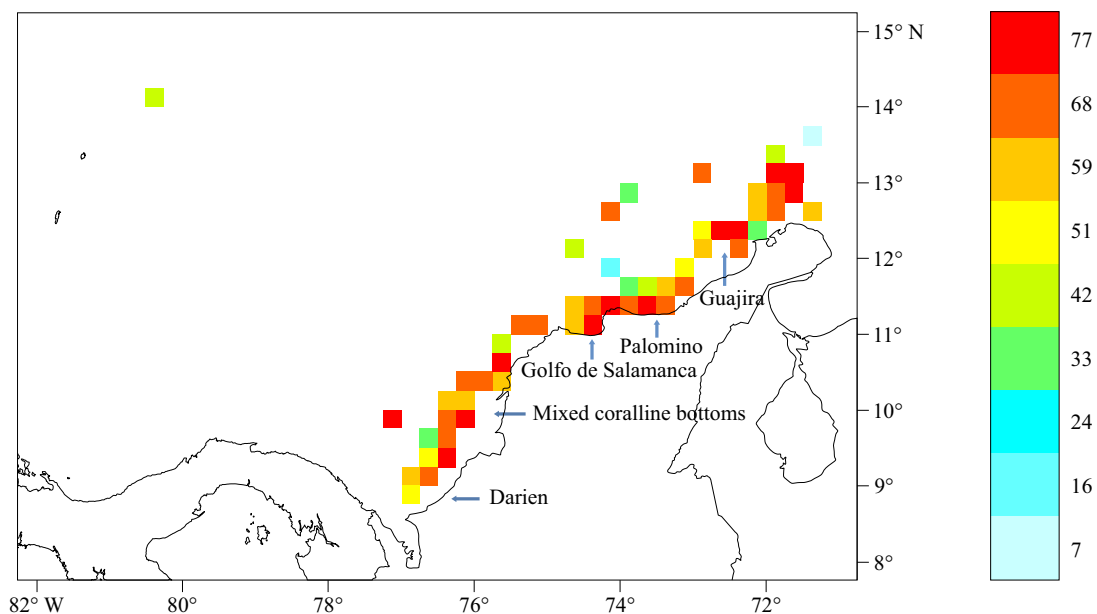


Figure 4 Percentage completeness of deep demersal fishes inventories in cells of 15 min by 15 min in the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone.

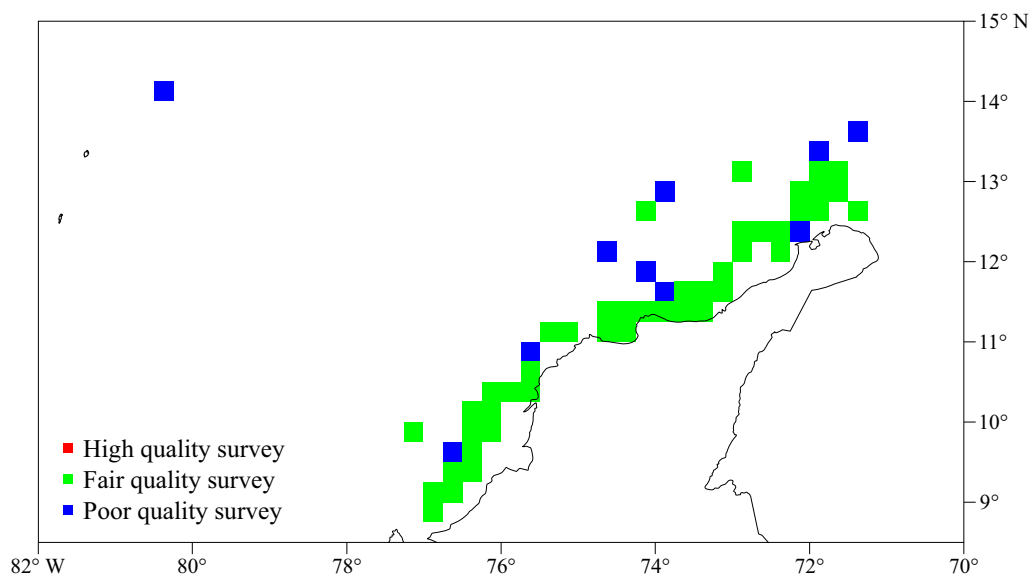


Figure 5 Survey quality status of deep demersal fishes in cells of 15 min by 15 min in the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone.

shown here clearly points to the need of increased survey efforts, including for those unexplored areas as well as renewed survey efforts in areas

visited in the past, as even the upper slope that has received most records is at best ‘fairly-sampled’, according to the criteria here and at our

spatial scale. Nevertheless, this study reveals a rich deep sea fish fauna taking into account that the 362 species in our database are a lower limit of species richness. Considering the values of percentage completeness and the current geographic coverage of surveys, more records for species already in the database, i.e., extension of their presently observed distribution, and more species currently not in the database, are to be expected in future campaigns.

The distribution of records with species follows the usual patterns for large diversity databases: few species with many records and many species with few records. Thus, 49.2% of the species (178 out of 362) show five or fewer records while just 3.0% of the species (11 out of 362) show more than one hundred records (Appendix 1). Interestingly *Epigonus occidentalis* (Goode and Bean 1896) and *E. pandionis* (Goode and Bean 1881), postulated as possible candidates for fishing due to their frequency in trawls (Páramo et al. 2017) do not belong to the most common species in the database but rank low to intermediary in terms of records (Appendix 1). Our time window spans decades while Páramo et al. (2017) are just snap shots of deep demersal fish presence and abundance in a limited depth range. This contrast highlights the usefulness and, indeed, a need for monitoring over long periods and extended areas if we are to understand the dynamics of ecosystems and the biology of the species.

In view of the results it is probably risky to postulate areas for conservation purposes. Observed richness suggests continental slope areas adjacent to the Gulf of Salamanca, Rosario Island archipelago (mixed coralline bottoms), slope areas to the north of Guajira Peninsula and Darien as locations of accumulation of species. Interestingly, the Gulf of Salamanca shelf (< 200 m), since here the slope (> 200 m) is known to harbor significant numbers of elasmobranchs and bony fish species (García 2017b, 2018; but notice that García 2018 includes some slope

records). The ecological and biological reasons for these findings are an open question worth investigating.

The only national natural park dedicated to deep sea biota in the Colombian Caribbean is the Parque Nacional Natural Corales de Profundidad established to protect deep sea coral species. The park includes soft and mixed bottoms from 34 m to 1,240 m depth. Using the module MRFinder of ModestR a species list was composed for the park resulting in 106 species with records inside the park area (Appendix 3). Thus, although not intentionally, Corales de Profundidad might also be protecting a significant fraction of deep demersal fishes in the Colombian Caribbean. The attractive effect of structures on fishes is well-known, thus the presence of coral formations in the general area of the park is probably conducive of high species richness. Notice that cells in the park area and in their vicinity show high observed richness.

This research is one of the first steps in endeavors of studying the diversity of deep sea demersal fish species beyond the compilation of species' names. Much work remains to be done both for scientific and practical purposes with a focus on protecting Colombian Caribbean deep sea biodiversity as derived from this assessment.

---

#### ACKNOWLEDGMENTS

---

Comments by two anonymous reviewers helped to improve the manuscript.

---

#### REFERENCES

---

- ACERO A, TAVERA JJ, POLANCO A, BOLAÑOS-CUBILLOS N. 2019. Fish biodiversity in three northern islands of the seaflower biosphere reserve (Colombian Caribbean). Front Mar

- Sci. 6: 113. doi:10.3389/fmars.2019.00113
- ACERO A, POLO-SILVA CJ, LEÓN G, PUENTES V. 2018. First report of a sleeper shark (*Somniosus* sp.) in the southern Colombian Caribbean. *J Appl Ichthyol.* 34 (4): 981-983. doi:10.1111/jai.13712
- BOLAÑOS-CUBILLOS N, ABRIL-HOWARD A, BENT-HOOKER H, CALDAS JP, ACERO A. 2015. Lista de peces conocidos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, reserva de biosfera Seaflower, Caribe occidental colombiano. *Bol Investig Mar Cost.* 44 (1): 127-162. doi:10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.24
- FLANDERS MARINE INSTITUTE. 2019. Maritime boundaries geodatabase: maritime boundaries and Exclusive Economic Zones (200NM), version 11. [accessed 2020 July]. <https://www.marineregions.org/>. doi:10.14284/386
- FRICKE R, ESCHMEYER WN, VAN DER LAAN R. 2019, editors. Catalog of fishes: genera, species, references. [accessed 2020 June]. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- GARCÍA CB. 2017a. Presence and distribution of Chimaeriformes in the Colombian Caribbean Sea. *Pan Am J Aquat Sci.* 12 (1): 85-88
- GARCÍA CB. 2017b. What do we know about soft-bottom elasmobranch species richness in the Colombian Caribbean and of its spatial distribution? *Reg Stud Mar Sci.* 9: 62-68. doi:10.1016/j.rsma.2016.11.006
- GARCÍA CB. 2018. Spatial richness patterns of soft-bottom fish in the Colombian Caribbean continental shelf and slope. *Acta Biol Colomb.* 23 (1): 59-65. doi:10.15446/abc.v23n1.66530
- GARCÍA CB, ARMENTERAS D. 2015. Atlas de la ictiofauna demersal de fondos blandos del Caribe continental colombiano: aproximación a su biodiversidad. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Publicaciones Facultad de Ciencias. 765 p.
- GARCÍA-ROSELLÓ E, GUISANDE C, GONZÁLES-DACOSTA J, HEINE J, PELAYO-VILLAMIL P, MANJARRÉS-HERNÁNDEZ A, VAAMONDE A, GRANADO-LORENCIO C. 2013. ModestR: a software tool for managing and analyzing species distribution map databases. *Ecography.* 36: 1202-1207. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00374.x
- [GBIF] GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY. 2020. GBIF Home Page. [accessed 2020 June]. <https://www.gbif.org>.
- GRIJALBA-BENDECK M, PARAMO J, WOLFF M. 2019. Catch composition of deep-sea resources of commercial importance in the Colombian Caribbean. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 54 (2): 188-197. doi:10.22370/rbmo.2019.54.2.1891
- GUISANDE C, HEINE J, GONZÁLES-DACOSTA J, GARCÍA-ROSELLÓ E. 2014. RWizard Software. <http://www.ipez.es/RWizard>. University of Vigo, Vigo.
- GUISANDE C, LOBO JM. 2019. Discriminating well surveyed spatial units from exhaustive biodiversity databases. R package version. 2.0. <https://cran.r-project.org/web/packages/KnowBR>.
- HORTAL J, DE BELLO F, DINIZ-FILHO FAA, LEWINSHON TM, LOBO JM, LADLE RJ. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 46: 523-549. doi:10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400
- LOBO JM. 2008. Database records as a surrogate for sampling effort provide higher species richness estimations. *Biodivers Conserv.* 17: 873-881. doi:10.1007/s10531-008-9333-4
- LOBO JM, HORTAL J, YELAB JL, MILLÁN A, SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ D, GARCÍA-ROSELLÓ E, GONZÁLES-DACOSTA J, HEINEE J, GONZÁLES-VILAS L, GUISANDE C. 2018. KnowBR: an application to map the geographical variation of survey effort and identify well-surveyed areas from biodiversity databases. *Ecol Indic.* 91: 241-248. doi:10.1016/j.ecolind.2018.03.077
- PARAMO J, FUENTES D, WIFF R. 2017. Population structure and distribution of deep-water Cardinal Fish *Epigonus occidentalis* (Epigonidae) and *Epigonus pandionis* (Epigonidae) in the

- Colombian Caribbean Sea. *J Ichthyol.* 57 (3): 424-433. doi:10.1134/S0032945217030109
- PÁRAMO J, SAINT-PAUL U. 2012. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *J Mar Biol Assoc UK.* 92 (4): 811-818. doi:10.1017/S0025315411001202
- PÁRAMO J, SAINT-PAUL U, MORENO F, PACHECO M, ALMANZA M, RODRÍGUEZ E, ARDILA G, BORDA C, BARRETO-GONZÁLEZ H. 2011. Crustáceos de profundidad en el Caribe colombiano como nuevo recurso pesquero. Informe Final Santa Marta: Universidad del Magdalena, Santa Marta.
- POLANCO A. 2015. Dynamics of the continental slope demersal fish community in the Colombian Caribbean-Deep-sea research in the Caribbean [PhD thesis]. Giessen: Justus-Liebig University Giessen, Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 192 p.
- POLANCO A, ACERO A, GARRIDO M. 2010. Aportes a la biodiversidad íctica del Caribe colombiano. In: INVEMAR, editors. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar. 20. p. 318-353.
- POLANCO A, DUEÑAS LF, LEÓN J, PUENTES V. 2019. New records and update on the geographic distribution of the Bony-eared Assfish, *Acanthonus armatus* Günther, 1878 (Ophidiidae, Neobythitinae), in the Caribbean region. *Check List.* 15 (5): 767-772. doi:10.15560/15.5.767
- RATKOWSKI DA. 1990 Handbook of nonlinear regression models. New York: Marcel Dekker. 241 p.
- ROA-VARÓN A, SAAVEDRA LM, ACERO A, MEJÍA LS. 2007. Nuevos registros de peces para el Caribe colombiano de los órdenes Myctophiformes, Polymiixiformes, Gadiformes, Ophiidiiformes y Lophiiformes. *Bol Investig Mar Cost.* 36: 181-207. doi:10.25268/bimc.inve-mar.2007.36.0.206
- ROA-VARÓN A, SAAVEDRA LM, ACERO A, MEJÍA LS, NAVAS G. 2003. Nuevos registros de peces óseos para el Caribe colombiano de los órdenes Beryciformes, Zeiformes, Perciformes y Tetraodontiformes. *Bol Investig Mar Cost.* 32: 3-24. doi:10.25268/bimc.inve-mar.2003.32.0.257
- SAAVEDRA-DÍAZ LM, ACERO A, NAVAS GR. 2000. Lenguados de la familia Paralichthyidae (Pisces: Pleuronectiformes) conocidos del incluyendo un nuevo registro para el área. *Rev Acad Colomb Cienc Exactas Fis Nat.* 24 (91): 295-310.
- SAAVEDRA-DÍAZ LM, ROA-VARÓN A, ACERO A, MEJÍA LS. 2004. Primeros registros ícticos en el talud superior del Caribe colombiano (órdenes Albuliformes, Anguilliformes, Stomiiformes, Ateleopodiformes, Aulopiformes y Pleuronectiformes). *Bol Investig Mar Cost.* 33: 159-183. doi:10.25268/bimc.inve-mar.2004.33.0.254
- SOBERÓN J, JIMENEZ R, GOLUBOV J, KOLEFF P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography.* 30: 152-160. doi:10.1111/j.0906-7590.2007.04627.x
- UGLAND KI, GRAY JS, ELLINGSEN KE. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. *J Anim Ecol.* 72: 888-897. doi:10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x



## APPENDIX 1

Deep demersal fish species list (> 200 m depth)  
of the Colombian Caribbean Sea with records and  
depth ranges.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Anguilliformes	Chlopsidae	<i>Robinsia catherinae</i>	1	300	300	300
Actinopterygii	Anguilliformes	Colocongridae	<i>Coloconger meadi</i>	60	218	777	361
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Ariosoma balearicum</i>	3	532	857	706
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Bathycongrus bullisi</i>	26	229	366	286
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Bathycongrus vicinalis</i>	1	366	366	366
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Bathyyuroconger vicinus</i>	9	515	732	627
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Japonoconger caribbeus</i>	22	269	549	358
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Parabathymyrus oregoni</i>	2	314	315	315
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Pseudophichthys splendens</i>	57	204	803	392
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Rhynchoconger flavus</i>	3	732	732	732
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Xenomystax austrinus</i>	23	458	732	509
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Xenomystax bidentatus</i>	16	296	698	405
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Xenomystax congroides</i>	18	210	352	237
Actinopterygii	Anguilliformes	Moringuidae	<i>Neoconger mucronatus</i>	3	200	265	243
Actinopterygii	Anguilliformes	Muraenesocidae	<i>Cynoponticus savanna</i>	2	746	746	746
Actinopterygii	Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax conspersus</i>	9	256	307	262
Actinopterygii	Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax polygonius</i>	2	200	203	202
Actinopterygii	Anguilliformes	Nemichthyidae	<i>Avocettina infans</i>	3	350	445	360
Actinopterygii	Anguilliformes	Nemichthyidae	<i>Labichthys carinatus</i>	1	940	940	940
Actinopterygii	Anguilliformes	Nemichthyidae	<i>Nemichthys scolopaceus</i>	6	300	3,978	654
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Hoplunnis diomediana</i>	1	453	453	453
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Hoplunnis megista</i>	2	366	366	366
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Hoplunnis tenuis</i>	5	201	366	215
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Nettastoma melanura</i>	5	503	732	621
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Venefica procera</i>	3	613	860	834
Actinopterygii	Anguilliformes	Ophichthidae	<i>Ophichthus cruentifer</i>	4	496	699	548
Actinopterygii	Anguilliformes	Ophichthidae	<i>Ophichthus puncticeps</i>	4	295	900	448
Actinopterygii	Anguilliformes	Synaphobranchidae	<i>Atractodenchelys phrix</i>	2	393	500	447
Actinopterygii	Anguilliformes	Synaphobranchidae	<i>Dysommia rugosa</i>	2	365	450	429
Actinopterygii	Anguilliformes	Synaphobranchidae	<i>Ilyophis brunneus</i>	8	515	1143	692
Actinopterygii	Anguilliformes	Synaphobranchidae	<i>Synaphobranchus affinis</i>	1	732	732	732
Actinopterygii	Anguilliformes	Synaphobranchidae	<i>Synaphobranchus oregoni</i>	8	265	515	301
Actinopterygii	Ateleopodiformes	Ateleopodidae	<i>Ijimaia antillarum</i>	30	329	698	423
Actinopterygii	Ateleopodiformes	Ateleopodidae	<i>Ijimaia loppei</i>	1	503	503	503
Actinopterygii	Aulopiformes	Bathysauridae	<i>Bathysaurus mollis</i>	2	1,800	4,151	2,976
Actinopterygii	Aulopiformes	Chlorophthalmidae	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	109	200	776	301
Actinopterygii	Aulopiformes	Chlorophthalmidae	<i>Parasudis truculenta</i>	34	223	561	311
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois bigelowi</i>	38	223	940	456
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois grallator</i>	5	1627	4,151	2,435
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois phenax</i>	6	821	1,800	1,230
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois quadrifilis</i>	5	515	900	683
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois viridensis</i>	17	276	900	475
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathytrophops marionae</i>	1	1,251	1,251	1,251
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Ipnops murrayi</i>	3	821	1,800	1,416
Actinopterygii	Aulopiformes	Notosudidae	<i>Scopelosaurus smithii</i>	2	622	622	622
Actinopterygii	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Saurida brasiliensis</i>	5	270	613	427
Actinopterygii	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Saurida caribbaea</i>	9	200	303	219
Actinopterygii	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Saurida normani</i>	3	198	298	251



## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus poeyi</i>	1	198	198	198
Actinopterygii	Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Porichthys plectrodon</i>	5	200	370	241
Actinopterygii	Beloniformes	Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>	2	276	803	406
Actinopterygii	Beryciformes	Anoplogastridae	<i>Anoplogaster cornuta</i>	1	300	300	300
Actinopterygii	Beryciformes	Berycidae	<i>Beryx decadactylus</i>	1	378	378	378
Actinopterygii	Beryciformes	Berycidae	<i>Beryx splendens</i>	2	366	369	367
Actinopterygii	Beryciformes	Diretmidae	<i>Diretmoides pauciradiatus</i>	9	200	732	268
Actinopterygii	Beryciformes	Diretmidae	<i>Diretmus argenteus</i>	6	205	792	454
Actinopterygii	Beryciformes	Holocentridae	<i>Ostichthys trachypoma</i>	6	200	274	236
Actinopterygii	Beryciformes	Trachichthyidae	<i>Gephyroberyx darwini</i>	8	300	375	322
Actinopterygii	Beryciformes	Trachichthyidae	<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	2	288	435	362
Actinopterygii	Beryciformes	Trachichthyidae	<i>Hoplostethus occidentalis</i>	64	329	558	350
Actinopterygii	Cetomimiformes	Barbourisiidae	<i>Barbourisia rufa</i>	1	1,080	1,080	1,080
Actinopterygii	Gadiformes	Bregmacerotidae	<i>Bregmaceros atlanticus</i>	53	200	801	319
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Bathygadus favosus</i>	21	515	1,440	758
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Bathygadus macrops</i>	96	269	810	422
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Bathygadus melanobranchus</i>	28	365	900	634
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Cetonurus globiceps</i>	5	613	1,097	906
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	134	200	810	327
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coelorinchus caribbaeus</i>	96	200	503	276
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coryphaenoides mexicanus</i>	12	198	1,296	884
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coryphaenoides zantophorus</i>	25	518	940	636
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Gadomus arcuatus</i>	17	477	1,080	665
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Gadomus dispar</i>	4	457	622	490
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Gadomus longifilis</i>	23	365	1,251	644
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Hymenocephalus aterrimus</i>	1	576	576	576
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Hymenocephalus billsam</i>	2	223	373	361
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Hymenocephalus italicus</i>	91	269	940	368
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Kuronezumia bubonis</i>	3	515	732	586
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Malacocephalus laevis</i>	13	329	612	387
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Malacocephalus occidentalis</i>	106	200	801	314
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Nezumia aequalis</i>	150	223	1,143	392
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Nezumia cyrano</i>	16	453	960	630
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Nezumia suilla</i>	5	365	640	572
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Sphagemacrus grenadae</i>	6	684	1,143	779
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Squalogadus modificatus</i>	4	1,080	1,251	1,139
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Trachonurus sulcatus</i>	10	612	1,251	814
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Trachonurus villosus</i>	3	515	814	714
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Ventrifossa macropogon</i>	7	223	640	411
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Ventrifossa mucocephalus</i>	5	450	732	481
Actinopterygii	Gadiformes	Merlucciidae	<i>Merluccius albidus</i>	47	219	662	297
Actinopterygii	Gadiformes	Merlucciidae	<i>Steindachneria argentea</i>	66	200	770	298
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Gadella imberbis</i>	32	223	801	374
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Laemonema goodebeanorum</i>	126	223	777	348
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Physiculus fulvus</i>	6	275	503	341
Actinopterygii	Gadiformes	Phycidae	<i>Urophycis cirrata</i>	11	270	470	331
Actinopterygii	Lophiiformes	Antennariidae	<i>Fowlerichthys radiosus</i>	1	192	192	192
Actinopterygii	Lophiiformes	Chaunacidae	<i>Chaunax pictus</i>	57	270	810	417
Actinopterygii	Lophiiformes	Chaunacidae	<i>Chaunax suttkusi</i>	103	223	801	333
Actinopterygii	Lophiiformes	Diceratiidae	<i>Bifoceras wedli</i>	4	405	493	478
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophiodes beroe</i>	2	512	512	512

## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophiodes monodi</i>	7	313	520	346
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophiodes reticulatus</i>	11	200	500	240
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius gastrophysus</i>	17	286	561	347
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i>	4	200	500	240
Actinopterygii	Lophiiformes	Melanocetidae	<i>Melanocetus murrayi</i>	7	523	857	562
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Dibranchus atlanticus</i>	207	198	1,440	412
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Dibranchus tremendus</i>	6	1,006	1,463	1,107
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Halieutichthys aculeatus</i>	20	286	295	291
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Malthopsis gnoma</i>	12	280	491	301
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus declivirostris</i>	3	365	223	221
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus parvus</i>	6	270	360	308
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus pumilus</i>	1	290	290	290
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogcocephalidae	<i>Zalieutes mcgintyi</i>	29	201	498	246
Actinopterygii	Lophiiformes	Oneirodidae	<i>Dolopichthys pullatus</i>	1	4,029	4,029	4,029
Actinopterygii	Lophiiformes	Thaumaticthyidae	<i>Thaumaticthys binghami</i>	1	1,251	1,251	1,251
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Bolinichthys supralateralis</i>	26	195	792	361
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Dasyscopelus selenops</i>	2	275	520	396
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus adenomus</i>	1	567	567	567
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus bertelseni</i>	2	200	200	200
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus dumerilii</i>	26	200	727	299
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus efulgens</i>	2	223	365	330
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus garmani</i>	24	200	1,829	409
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus lucidus</i>	23	191	755	327
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus minax</i>	1	270	270	270
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus rafinesquii</i>	5	320	1,800	633
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus splendidus</i>	13	200	857	262
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus taaningi</i>	1	270	270	270
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Lampadena luminosa</i>	9	200	730	422
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Lepidophanes guentheri</i>	21	200	857	302
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Myctophum nitidulum</i>	16	200	727	340
Actinopterygii	Myctophiformes	Neoscopelidae	<i>Neoscopelus macrolepidotus</i>	104	276	900	475
Actinopterygii	Myctophiformes	Neoscopelidae	<i>Neoscopelus microchir</i>	23	223	803	372
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Aldrovandia affinis</i>	5	515	1,097	559
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Aldrovandia gracilis</i>	8	395	1,710	1,039
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Halosaurus guentheri</i>	32	276	1,143	433
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Halosaurus ovenii</i>	88	276	803	406
Actinopterygii	Notacanthiformes	Notacanthidae	<i>Notacanthus chemnitzii</i>	1	724	724	724
Actinopterygii	Notacanthiformes	Notacanthidae	<i>Polyacanthonotus merretti</i>	2	679	857	738
Actinopterygii	Ophidiiformes	Aphyonidae	<i>Barathronus bicolor</i>	22	365	1,251	625
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Calamopteryx robinsorum</i>	2	200	201	201
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Cataetyx lateiceps</i>	7	732	1,800	1,119
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Diplacanthopoma brachysoma</i>	62	274	776	401
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Saccogaster staigeri</i>	1	356	356	356
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Acanthonus armatus</i>	13	2,215	2,564	2,366
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Bassozetus robustus</i>	1	1,240	1,240	1,240
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Bathynomus lateiceps</i>	2	1,627	2,983	2,531
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Benthocometes robustus</i>	4	223	303	287
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Dicrolene introniger</i>	37	395	1,296	715
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lamprogrammus brunswigi</i>	2	1,317	1,317	1,317
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lamprogrammus niger</i>	4	515	3978	1,105
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium brevibarbe</i>	18	210	505	277

## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium cultratum</i>	2	210	210	210
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium kallion</i>	1	219	219	219
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium profundorum</i>	8	207	404	288
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium robustum</i>	1	200	200	200
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium zophochir</i>	3	210	210	210
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Luciobrotula corethromycter</i>	16	540	821	612
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Monomitopus agassizii</i>	47	365	1,251	528
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites gilli</i>	78	200	500	320
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites marginatus</i>	68	205	670	305
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites monocellatus</i>	4	229	334	257
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites ocellatus</i>	19	192	366	234
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Penopus microphthalmus</i>	1	1,006	1,006	1,006
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Xyelacyba myersi</i>	5	1,251	1,440	1,301
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Alepocephalus australis</i>	8	1,097	1,317	1,146
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Bathytroctes microlepis</i>	2	1,097	1,097	1,097
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Conocara macropteron</i>	10	821	1,463	1,125
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Leptoderma macrops</i>	1	690	690	690
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Narctes stomias</i>	7	558	1,829	1,509
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Rouleina attrita</i>	4	686	1,271	828
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Talismania antillarum</i>	2	457	457	457
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Talismania homoptera</i>	5	515	640	593
Actinopterygii	Osmeriformes	Alepocephalidae	<i>Xenodermichthys copei</i>	23	360	640	433
Actinopterygii	Osmeriformes	Argentinidae	<i>Argentina brucei</i>	33	198	439	266
Actinopterygii	Osmeriformes	Argentinidae	<i>Argentina striata</i>	72	200	500	266
Actinopterygii	Osmeriformes	Bathylagidae	<i>Dolicholagus longirostris</i>	6	445	857	699
Actinopterygii	Osmeriformes	Microstomatidae	<i>Xenophthalmichthys danae</i>	7	205	505	323
Actinopterygii	Osmeriformes	Opisthoproctidae	<i>Opisthoproctus soleatus</i>	1	374	374	374
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Caraibops trispinosus</i>	15	192	523	220
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Synagrops bellus</i>	122	192	810	352
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Verilus atlanticus</i>	10	192	496	250
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Verilus pseudomicrolepis</i>	12	247	308	262
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Verilus sordidus</i>	2	201	201	201
Actinopterygii	Perciformes	Ariommatidae	<i>Ariomma bondi</i>	3	351	428	383
Actinopterygii	Perciformes	Ariommatidae	<i>Ariomma melanum</i>	2	298	366	355
Actinopterygii	Perciformes	Bathyclupeidae	<i>Bathyclupea argentea</i>	24	402	732	448
Actinopterygii	Perciformes	Bathyclupeidae	<i>Bothyclupea schroederi</i>	16	205	810	387
Actinopterygii	Perciformes	Callionymidae	<i>Synchiropus agassizii</i>	8	274	352	306
Actinopterygii	Perciformes	Callionymidae	<i>Synchiropus dagmarae</i>	1	229	229	229
Actinopterygii	Perciformes	Caproidae	<i>Antigonia capros</i>	37	198	505	240
Actinopterygii	Perciformes	Caproidae	<i>Antigonia combatia</i>	51	192	520	243
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i>	3	198	235	226
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Decapterus tabl</i>	21	200	507	229
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Selar crumenophthalmus</i>	7	246	2,195	575
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Selene brownii</i>	3	200	504	403
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus lathami</i>	2	207	207	207
Actinopterygii	Perciformes	Emmelichthyidae	<i>Erythrocles monodi</i>	1	201	201	201
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus macrops</i>	13	200	914	613
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus occidentalis</i>	28	366	823	434
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus pandionis</i>	55	223	720	343
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Diplospinus multistriatus</i>	8	200	445	298
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Lepidocybium flavobrunneum</i>	2	1,251	1,271	1,261

## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Nealotus tripes</i>	5	205	360	262
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Neoepinnula americana</i>	13	229	333	249
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Promethichthys prometheus</i>	17	298	807	386
Actinopterygii	Perciformes	Gempylidae	<i>Ruvettus pretiosus</i>	3	396	558	461
Actinopterygii	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	2	286	286	286
Actinopterygii	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon boschmae</i>	2	286	295	291
Actinopterygii	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus vivanus</i>	1	324	324	324
Actinopterygii	Perciformes	Lutjanidae	<i>Pristipomoides aquilonaris</i>	1	198	198	198
Actinopterygii	Perciformes	Lutjanidae	<i>Pristipomoides macrophthalmus</i>	3	201	280	220
Actinopterygii	Perciformes	Mullidae	<i>Upeneus parvus</i>	7	219	792	417
Actinopterygii	Perciformes	Opistognathidae	<i>Lonchopisthus lemur</i>	32	200	300	242
Actinopterygii	Perciformes	Opistognathidae	<i>Lonchopisthus micrognathus</i>	2	265	265	265
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops anatirostris</i>	41	198	500	314
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops gobioides</i>	6	360	540	439
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops magnisquamis</i>	1	540	540	540
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops ocellatus</i>	22	223	670	410
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops quadrisella</i>	3	290	384	380
Actinopterygii	Perciformes	Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	4	333	432	406
Actinopterygii	Perciformes	Sciaenidae	<i>Protoscaena bathytatos</i>	12	240	512	340
Actinopterygii	Perciformes	Sciaenidae	<i>Protoscaena trewasae</i>	8	191	201	199
Actinopterygii	Perciformes	Scombrolabracidae	<i>Scombrolabrax heterolepis</i>	1	396	396	396
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Baldwinella aureorubens</i>	25	198	351	249
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Baldwinella eos</i>	1	316	316	316
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Bathyanthias cubensis</i>	7	192	280	209
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Bathyanthias mexicanus</i>	1	300	300	300
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Bullisichthys caribbaeus</i>	1	219	219	219
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Hyporthodus flavolimbatus</i>	1	270	270	270
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Hyporthodus nigritus</i>	2	200	333	267
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Hyporthodus niveatus</i>	1	316	316	316
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Plectranthias garrupellus</i>	2	200	200	200
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Pronotogrammus martinicensis</i>	1	219	219	219
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus atrobranchus</i>	3	300	370	323
Actinopterygii	Perciformes	Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	1	207	207	207
Actinopterygii	Perciformes	Symphysanodontidae	<i>Symphysanodon berryi</i>	3	200	280	216
Actinopterygii	Perciformes	Synagropidae	<i>Parascombrops spinosus</i>	28	192	750	243
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Benthodesmus simonyi</i>	15	223	659	302
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Benthodesmus tenuis</i>	45	223	732	371
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Lepidopus altifrons</i>	8	320	366	334
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Lepidopus caudatus</i>	6	240	404	293
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	3	220	250	239
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Chascanopsetta lugubris</i>	7	366	576	417
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Monolene atrimana</i>	2	223	373	298
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Monolene megalepis</i>	10	206	505	235
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Trichopsetta caribbaea</i>	7	192	300	209
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Trichopsetta ventralis</i>	2	198	252	225
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedeanus</i>	2	290	316	303
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus ginsburgi</i>	11	296	491	348
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus hernandezi</i>	12	204	300	228
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus marginatus</i>	62	265	698	355
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus piger</i>	17	203	750	276
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus stigmatosus</i>	1	274	274	274

## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Ancylosetta cycloidea</i>	9	192	269	207
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Citharichthys cornutus</i>	5	192	300	207
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Poecilopsetta beanii</i>	4	223	333	283
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Poecilopsetta inermis</i>	113	229	750	292
Actinopterygii	Polymixiiformes	Polymixiidae	<i>Polymixia lowei</i>	72	200	940	282
Actinopterygii	Polymixiiformes	Polymixiidae	<i>Polymixia nobilis</i>	7	366	512	412
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion ecuadorensis</i>	34	223	810	374
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion gracile</i>	27	191	940	270
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion greyae</i>	53	265	803	334
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion imberbe</i>	1	219	219	219
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion longispatha</i>	38	223	766	414
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion miniatum</i>	42	229	720	291
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion truncatum</i>	18	223	731	348
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Neomerinthe beanorum</i>	3	200	300	260
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Phenacoscorpius nebris</i>	2	300	300	300
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Pontinus longispinis</i>	65	200	491	254
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Pontinus nematophthalmus</i>	9	200	698	288
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Pontinus rathbuni</i>	6	200	324	227
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Sebastidae	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	3	293	662	366
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Sebastidae	<i>Trachyscorpia cristulata</i>	1	540	540	540
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Setarchidae	<i>Ectreposebastes imus</i>	5	400	732	550
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Setarchidae	<i>Setarches guentheri</i>	53	200	510	273
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Bellator brachyichir</i>	3	200	300	209
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Bellator egretta</i>	2	200	203	201
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Prionotus beanii</i>	1	219	219	219
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Prionotus stearnsi</i>	10	213	351	273
Actinopterygii	Stephanoberyciformes	Gibberichthyidae	<i>Gibberichthys pumilus</i>	3	720	732	728
Actinopterygii	Stephanoberyciformes	Stephanoberycidae	<i>Stephanoberyx monae</i>	10	395	1,143	786
Actinopterygii	Stomiiformes	Gonostomatidae	<i>Gonostoma atlanticum</i>	16	200	792	255
Actinopterygii	Stomiiformes	Gonostomatidae	<i>Signipops elongatus</i>	72	200	2341	452
Actinopterygii	Stomiiformes	Gonostomatidae	<i>Tripliphos hemingi</i>	28	300	732	424
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Ichthyococcus ovatus</i>	5	210	755	288
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Pollichthys maui</i>	38	191	857	341
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Polymetme corythaeola</i>	19	275	857	487
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Polymetme thaeocoryla</i>	13	223	274	272
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Yarrrella blackfordi</i>	26	283	1,143	625
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyripnus atlanticus</i>	1	260	260	260
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyropelecus aculeatus</i>	48	205	857	479
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyropelecus gigas</i>	1	540	540	540
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Maurolucus muelleri</i>	2	234	493	364
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Polyipnus asteroides</i>	50	205	567	338
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Polyipnus clarus</i>	4	205	265	259
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Polyipnus laternatus</i>	2	366	549	412
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Sternoptyx diaphana</i>	43	197	4,151	585
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Sternoptyx pseudobscura</i>	3	445	857	585
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Aristostomias grimaldii</i>	2	640	640	640
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Aristostomias xenostoma</i>	3	600	792	708
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Astronesthes macropogon</i>	9	225	1,710	412
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Chauliodus sloani</i>	125	191	4,151	433
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Eustomias schmidti</i>	2	450	857	586
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Heterophotus ophistoma</i>	3	640	732	671



## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Malacosteus niger</i>	10	400	732	502
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Melanostomias macrophotus</i>	1	404	404	404
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Stomias affinis</i>	32	205	857	420
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Stomias longibarbat</i>	3	225	755	358
Actinopterygii	Tetraodontiformes	Triacanthodidae	<i>Hollardia hollardi</i>	6	329	558	350
Actinopterygii	Tetraodontiformes	Triacanthodidae	<i>Parahollardia lineata</i>	1	369	369	369
Actinopterygii	Tetraodontiformes	Triacanthodidae	<i>Parahollardia schmidt</i>	5	200	360	222
Actinopterygii	Zeiformes	Grammicolepididae	<i>Grammicolepis brachiusculus</i>	8	324	662	442
Actinopterygii	Zeiformes	Grammicolepididae	<i>Xenolepidichthys dalgleishi</i>	25	200	439	245
Actinopterygii	Zeiformes	Parazenidae	<i>Cytopsopsis rosea</i>	95	223	732	324
Actinopterygii	Zeiformes	Parazenidae	<i>Parazen pacificus</i>	2	274	352	281
Actinopterygii	Zeiformes	Zeidae	<i>Zenopsis conchifer</i>	2	270	298	284
Actinopterygii	Zeiformes	Zenionidae	<i>Zenion hololepis</i>	72	200	540	385
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Carcharhinidae	<i>Galeocerdo cuvier</i>	1	365	365	365
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Apristurus canutus</i>	2	530	777	592
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Apristurus parvipinnis</i>	2	719	719	719
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Apristurus riveri</i>	3	860	960	889
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Galeus arae</i>	4	256	512	374
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Galeus cadenati</i>	4	256	512	436
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Schroederichthys maculatus</i>	1	274	274	274
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus boa</i>	19	223	540	298
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus hesperius</i>	9	290	549	341
Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Triakidae	<i>Mustelus canis</i>	2	298	316	307
Elasmobranchii	Rajiformes	Anacanthobatidae	<i>Schroederobatis americana</i>	51	307	803	475
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Breviraja nigriventralis</i>	18	457	732	512
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Breviraja spinosa</i>	4	540	612	575
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Cruriraja rugosa</i>	7	365	732	449
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dactylobatus clarkii</i>	18	366	512	421
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus bullisi</i>	9	201	334	302
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus garricki</i>	3	283	307	301
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus oregoni</i>	1	396	396	396
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus teevani</i>	3	240	576	407
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Fenestraraja plutonia</i>	1	428	428	428
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Fenestraraja sinuomexicanus</i>	2	485	485	485
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Gurgesiella atlantica</i>	34	223	698	498
Elasmobranchii	Squaliformes	Centrophoridae	<i>Centrophorus granulosus</i>	4	200	732	333
Elasmobranchii	Squaliformes	Centrophoridae	<i>Centrophorus squamosus</i>	1	670	670	670
Elasmobranchii	Squaliformes	Dalatiidae	<i>Isistius brasiliensis</i>	1	621	621	621
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus bullisi</i>	1	274	274	274
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus carteri</i>	8	283	343	292
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus hillianus</i>	6	180	540	351
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus perryi</i>	22	283	375	297
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus pusillus</i>	1	288	288	288
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus schultzi</i>	43	269	823	422
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus virens</i>	25	288	503	331
Elasmobranchii	Squaliformes	Somniosidae	<i>Somniosus cf. microcephalus</i>	1	200	200	200
Elasmobranchii	Squaliformes	Squalidae	<i>Squalus cubensis</i>	4	198	274	263
Elasmobranchii	Squatiniiformes	Squatinaidae	<i>Squatina david</i>	2	198	305	252
Elasmobranchii	Torpediniformes	Torpedinidae	<i>Tetronarce nobiliana</i>	6	292	369	329
Holocephali	Chimaeriformes	Chimaeridae	<i>Chimaera cubana</i>	1	234	234	234
Holocephali	Chimaeriformes	Chimaeridae	<i>Hydrolagus alberti</i>	27	223	1,143	477

## Appendix 1. Continued.

Class	Order	Family	Species	Records	Min depth	Max depth	Mean depth
Holocephali	Chimaeriformes	Chimaeridae	<i>Hydrolagus mirabilis</i>	3	720	1,296	995
Holocephali	Chimaeriformes	Rhinochimaeridae	<i>Neoharriotta carri</i>	14	288	485	329
Holocephali	Chimaeriformes	Rhinochimaeridae	<i>Rhinochimaera atlantica</i>	2	914	917	916
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Eptatretus aceroid</i>	2	705	705	705
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Eptatretus ancon</i>	8	476	670	513
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Eptatretus wayuu</i>	5	300	303	301
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Myxine mccoskeri</i>	72	269	801	446
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Myxine robinsonum</i>	2	783	821	793

## APPENDIX 2

Species excluded from data base because records fall outside the Colombian Caribbean Exclusive Economic Zone.

Class	Order	Family	Species
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Acromycter atlanticus</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Bathycongrus thysanochilus</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Rhynchoconger gracilior</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Nettastomatidae	<i>Hoplunnis similis</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Giganturidae	<i>Gigantura chuni</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathytrophops sewelli</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Paralepididae	<i>Lestrolepis intermedia</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Paralepididae	<i>Stemonosudis rothschildi</i>
Actinopterygii	Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Porichthys bathoiketes</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium entomelan</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium marmoratum</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium sturaphor</i>
Actinopterygii	Osmeriformes	Argentinidae	<i>Argentina stewarti</i>
Actinopterygii	Osmeriformes	Argentinidae	<i>Glossanodon pygmaeus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Apogonidae	<i>Paroncheilus affinis</i>
Actinopterygii	Perciformes	Labridae	<i>Decodon puellaris</i>
Actinopterygii	Perciformes	Lutjanidae	<i>Rhomboplites aurorubens</i>
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops macromma</i>
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus phoebe</i>
Actinopterygii	Perciformes	Uranoscopidae	<i>Kathetostoma cubana</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Ancylosetta microctenus</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Citharichthys dinoceros</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Sonoda megalophthalma</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Echiostoma barbatum</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Eustomias acinosus</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Breviraja moulidi</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Fenestraja ishiyamai</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Leucoraja garmani</i>
Elasmobranchii	Squaliformes	Etmopteridae	<i>Etmopterus robinis</i>
Elasmobranchii	Squaliformes	Squalidae	<i>Squalus mitsukurii</i>
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Eptatretus caribbeaus</i>
Myxini	Myxiniformes	Myxinidae	<i>Eptatretus multidentis</i>



## APPENDIX 3

Deep demersal species (> 200 m depth) recorded inside the Parque Nacional Natural National Natural Park Corales de Profundidad in the Colombian Caribbean.

Class	Order	Family	Genus	Species
Actinopterygii	Anguilliformes	Colocongridae	<i>Coloconger</i>	<i>Coloconger meadi</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Bathycongrus</i>	<i>Bathycongrus bullisi</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Pseudophichthys</i>	<i>Pseudophichthys splendens</i>
Actinopterygii	Anguilliformes	Congridae	<i>Xenomystax</i>	<i>Xenomystax congroides</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Chlorophthalmidae	<i>Chlorophthalmus</i>	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Chlorophthalmidae	<i>Parasudis</i>	<i>Parasudis truculenta</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Ipnopidae	<i>Bathypterois</i>	<i>Bathypterois bigelowi</i>
Actinopterygii	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Saurida</i>	<i>Saurida brasiliensis</i>
Actinopterygii	Beryciformes	Trachichthyidae	<i>Hoplostethus</i>	<i>Hoplostethus occidentalis</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Bregmacerotidae	<i>Bregmaceros</i>	<i>Bregmaceros atlanticus</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Bathygadus</i>	<i>Bathygadus macrops</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coelorinchus</i>	<i>Coelorinchus caelorhincus</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Coelorinchus</i>	<i>Coelorinchus caribbaeus</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Gadomus</i>	<i>Gadomus arcuatus</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Hymenocephalus</i>	<i>Hymenocephalus billsam</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Hymenocephalus</i>	<i>Hymenocephalus italicus</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Malacocephalus</i>	<i>Malacocephalus laevis</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Malacocephalus</i>	<i>Malacocephalus occidentalis</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Nezumia</i>	<i>Nezumia aequalis</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Macrouridae	<i>Ventrifossa</i>	<i>Ventrifossa macropogon</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Merlucciidae	<i>Steindachneria</i>	<i>Steindachneria argentea</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Gadella</i>	<i>Gadella imberbis</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Laemonema</i>	<i>Laemonema goodebeanorum</i>
Actinopterygii	Gadiformes	Moridae	<i>Physiculus</i>	<i>Physiculus fulvus</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Chaunacidae	<i>Chaunax</i>	<i>Chaunax pictus</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Chaunacidae	<i>Chaunax</i>	<i>Chaunax suttkusi</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophiodes</i>	<i>Lophiodes monodi</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogocephalidae	<i>Dibranchus</i>	<i>Dibranchus atlanticus</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogocephalidae	<i>Halieutichthys</i>	<i>Halieutichthys aculeatus</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogocephalidae	<i>Malthopsis</i>	<i>Malthopsis gnoma</i>
Actinopterygii	Lophiiformes	Ogocephalidae	<i>Ogocephalus</i>	<i>Ogocephalus declivirostris</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Dasyscopelus</i>	<i>Dasyscopelus selenops</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus</i>	<i>Diaphus effulgens</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus</i>	<i>Diaphus garmani</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Myctophidae	<i>Diaphus</i>	<i>Diaphus lucidus</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Neoscopelidae	<i>Neoscopelus</i>	<i>Neoscopelus macrolepidotus</i>
Actinopterygii	Myctophiformes	Neoscopelidae	<i>Neoscopelus</i>	<i>Neoscopelus microchir</i>
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Halosaurus</i>	<i>Halosaurus guentheri</i>
Actinopterygii	Notacanthiformes	Halosauridae	<i>Halosaurus</i>	<i>Halosaurus ovenii</i>
Actinopterygii	Notacanthiformes	Notacanthidae	<i>Notacanthus</i>	<i>Notacanthus chemnitzii</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Calamopteryx</i>	<i>Calamopteryx robinsorum</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Bythitidae	<i>Diplacanthopoma</i>	<i>Diplacanthopoma brachysoma</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Benthocometes</i>	<i>Benthocometes robustus</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Monomitopus</i>	<i>Monomitopus agassizii</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites</i>	<i>Neobythites gilli</i>
Actinopterygii	Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Neobythites</i>	<i>Neobythites marginatus</i>
Actinopterygii	Osmeriformes	Argentinidae	<i>Argentina</i>	<i>Argentina striata</i>
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Carabops</i>	<i>Carabops trispinosus</i>

## Appendix 3. Continued.

Class	Order	Family	Genus	Species
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Synagrops</i>	<i>Synagrops bellus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Verilus</i>	<i>Verilus atlanticus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Acropomatidae	<i>Verilus</i>	<i>Verilus pseudomicrolepis</i>
Actinopterygii	Perciformes	Bathyclupeidae	<i>Bathyclupea</i>	<i>Bathyclupea argentea</i>
Actinopterygii	Perciformes	Bathyclupeidae	<i>Bathyclupea</i>	<i>Bathyclupea schroederi</i>
Actinopterygii	Perciformes	Caproidae	<i>Antigonia</i>	<i>Antigonia capros</i>
Actinopterygii	Perciformes	Caproidae	<i>Antigonia</i>	<i>Antigonia combatia</i>
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Decapterus</i>	<i>Decapterus tabl</i>
Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	<i>Selar</i>	<i>Selar crumenophthalmus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus</i>	<i>Epigonus macrops</i>
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus</i>	<i>Epigonus occidentalis</i>
Actinopterygii	Perciformes	Epigonidae	<i>Epigonus</i>	<i>Epigonus pandionis</i>
Actinopterygii	Perciformes	Lutjanidae	<i>Pristipomoides</i>	<i>Pristipomoides macrophthalmus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Opistognathidae	<i>Lonchopisthus</i>	<i>Lonchopisthus lemur</i>
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops</i>	<i>Bembrops anatrostris</i>
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops</i>	<i>Bembrops gobioides</i>
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops</i>	<i>Bembrops ocellatus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Percophidae	<i>Bembrops</i>	<i>Bembrops quadrisella</i>
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Baldwinella</i>	<i>Baldwinella aureorubens</i>
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Bathyanthias</i>	<i>Bathyanthias cubensis</i>
Actinopterygii	Perciformes	Serranidae	<i>Hyporthodus</i>	<i>Hyporthodus nigrilus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Symphysanodontidae	<i>Symphysanodon</i>	<i>Symphysanodon berryi</i>
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Benthodesmus</i>	<i>Benthodesmus simonyi</i>
Actinopterygii	Perciformes	Trichiuridae	<i>Benthodesmus</i>	<i>Benthodesmus tenuis</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Monolene</i>	<i>Monolene atrimana</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Monolene</i>	<i>Monolene megalepis</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus</i>	<i>Symphurus marginatus</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Ancylopsetta</i>	<i>Ancylopsetta cycloidea</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Poecilopsetta</i>	<i>Poecilopsetta beanii</i>
Actinopterygii	Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Poecilopsetta</i>	<i>Poecilopsetta inermis</i>
Actinopterygii	Polymixiiformes	Polymixiidae	<i>Polymixia</i>	<i>Polymixia lowei</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion</i>	<i>Peristedion ecuadorensis</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion</i>	<i>Peristedion gracile</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion</i>	<i>Peristedion greyae</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion</i>	<i>Peristedion longispatha</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Peristediidae	<i>Peristedion</i>	<i>Peristedion truncatum</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Neomerinthe</i>	<i>Neomerinthe beanorum</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Pontinus</i>	<i>Pontinus nematophthalmus</i>
Actinopterygii	Scorpaeniformes	Setarchidae	<i>Setarches</i>	<i>Setarches guentheri</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Polymetme</i>	<i>Polymetme corythaeola</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Polymetme</i>	<i>Polymetme thaeocoryla</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyripnus</i>	<i>Argyripnus atlanticus</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyropelecus</i>	<i>Argyropelecus aculeatus</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Argyropelecus</i>	<i>Argyropelecus gigas</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Mauroliticus</i>	<i>Mauroliticus muelleri</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Polyipnus</i>	<i>Polyipnus asteroides</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Sternoptychidae	<i>Polyipnus</i>	<i>Polyipnus laternatus</i>
Actinopterygii	Stomiiformes	Stomiidae	<i>Chauliodus</i>	<i>Chauliodus sloani</i>
Actinopterygii	Tetraodontiformes	Triacanthodidae	<i>Parahollandia</i>	<i>Parahollandia schmidtii</i>
Actinopterygii	Zeiformes	Grammicolepididae	<i>Xenolepidichthys</i>	<i>Xenolepidichthys dalgleishi</i>
Actinopterygii	Zeiformes	Parazenidae	<i>Cyttopsis</i>	<i>Cyttopsis rosea</i>

## Appendix 3. Continued.

Class	Order	Family	Genus	Species
Actinopterygii	Zeiformes	Zenionidae	<i>Zenion</i>	<i>Zenion hololepis</i>
Elasmobranchii	Carcharhiniiformes	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus</i>	<i>Scyliorhinus boa</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Breviraja</i>	<i>Breviraja spinosa</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus</i>	<i>Dipturus bullisi</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Rajidae	<i>Gurgesiella</i>	<i>Gurgesiella atlantica</i>
Holocephali	Chimaeriformes	Chimaeridae	<i>Hydrolagus</i>	<i>Hydrolagus alberti</i>
Myxini	Myxiniiformes	Myxinidae	<i>Myxine</i>	<i>Myxine mccoskeri</i>

REVIEW

## Legislación e instrumentos de manejo existentes para la protección de los fondos marinos en la Plataforma Continental Argentina

ESTEBAN GAITÁN

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



**RESUMEN.** Se presenta un compendio de instrumentos vinculantes y no vinculantes referidos al manejo y protección de los fondos marinos y/o de los invertebrados bentónicos de la Plataforma Continental Argentina (PCA). Se analizaron leyes nacionales y acuerdos internacionales en los cuales la Argentina es signataria, así como declaraciones de FAO que establecen principios y normas aplicables a la conservación, ordenación y desarrollo de las pesquerías y ecosistemas asociados. Sobre la base de esta selección bibliográfica se analizó la evolución de las medidas a lo largo del tiempo en función del contexto internacional, a fin de esclarecer cuáles son los faltantes y los logros obtenidos en este proceso. Se concluye que la Argentina avanzó en la generación de políticas acordes a los lineamientos mundiales que implican un manejo ecosistémico y un mayor resguardo de la biodiversidad, por ejemplo, implementando Áreas Marinas Protegidas, así como con el enunciado de planes de investigación y fomento que involucran el estudio de los fondos marinos. Sin embargo, para algunas medidas su efectiva ejecución es parcial a partir de la falta de reglamentación y/o financiamiento. Asimismo, queda pendiente la elaboración de planes de acción concretos referidos al estudio del lecho marino incluido en los nuevos límites exteriores de la PCA.

**Palabras clave:** Invertebrados bentónicos, conservación, Áreas Marinas Protegidas, enfoque ecosistémico.



\*Correspondence:  
esteban@inidep.edu.ar

Received: 25 May 2020  
Accepted: 29 July 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

### Existing legislation and management instruments for the protection of seabed in the Argentine Continental Shelf

**ABSTRACT.** A compendium of binding instruments and non-binding instruments referring to the management and protection of seabed and/or benthic invertebrates of the Argentine Continental Shelf (ACS) is presented. National laws and international agreements to which Argentina is a signatory were analyzed, as well as FAO declarations that established principles and norms applicable to the conservation, management and development of fisheries and associated ecosystems. Based on this selected bibliography, the evolution of measures over time was analyzed according to the international context, in order to clarify what are the shortcomings and the achievements obtained in this process. It is concluded that Argentina advanced in the generation of policies in accordance with global guidelines that imply an ecosystem management and a greater protection of biodiversity, for example implementing Marine Protected Areas, as well as the statement of research and promotion plans that involve the study of the seabed. However, effective execution of some measures is partially accomplished due to the lack of regulation and/or financing. Preparation of research plans related to the study of the seabed included in the new outer limits of the ACS is pending.

**Key words:** Benthic invertebrates, conservation, Marine Protected Areas, ecosystem approach.

---

## INTRODUCCIÓN

---

Existen numerosas medidas de ordenación que buscan minimizar los impactos de las actividades extractivas a gran escala, de forma tal que se pueda mantener una explotación sostenible de las mismas. En el caso de los recursos acuáticos y la pesca en particular, en los últimos años estas medidas han prestado atención no solo al estado de los recursos pesqueros sino también al entorno donde estos habitan. Por ejemplo, los fondos marinos pueden ser fuertemente afectados por las actividades pesqueras, y para mitigar estos efectos se ha construido un cuerpo de instrumentos vinculantes (leyes, tratados, resoluciones) y no vinculantes (declaraciones de principios o códigos de FAO) que en distinto grado hacen mención a la necesidad de proteger estos ambientes de las acciones generadas por el hombre.

Estas iniciativas nacieron a partir de un cambio de paradigma, cuando se planteó una nueva idea de prácticas pesqueras dejando atrás el manejo mono-específico y poniendo el foco en un manejo integral de las pesquerías. Esto incluyó a las comunidades de invertebrados bentónicos constituidas por aquellos organismos que viven en relación con el fondo, ya sea por desplazarse sobre él, nadar en su cercanía sin alejarse, o por vivir fijos o enterrados en el lecho marino. Esta localización, asociada al hábitat de distintos recursos demersales y/o bentónicos, hace que estos organismos sean vulnerables a las pesquerías que operan con redes de arrastre de fondo. De hecho, relacionado con este cambio de paradigma, se comprobaron numerosas evidencias del efecto negativo generado por las pesquerías de arrastre de fondo sobre los invertebrados bentónicos y su ambiente (Collie et al. 2000; Johnson 2002; Thrush y Dayton 2002). Estos efectos incluyen la pérdida de biodiversidad (Cryer et al. 2002; Cook et al. 2013), los cambios en la composición de las comunidades (Tillin et al. 2006), la homogeneiza-

ción del ambiente (Thrush et al. 2006) e incluso la disminución en el reclutamiento de peces (Auster et al. 1996; Muntadas et al. 2014).

En ese marco surgieron las primeras directrices internacionales a través de FAO, en donde se comenzó a considerar la pesca desde un punto de vista holístico. En 1995 FAO presentó el Código de Conducta para la Pesca Responsable que sugiere que “las medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no solo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema o dependientes de ellas o que están asociadas con ellas”. Posteriormente, FAO publicó en 2003 el documento técnico “Enfoque ecosistémico para las pesquerías”, en donde define este enfoque como “...una extensión del manejo pesquero convencional que reconoce más explícitamente la interdependencia entre el bienestar humano y la salud de los ecosistemas y la necesidad de mantener su productividad para las generaciones presentes y futuras”.

En el caso particular de la Argentina, los primeros indicios sobre una planificación gubernamental de investigaciones marinas que involucran los fondos marinos se esbozan en 1988. En ese año el Comité Científico-Técnico del Mar Argentino (CO.CI.TE.MA.) elaboró un Plan Oceanográfico Argentino para el quinquenio 1990-1995. Sobre esta base se desarrolló el Programa Oceanográfico Argentino que mencionaba que “...el conocimiento del Mar Epicontinental Argentino y el de su Plataforma Submarina debe ser sensiblemente incrementado”. Seguidamente, en 1996 se creó la Comisión de Estudios del Mar Argentino, la cual propuso un capítulo específico sobre el Mar Argentino en el Plan Nacional Plurianual de Ciencia y Tecnología 1999-2001. Uno de los objetivos de este plan era la idea de concentrar los esfuerzos de investigación en tres áreas: recursos vivos, recursos no vivos y medio ambiente. Cabe destacar que más allá de la mención indirecta de los fondos marinos ninguna de estas iniciativas finalmente tuvo un desarrollo efectivo (González 2012).

Más cerca en el tiempo, un hecho concreto referido a un manejo integral de la pesca en nuestro país fue la declaración del Consejo Federal Pesquero N° 26 de 2006. Esta instruye al Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) para “la puesta en funcionamiento de programas de investigación... estructurados bajo un enfoque ecosistémico...”. Otro hito importante fue la creación en 2013 de la primera Área Marina Protegida (AMP) oceánica Namuncurá-Banco Burdwood cuyos objetivos son “conservar una zona de alta sensibilidad ambiental y de importancia para la protección y gestión sostenible de la biodiversidad de los fondos marinos” y “promover el manejo sostenible, ambiental y económico de los ecosistemas marinos bentónicos de nuestra plataforma...”

Como se verá más adelante, estas apreciaciones cobran mayor sentido en el marco de los nuevos límites exteriores de la Plataforma Continental Argentina (PCA). Estos fueron redefinidos luego de la presentación de la Comisión Nacional del Límite Exterior de la Plataforma Continental (COPLA) y de la recomendación de la Comisión de Límites de la Plataforma Continental (creada por la CONVEMAR y con sede en la ONU). A través de este nuevo límite exterior de la plataforma, la Argentina adquiere la soberanía sobre el lecho, subsuelo y los recursos vivos bentónicos en un sector que abarca 1.785.000 km<sup>2</sup> (COPLA 2017). De esta manera, nace la oportunidad para un enorme campo de investigación sobre la presencia de invertebrados bentónicos que sean pasibles de ser sometidos a una explotación sostenible o que presenten una alta relevancia ecológica por su vulnerabilidad, tales como los corales y esponjas formadores de “bosques animales” (Rossi et al. 2017), los cuales tienen amplio desarrollo en otros sectores de la PCA (Schejter et al. 2020). Del mismo modo, la posibilidad de exploraciones de recursos hidrocarbúricos en este sector necesita ser acompañada de un relevamiento que establezca una línea de base a fin de realizar futuras evaluaciones de impacto ambiental.

Si bien existen distintos trabajos donde se ha revisado el estado y la evolución de las medidas tendientes a la ordenación del medio costero y marino en aguas argentinas, estos están principalmente enfocados en las Áreas Marinas Protegidas (AMP's) y sus aspectos jurídicos asociados (FAO 2012; Radovich 2018; Cuminetti 2020). Sin embargo, a la fecha no existen trabajos específicos que aborden el tema desde el punto de vista del manejo y protección de los fondos marinos y/o de las especies de invertebrados bentónicos que se desarrollan en dicho ambiente. Por lo antedicho, en este trabajo se presenta un compendio de las distintas instancias legales e institucionales donde se hace mención a dicho ambiente y se analiza su evolución a lo largo del tiempo en función del contexto internacional, a fin de esclarecer cuales son los faltantes y los logros obtenidos en este proceso. Esto servirá de guía para la implementación de planes de investigación referidos a los fondos marinos con las justificaciones pertinentes.

---

#### METODOLOGÍA Y FUENTES DE INFORMACIÓN

---

Se compiló la información referida a la conservación, gestión e investigación de los fondos marinos que se encuentra presente en la legislación nacional (leyes) e internacional (tratados donde la Argentina es signataria). No se incluyen en este ítem aquellas medidas que involucran parques marinos provinciales o inter-jurisdiccionales (ver Cuminetti 2020 para detalles específicos de esto). Para cada uno de los elementos analizados y con base en su interpretación, se discriminó si las referencias a los fondos marinos y/o bentos eran de forma directa o indirecta y se transcribieron sus principales aspectos y/o recomendaciones. También se examinaron distintos planes nacionales de investigación y fomento planteados en la Argentina a partir de 2010 en los cuales se



establece el estudio de las comunidades bentónicas como uno de los ítems relevantes a ser desarrollados. Asimismo, se analizaron las declaraciones formuladas por FAO que, de manera no obligatoria, establecen principios y normas aplicables a la conservación, ordenación y desarrollo de las pesquerías y ecosistemas asociados.

---

## RESULTADOS

---

### Legislación a nivel nacional

Todas las normas existentes son posteriores a 1990, iniciando con la aprobación de la Ley de Espacios Marítimos N° 23.968 en 1991 y el establecimiento allí de los límites de la PCA como primera referencia sobre los fondos marinos. Esto ocurrió dado que la Argentina adhirió a la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR) recién en 1995 a partir de la sanción de la Ley N° 24.543 (Tabla 1).

Seguidamente, en la reforma de la Constitución Nacional de 1994, se produjo la inclusión del artículo 41 denominado cláusula ambiental en donde se hace una primera mención a la explotación sostenible del ambiente. Se sumó luego la Ley Federal de Pesca N° 24.922 en 1997, que establece a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA) como órgano de aplicación de la ley y crea el Consejo Federal Pesquero (CFP). Éste último regula la actividad pesquera en función de medidas basadas en la conservación de los recursos, la pesca sostenible y la protección del ecosistema a fin de evitar la sobreexplotación y prevenir los efectos negativos sobre el ambiente y los sistemas ecológicos. Un ejemplo de esto es la aplicación de zonas de veda designadas por el CFP donde se prohíben los arrastres de fondo, medida que si bien está dirigida a la protección de especies de interés pesquero puede redundar en un efecto positivo sobre la comunidad bentónica.

Otra medida fue la aprobación de la Ley General del Ambiente N° 25.675 en 2002, la cual establece los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sostenible del ambiente, con foco en la preservación y protección de la diversidad biológica. Esta ley apela al “principio precautorio”, estableciendo que la falta de información no es una razón para posponer medidas de conservación e instaura la necesidad de evaluaciones de impacto ambiental previo al desarrollo de iniciativas que puedan afectar al ambiente. Por último, y a partir de la Iniciativa Pampa Azul (que se detalla más adelante) surgieron distintas leyes relacionadas con la creación de Áreas Marinas Protegidas (AMP's) como la Ley N° 26.875: Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood y la Ley N° 27.037: Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas, así como otras relacionadas con el financiamiento necesario para realizar las investigaciones en dichos sectores (Ley N° 27.167: Programa Nacional de Investigación e Innovación Productiva en Espacios Marítimos Argentinos –PROMAR).

Hay que resaltar que en el contexto del Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas, a fines de 2018 se aprobó por el Congreso Nacional (Ley N° 27.490) la creación de dos nuevas AMP's: Banco Burdwood II y Yaganes. En el caso del AMP Banco Burdwood II, uno de los fundamentos para su creación fue la presencia de organismos bentónicos estructurantes de “bosques animales”, generando una zona de gran diversidad, alto nivel de endemismo y lenta recuperación en caso de daño. Para el AMP Yaganes se destacan como valores de conservación del área la presencia de taxones indicadores de Ecosistemas Marinos Vulnerables, así como una alta diversidad de especies bentónicas asociadas a corales y vieira patagónica (DNC/APN, 2017). Ambas AMP's junto con la AMP Yaganes-Banco Burdwood preexistente forman hoy parte del Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas a partir de la adecuación de esta última por el Decreto N° 888/2019.



Tabla 1. Aspectos más importantes de la legislación argentina relevantes para la conservación del ambiente bentónico.  
 Table 1. Most important aspects of Argentine legislation relevant to the conservation of the benthic environment.

Instrumento legal	Referencia a fondos marinos y/o bentos	Principales aspectos y/o recomendaciones
Ley sobre Espacios Marítimos N° 23.968 (1991)	Directa. Determinación de Plataforma Continental Argentina	Art. 6: “La plataforma continental sobre la cual ejerce soberanía la Nación Argentina, comprende el lecho y el subsuelo de las áreas submarinas que se extienden más allá de su mar territorial y a todo lo largo de la prolongación natural de su territorio hasta el borde exterior del margen continental, o bien hasta una distancia de DOSCIENTAS (200) millas marinas medidas a partir de las líneas de base... en los casos en que el borde exterior no llegue a esa distancia.”
Constitución Nacional (1994)	Indirecta. Sustentabilidad de actividades productivas	Art. 41 (cláusula ambiental): “Todos los habitantes tienen derecho a gozar de un ambiente sano donde las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras...”
Ley Federal de Pesca N° 24.922 (1997)	Indirecta. Conservación de los recursos vivos marinos y prevención de daños sobre el entorno. Zonas de veda que limitan arrastres de fondo	Art. 11: “...correspondiendo al Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero –INIDEP–, la planificación y ejecución de sus actividades científicas... en lo que se refiere a la evaluación y conservación de los recursos vivos marinos.” Art. 17: “La pesca en todos los espacios marítimos bajo jurisdicción argentina, estará sujeta a las restricciones que establezca el Consejo Federal Pesquero con fundamento en la conservación de los recursos, con el objeto de evitar excesos de explotación y prevenir efectos dañosos sobre el entorno y la unidad del sistema ecológico.”
Ley General del Ambiente N° 25.675 (2002)	Indirecta. Sustentabilidad de actividades productivas. Preservación de diversidad biológica. Evaluaciones de impacto ambiental previas a desarrollo de actividades	Art. 19: “...la Autoridad de Aplicación podrá establecer zonas o épocas de veda...” Art. 1: “La presente ley establece los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable.” Art. 11: “Toda obra o actividad que... sea susceptible de degradar el ambiente, alguno de sus componentes, o afectar la calidad de vida de la población, en forma significativa, estará sujeta a un procedimiento de evaluación de impacto ambiental, previo a su ejecución.”
Ley Creación del Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood N° 26.875 (2013)	Directa. Protección y gestión de ecosistemas marinos bentónicos	Art. 3: “Son objetivos de la presente ley: a) Conservar una zona de alta sensibilidad ambiental y de importancia para la protección y gestión sostenible de la biodiversidad de los fondos marinos; b) Promover el manejo sostenible, ambiental y económico de los ecosistemas marinos bentónicos de nuestra plataforma a través de un área demostrativa.”

Tabla 1. Continuación.  
Table 1. Continued.

Instrumento legal	Referencia a fondos marinos y/o bentos	Principales aspectos y/o recomendaciones
Ley Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas N° 27.037 (2014)	Directa. Conservación de ecosistemas bentónicos representativos	<p>Art. 1: “Instituyese...el Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas, destinado a proteger y conservar espacios marinos representativos de hábitats y ecosistemas...”.</p> <p>Art 2: “...se consideran áreas marinas protegidas a los espacios naturales establecidos para la protección de ecosistemas, comunidades o elementos biológicos o geológicos del medio marino, incluyendo al subsuelo y fondos...”.</p> <p>Art 4: “Las áreas marinas protegidas deberán ser manejadas y utilizadas de una manera sustentable...”.</p>
Ley Creación Programa Nacional de Investigación e Innovación Productiva en Espacios Marítimos Argentinos (PROMAR) N° 27.167 (2015)	Indirecta. Conservación, investigación, uso sustentable de recursos marinos y articulación con iniciativas internacionales para el cumplimiento de lo anterior	<p>Art. 2: “...objetivos generales: ...e) Implementar planes interdisciplinarios que incluyan la investigación de base, la conservación de las especies y los ambientes marinos... h) Generar insumos científicos para la adopción de políticas de conservación y uso sustentable de los recursos biológicos. j) Articular los programas nacionales con iniciativas internacionales en materia de investigación y conservación marinas...”.</p>
Ley Creación de dos Áreas Marinas Protegidas (Banco Burdwood II y Yaganes) N° 27.490 (2018)	Directa. Protección de la biodiversidad bentónica y de especies de interés comercial	<p>En el caso del AMP Banco Burdwood II uno de los fundamentos es la “presencia en el área de bosques animales, representados por los corales verdaderos (Hexacorallia), como los corales blandos (Octocorallia) y los falsos corales...que generan estructuras que aumentan la diversidad de las comunidades a lo largo del tiempo e identificados como Ecosistemas Marinos Vulnerables”.</p> <p>También se señala que es un “Área de alta biodiversidad bentónica y con endemismos para especies de invertebrados con alta fragilidad y de lenta recuperación ante amenazas.”.</p> <p>Para el AMP Yaganes, pueden destacarse entre sus valores de conservación la “Presencia de cañones submarinos sobre el talud Austral y Montes submarinos importantes para la biodiversidad bentónica”; que es un “Área de alta biodiversidad para especies de comunidades bentónicas de relevancia consideradas taxones indicadores de Ecosistemas Marinos Vulnerables” y la “Presencia de crustáceos de interés comercial como la Centolla, Centollón...”.</p>

## Legislación a nivel internacional

La República Argentina ratificó por leyes del Congreso Nacional diversos tratados internacionales que, en todo o en parte, se relacionan con la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos bentónicos (Tabla 2).

A nivel regional es relevante citar el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo firmado por la Argentina y el Uruguay en 1973 (aprobado por Ley N° 20.645), dentro del cual se constituye la Comisión Técnica Mixta (CTM). La CTM es la encargada de adoptar medidas concernientes a la conservación, preservación y explotación de recursos acuáticos pero también a la protección del medio marino.

En 1994, a partir de la Ley N° 24.375, la Argentina ratifica el Convenio sobre la Diversidad Biológica impulsado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Este convenio presenta como objetivo principal la conservación de la diversidad biológica y el uso sostenible de sus componentes. Así, los Estados parte se comprometen a monitorear y planificar la protección de la biodiversidad a través de la inclusión de políticas activas de conservación (por ejemplo a partir de la creación de Áreas Protegidas o la implementación de Planes de Acción Nacionales) tratando de reducir al mínimo los efectos adversos de las actividades humanas.

Como se mencionó anteriormente, recién en 1995 la Argentina aprobó la CONVEMAR por medio de la Ley N° 24.543: Protección y Preservación del Medio Marino. Allí se estableció la definición de plataforma continental y los derechos del Estado ribereño sobre ella, lo que incluye derechos de soberanía a los efectos de la exploración y de la explotación de sus recursos naturales, tanto los organismos vivos pertenecientes a especies sedentarias como los recursos no vivos del lecho del mar y su subsuelo (minerales, petróleo, etc.).

También como parte de los países firmante del Tratado Antártico nuestro país suscribió en 2000

a la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) mediante la Ley N° 25.263: Régimen de recolección de recursos vivos marinos en el área de aplicación de la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA). La CCRVMA incluye dentro de su área de influencia los archipiélagos de las islas Georgias del Sur, Sandwich del Sur y Orcadas del Sur reivindicados como propios por la Argentina y por lo tanto incluidos en la presentación efectuada por la COPLA. Sin perjuicio de esto, la CCRVMA propicia la concreción de AMP's en su ámbito (CCRVMA 2009a) así como la detección y resguardo de Ecosistemas Marinos Vulnerables (CCRVMA 2009b) en función de proteger ambientes bentónicos prioritarios del impacto ejercido por la pesca de fondo.

## Planes de investigación y fomento sobre los fondos marinos en la Argentina

En este apartado se mencionan los principales planes de investigación y fomento diseñados a partir de 2010 referidos a las actividades científico-productivas que incluyen en algún tópico un desarrollo asociado a los fondos marinos y se resumen los ítems sustanciales de cada plan.

*Informe para el Plan Estratégico Territorial 2011. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios de la Nación*

Este informe brinda los lineamientos para la incorporación de la problemática del Mar Argentino en la planificación territorial, desde una revisión de los distintos aspectos productivos que allí se desarrollan con una visión geopolítica. Hace hincapié en el gran potencial hidrocarbúfero del sector adyacente al anterior límite de la plataforma, es decir los fondos marinos y oceánicos fuera de la jurisdicción argentina (llamados “La zona”). Lo más relevante es que allí se muestran las tendencias exploratorias en la búsqueda de hidrocarburos para los próximos años, las cuales

Tabla 2. Tratados internacionales y sus principales aspectos relacionados con la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos bentónicos.

Table 2. *International treaties and their main aspects related to the conservation and sustainable use of benthic marine resources.*

Instrumento legal (ley de ratificación)	Referencia a fondos marinos y/o bentos	Principales aspectos y/o recomendaciones
Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo (Ley N° 20.645/1973)	Directa. Exploración, explotación y conservación de recursos bentónicos	Art. 41: "Cada parte podrá explorar y explotar los recursos del lecho y del subsuelo del Río en las zonas adyacentes a sus respectivas costas...". Art. 80: "Las Partes, constituyen una Comisión Técnica Mixta... que tendrá por cometido la realización de estudios y la adopción y coordinación de planes y medidas relativas a la conservación, preservación y racional explotación de los recursos vivos y a la protección del medio marino en la zona de interés común...".
Convenio Diversidad Biológica (Ley N° 24.375/1994)	Indirecta. Conservación y uso sostenible de biodiversidad, creación de AMPs, estudios de impacto ambiental	Art. 6: "Cada Parte Contratante... b) Integrará... la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica en los planes, programas y políticas...". Art. 8: "Cada Parte Contratante... a) Establecerá un sistema de áreas protegidas...". Art. 14: "Cada Parte Contratante... a) Establecerá procedimientos apropiados por los que se exija la evaluación del impacto ambiental de sus proyectos propuestos que puedan tener efectos adversos importantes para la diversidad biológica con miras a evitar o reducir al mínimo esos efectos...".
Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR) (Ley N° 24.543/1995)	Directa. Exploración y explotación de recursos vivos y no vivos de la plataforma	Art. 77: "...1. El Estado ribereño ejerce derechos de soberanía sobre la plataforma continental a los efectos de su exploración y de la explotación de sus recursos naturales. 4. Los recursos naturales... son los recursos minerales y otros recursos no vivos del lecho del mar y su subsuelo, así como los organismos vivos pertenecientes a especies sedentarias...".
Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) (Ley N° 25.263/2000)	Directa. Conservación de bio-regiones bentónicas	Medida de Conservación 22/06 (Protección de la plataforma sur de las Islas Orcadas del Sur): "Consciente de la necesidad de otorgar protección adicional a esta importante región a fin de proporcionar un área de referencia científica, y de conservar ejemplos representativos de bio-regiones bentónicas...". El área... se designará como área marina protegida, a los efectos de contribuir a la conservación de la biodiversidad marina... Se prohíbe todo tipo de actividad de pesca dentro del área.

coinciden en gran parte con el sector que a partir de la ampliación de la plataforma continental queda sujeto a jurisdicción nacional. Esto implica un enorme sector con posibilidades de ser explotado desde el punto de vista energético, pero que amerita estudios de base previos sobre las comunidades bentónicas afincadas en esos fondos que puedan ser afectadas por estas explotaciones.

*Plan Argentina Innovadora 2020. Plan operativo 2013-2016. Núcleo socio-productivo estratégico: producción y procesamiento de recursos oceánicos. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva*

El Plan Argentina Innovadora 2020 tiene como fin fortalecer la base científica y tecnológica con el agregado de valor en intervenciones focalizadas en la resolución de núcleos socio-productivos estratégicos (NSPE), caracterizados por su alto impacto económico, tecnológico o social. En ese contexto, se plantea el núcleo de Producción y procesamiento de recursos oceánicos, el cual incluso es uno de los Temas estratégicos para convocatorias de Ingresos a la Carrera de Investigador Científico en el sector Agroindustria del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Este plan presenta una serie de objetivos, metas y líneas de fomento a la investigación vinculadas con los fondos marinos, ya sea a través de la explotación hidrocarburífera como de la investigación centrada en ecosistemas bentónicos. Asimismo, plantea la necesidad de financiar proyectos de investigación y desarrollo que aumenten el conocimiento de la denominada Economía Azul (*Blue Economy*), concepto que implica la utilización del mar y sus recursos de forma que se produzca un desarrollo económico sostenible.

*Iniciativa Pampa Azul. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva*

La iniciativa Pampa Azul fue presentada en 2014 y su objetivo incluye profundizar las políti-

cas de conservación, promover innovaciones tecnológicas para explotaciones sostenibles de recursos marinos y concientizar y promover el ejercicio soberano a través de la ciencia en el Atlántico Sur. En la génesis de este proyecto se distinguen cinco zonas prioritarias. En cuatro de ellas (Banco Burdwood, Agujero Azul, Golfo San Jorge e islas subantárticas) las comunidades bentónicas presentan características de particular interés. En algunos casos esto se debe a su alta biodiversidad, fragilidad o endemismo, que las destaca como factores relevantes para la determinación de esas áreas de investigación. En otros casos, algunas de las especies bentónicas presentes en estos sectores (vieira, langostino, centolla) están sometidas a explotación pesquera, por lo que un manejo sostenible de estos recursos requiere de una continua generación de información (Pampa Azul, 2017).

*Estrategia nacional sobre la biodiversidad. Plan de acción 2016-2020. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación*

Este documento sintetiza los compromisos asumidos por la Argentina en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y la Agenda 2030 de Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas. El marco referencial es el Plan Estratégico de Biodiversidad 2011-2020 y las Metas de Aichi, con un objetivo general de conservar la biodiversidad con un enfoque basado en los ecosistemas. Si bien tiene un marco amplio, el punto 4 apunta a prácticas productivas y de consumo sostenibles, donde se incluye a la pesca. En el sentido de practicar una pesca sostenible, el documento señala que es necesario balancear el desarrollo productivo con un uso sostenible de la biodiversidad y advierte del fuerte impacto que tienen las redes de arrastre sobre el hábitat bentónico. En ese contexto se planifican las metas nacionales prioritarias, en las cuales la N° 3 propone alcanzar un 10% de superficies resguardadas de zonas marinas y costeras de los espacios marítimos argentinos.

## Recomendaciones y resoluciones no vinculantes de organismos internacionales

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) a través de FAO dictó distintas recomendaciones relacionadas con la explotación sostenible de los recursos naturales marinos, las cuales sirven de referencia para distintas medidas de ordenación que se han establecido. Dentro de estos instrumentos internacionales no vinculantes, la Argentina aplica el Código de Conducta para la Pesca Responsable y el Enfoque Ecosistémico para la Pesca, mencionados anteriormente y con ejes de acción bastante amplios. En línea con esto, se ha elaborado el Plan de Acción Nacional para Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada (PAN-INDNR) y los planes de acción nacionales (PAN) para aves, mamíferos y tiburones.

La Agenda 2030 de Objetivos de Desarrollo Sostenible aprobada en septiembre de 2015 por la Asamblea General de las Naciones Unidas, también se refiere a la conservación del medio marino. Dentro de sus objetivos de desarrollo sostenible (ODS), el N° 14 “conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”, plantea para 2020 gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, poner fin a las prácticas pesqueras destructivas y conservar al menos el 10% de las zonas costeras y marinas.

En el caso específico de los fondos marinos, FAO publicó en 2009 el documento “Directrices internacionales para la ordenación de las pesquerías de aguas profundas en alta mar”. Este documento viene a colación de la necesidad de aplicar la Resolución N° 61/105 de la Asamblea General de las Naciones Unidas (AGNU). Esta medida instaba a los países a evaluar si las actividades que realizaban sus buques en los fondos marinos en aguas internacionales tenían efecto negativo sobre los Ecosistemas Marinos Vulnerables (EMV's) y también fue la base para la Medida de

conservación 22-06 de CCRVMA, aplicable en la zona de influencia del Tratado Antártico. Específicamente, exhorta a los Estados a que adopten inmediatamente medidas precautorias para la protección de los EMV (como los arrecifes de aguas frías) ante actividades pesqueras destructivas. Si bien correspondía que estas directrices fueran aplicadas a fondos marinos por fuera de las plataformas continentales, la presencia de este tipo de ecosistemas ya fue registrada en fondos correspondientes a aguas internacionales (Portela et al. 2012) pero que actualmente quedarían incluidos dentro de los nuevos límites exteriores de la PCA.

---

## DISCUSIÓN

---

Una primera mirada sobre la legislación nacional existente indica un aumento en cantidad y calidad de instrumentos de manejo específicos para los fondos marinos en los últimos años, ya que anteriormente la legislación hacía referencia de manera indirecta a este ítem. Estas referencias involucraban conceptos generales tales como conservación de recursos, prevención de efectos dañosos sobre el entorno, gestión sostenible del ambiente, etc. Por ejemplo, este estudio menciona que en 1988 el CO.CI.TE.MA indicaba la necesidad de incrementar el conocimiento de la plataforma submarina mientras que la Ley sobre Espacios Marítimos de 1991 hace referencia a los fondos marinos a partir de la determinación de la PCA. Sin embargo, es con la Ley de creación de las AMP's Namuncurá-Banco Burdwood I y II y Yaganes (y con su ley asociada del Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas) que se toman medidas que hacen un señalamiento directo sobre el ambiente bentónico. En ese sentido, hay que destacar que a pesar del beneficio *per se* que parece tener la implementación de las AMP's como instrumentos de conservación, dado el alto costo que implica el manejo adecuado de las mismas y el conflicto que pueden generar frente a



otras actividades económicas, es necesario que se evalúen indicadores de su eficacia a lo largo del tiempo a fin de verificar el cumplimiento de los objetivos planteados (Hockings et al. 2006; Radovich 2019a). Igualmente, más allá del avance que significa la designación de las autoridades de aplicación para las distintas leyes mencionadas, la superposición de autoridades y agencias gubernamentales con competencias relacionadas en la temática, sumado en algunos casos a la falta de reglamentación en cuestiones operativas y financiamiento, ponen hoy un límite para su ejecución efectiva (Sala 2018; Foro para la Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia 2019; Radovich 2019b).

Asimismo, en la Argentina existen otras medidas que no son tomadas directamente en función de la protección del medio bentónico pero pueden ser consideradas como elementos que contribuyen a la protección de los fondos marinos. Por ejemplo, las zonas de vedas que restringen los arrastres de fondo pueden ser consideradas en términos pesqueros como similares a las AMP's (Fisher y Frank 2002; Alemany et al. 2013). Si bien el objeto de estas zonas no está directamente enfocado en la protección de los fondos marinos y los invertebrados que allí habitan, la prohibición de arrastres de fondo puede redundar en una protección indirecta de los mismos (Murawski et al. 2000; Grizzle et al. 2009; O'Boyle 2011). En ese sentido, en la PCA existen distintas zonas de veda dirigidas a la protección de distintos recursos pesqueros (Allega et al. 2020) que en forma permanente o temporal pueden mitigar los efectos resultantes de la actividad pesquera sobre los fondos marinos.

Por otra parte, los planes de investigación y fomento nacionales diseñados desde 2010 en adelante involucran a los ambientes bentónicos como parte de áreas pasibles de explotaciones productivas (hidrocarbúrficas o pesqueras) con un enfoque sostenible, y por ende reconocen la necesidad de profundizar en la investigación de dichos sectores. Esto se acopla a las distintas recomendacio-

nes y resoluciones no vinculantes de organismos internacionales como FAO, que hacen hincapié en un enfoque ecosistémico en la explotación pesquera y por ello la necesidad de proteger especies y ambientes asociados. La cuestión radica en que esto implica un conjunto de herramientas dentro de las cuales el financiamiento y la formación de recursos humanos adecuados son primordiales. La sanción de la Ley PROMAR es un avance en ese sentido, ya que esta ley crea en su artículo 6 el Fondo Nacional para la Investigación e Innovación Productiva de los Espacios Marítimos Argentinos (FONIPROMA) con un piso anual presupuestario de 250 millones de pesos. Sin embargo, desde su sanción no se ha hecho una implementación efectiva de la partida presupuestaria asignada (Sala 2018).

Respecto a los tratados internacionales firmados con anterioridad (del Río de la Plata, CON- VEMAR y CCRVMA), estos se refieren de forma directa a la exploración y explotación de recursos del lecho y subsuelo y a la protección del medio marino. Incluso en el caso de CCRVMA, implementan disposiciones específicas a través de medidas de conservación para la protección del ambiente bentónico. Debe reconocerse que todos los tratados fueron ratificados por leyes del Congreso Nacional, pero el amplio espectro de temas abarcados en dichas leyes produce que estas referencias queden desdibujadas, lo cual podría resolverse con una instrumentación más específica sobre la temática. Sin embargo, es un punto a favor que aunque las disposiciones de CCRVMA no sean aplicables en la PCA por no ser su ámbito de ejecución, sus fundamentos (ejemplo, prohibición de arrastres de fondo en zonas de existencia de EMV's) estén siendo utilizados en la justificación técnica para la creación de AMP's (DNC/APN 2017).

En relación a la ampliación de los límites exteriores de la plataforma continental, es necesario que nuestro país realice estudios sobre las particulares comunidades bentónicas que existen en parte del nuevo sector reconocido. Como se mencionó



antes, en sectores que antes eran considerados fondos de alta mar, se registraron importantes arrecifes de corales de aguas frías que constituyen EMV's (Muñoz et al. 2012; Portela et al. 2012). Estas comunidades son equivalentes a las halladas en el Banco Burdwood y adyacencias y son un importante objeto de conservación a nivel mundial (Schejter et al. 2020). Por otra parte, especies de interés comercial como el cangrejo rojo (*Chaceon notialis*) y la langosta de profundidad (*Thymops birsteini*) se encuentran en fase de pesca experimental en zonas con profundidades cercanas a los 1.000 m en el lateral argentino por fuera de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay (Mauna et al. 2017). Si bien esta pesquería opera con artes pasivas como son las trampas o nasas, se ha comprobado que su uso implica también la colecta de invertebrados bentónicos, aunque con un bajo impacto sobre esta fauna (Mauna et al. 2018). Sin perjuicio de esto, el Acta N° 17/2017 del CFP refiriéndose a la explotación en esa zona señala la importancia de “fortalecer el conocimiento que se tiene de la biodiversidad presente en los fondos marinos”, lo cual habilita el estudio de estos organismos a fin de poder caracterizar las comunidades bentónicas presentes en el sector.

También, en virtud de la futura explotación hidrocarbúrfica en estas mismas zonas incluidas en los nuevos límites exteriores de la PCA, la Ley General del Ambiente indica que cualquier actividad pasible de dañar el medioambiente debe contar con evaluaciones de impacto ambiental previas a la realización de la mismas, así como además se exige la realización de audiencias públicas obligatorias. Estas prerrogativas son reconocidas en la Resolución Conjunta N° 3/2019 firmada por la Secretaría de Energía y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, donde además se cita la intervención del INIDEP como organismo técnico afectado para la revisión de los estudios de impacto ambiental. Por lo tanto, esto remarca que para cumplimentar eficientemente con las recomendaciones y reglamentaciones ambientales vigentes tanto en materia pesque-

ra como de extracción de hidrocarburos es necesario realizar estudios enfocados en los invertebrados bentónicos que habitan en los nuevos límites exteriores de la PCA. Cabe señalar que estudios de este tipo ya han sido realizados por otros países en este sector (Muñoz et al. 2012; Portela et al. 2012). En ese sentido, es pertinente lo señalado por González (2012) sobre que “de poco sirve que el Estado X proclame su soberanía sobre recursos o su jurisdicción sobre actividades dentro de un dado número de millas marinas desde sus costas cuando instrumentos de dimensiones cada vez más reducidas, colocados por instituciones de la nacionalidad del Estado Y, que ingresan con creciente frecuencia en las aguas jurisdiccionales y hasta territoriales del Estado X, son los que permiten conocer la verdadera naturaleza de esos recursos o de esas actividades”.

En definitiva, se puede afirmar que en los últimos años la Argentina ha avanzado en la generación de políticas de protección para los fondos marinos y especies asociadas, acorde a los lineamientos mundiales que implican un manejo ecosistémico de los recursos y un mayor resguardo de la biodiversidad (Tabla 3). Esto ha sido acompañado con el enunciado de distintos planes de investigación y fomento que involucran el estudio del ambiente marino y que incluyen a las comunidades bentónicas. Queda todavía pendiente en algunos casos la ejecución plena de las medidas debido a la superposición de facultades entre autoridades de aplicación, la falta de financiación y de plataformas de investigación acordes (buques científicos). También puede señalarse como pendiente la ausencia de planes de acción concretos referidos al estudio del lecho marino incluido en los nuevos límites exteriores de la PCA (sector por fuera de los 200 m de profundidad) donde, por el momento, solo se han realizado estudios aislados. Estos estudios pueden tener implicancias para la explotación sostenible de recursos vivos como también para el desarrollo de otras actividades productivas que puedan afectar los ecosistemas bentónicos.

Tabla 3. Resumen de las distintas medidas enfocadas en todo o en parte a la protección directa o indirecta de los fondos marinos y su estado actual de ejecución.

Table 3. Summary of different measures focused in whole or in part on the direct or indirect protection of the seabed and their current state of implementation.

Medida	Tipo	Alcance	Estado de ejecución
Ley sobre Espacios Marítimos N° 23.968 (1991)	Ley	Nacional	En vigencia
Constitución Nacional (Art. 41) (1994)	Ley	Nacional	En vigencia
Ley Federal de Pesca N° 24.922 (1997)	Ley	Nacional	En vigencia. Se designó como Autoridad de aplicación a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (actualmente Subsecretaría de Pesca y Acuicultura) (Decreto N° 248/1998). Se reglamentó por Decreto N° 748/99.
Ley General del Ambiente N° 25.675 (2002)	Ley	Nacional	En vigencia. Se designó como Autoridad de aplicación a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (Decreto N° 481/2003).
Ley Creación del Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood N° 26.875 (2013)	Ley	Nacional	En vigencia. Se designó como Autoridad de aplicación a la Jefatura de Gabinete de Ministros (Decreto N° 720/2014). Cambió su estatus, incluida actualmente en el Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (Decreto N° 888/2019).
Ley Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas N° 27.037 (2014)	Ley	Nacional	En vigencia. Se designó como Autoridad de aplicación a la Administración de Parques Nacionales (APN) (Decreto N° 402/17).
Ley PROMAR N° 27.167 (2015)	Ley	Nacional	En vigencia. Se designó como Autoridad de aplicación al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (Decreto N° 604/2016).
Ley Creación de Áreas Marinas Protegidas Banco Burdwood II y Yaganes N° 27.490 (2018)	Ley	Nacional	En vigencia. Incluidas actualmente en el Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas.
Área de veda pesca Banco Burdwood <sup>1</sup>	Disposición SSPyA N° 250/2008	Nacional	En vigencia
Área de veda permanente merluza común (efectivo sur) <sup>1</sup>	Resolución CFP N° 26/2009	Nacional	En vigencia
Área de veda especies demersales costeras "El Rincón" <sup>1</sup>	Resolución CFP N° 27/2009	Nacional	En vigencia
Área de veda para pesca con arrastre de fondo en ZCP <sup>1</sup>	Resolución CTMFM N° 7/1997	Binacional	En vigencia

Tabla 3. Continuación.  
Table 3. Continued.

Medida	Tipo	Alcance	Estado de ejecución
Área de veda para la conservación de peces cartilaginosos <sup>1</sup>	Resolución CTMFM N° 8/2007	Binacional	En vigencia
Área de veda estacional merluza común (efectivo norte) <sup>1</sup>	Resolución CTMFM N° 1/1995	Binacional	En vigencia
Tratado del Río de la Plata (Ley N° 20.645/1973)	Tratado	Binacional	En vigencia. La Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo es la autoridad conformada para entender en la temática (Art. 80).
Convenio Diversidad Biológica (Ley N° 24.375/1994)	Tratado	Internacional (por países firmantes)	En vigencia. Se designó como Autoridad de Aplicación a la Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable y se creó la Comisión Nacional Asesora para la Conservación y Utilización Sostenible de la Diversidad Biológica (Decreto N° 1347/97). Posteriormente se adoptó la Estrategia nacional sobre diversidad biológica (Resolución N° 91/2003).
Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR) (Ley N° 24543/1995)	Tratado	Internacional (por países firmantes)	En vigencia
Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) (Ley N° 25.263/2000)	Tratado	Internacional (por países firmantes)	En vigencia
Código de Conducta para la Pesca Responsable (1995)	Recomendación no vinculante FAO	Internacional (de aplicación voluntaria)	En su marco de aplicación se ha elaborado el Plan de Acción Nacional para Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada (PAN-INDNR) y los Planes de Acción Nacionales (PAN) para Aves, Mamíferos y Tiburones. Además se instruyó al INIDEP para que sus programas de investigación se estructuren bajo un enfoque ecosistémico (Acta CFP N° 26/2006).
Enfoque ecosistémico para la pesca (2003)	Recomendación no vinculante FAO	Internacional (de aplicación voluntaria)	Ídem anterior
Diretrizes internacionales para la ordenación de las pesquerías de aguas profundas en alta mar (2009)	Recomendación no vinculante FAO	Internacional (de aplicación voluntaria)	En función de cumplir la Resolución N° 61/105 de la Asamblea General de las Naciones Unidas (AGNU) se elaboró esta recomendación que luego fue la base para la Medida de conservación 22-06 de CCRVMA aplicable en la zona de influencia del Tratado Antártico, del cual la Argentina es parte.

Tabla 3. Continuación.  
Table 3. Continued.

Medida	Tipo	Alcance	Estado de ejecución
Agenda 2030 de Objetivos de Desarrollo Sostenible (2015)	Recomendación no vinculante AGNU (Resolución N° 70/1)	Internacional (de aplicación voluntaria)	En el marco del Objetivo 14 y con el fin de proteger al menos el 10% de las zonas marinas y costeras se crearon tres AMP's en la PCA.

<sup>1</sup>Áreas con prohibición permanente o temporal para arrastres de fondo (solo se señalan las de mayor extensión y persistencia en el tiempo). Se menciona la medida original, para ver modificaciones y ampliaciones vigentes consultar Allega et al. 2020.

## AGRADECIMIENTOS

A los revisores que con sus valiosos comentarios estimularon un mayor grado de análisis sobre la propuesta original. A la Dra. Victoria González Carman por su impulso inicial en la elaboración de esta revisión y al Dr. Armando Abruza por sus comentarios que clarificaron algunos de los conceptos expresados en este trabajo. Al INIDEP que permitió la presentación en forma preliminar en forma oral en el XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar 2019 en la ciudad de Mar del Plata, Argentina. Contribución INIDEP N° 2220.

## REFERENCIAS

- ALEMANY D, IRIBARNE OO, ACHA EM. 2013. Effects of a large-scale and offshore marine protected areas on the demersal fish assemblage in the Southwest Atlantic. *ICES J Mar Sci.* 70: 123-134.
- ALLEGA L, BRAVERMAN M, CABREIRA AG, CAMPODÓNICO S, CAROZZA CR, CEPEDA GD, COLONELLO JH, DERISIO C, DI MAURO R, FIRPO CA, et al. 2020. Estado del conocimiento biológico pesquero de los principales recursos vivos y su ambiente, con relación a la exploración hidrocarburífera en la Zona Económica Exclusiva Argentina y adyacencias. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 119 p.
- AUSTER PJ, MALATESTA RJ, LANGTON RW, WATLING L, VALENTINE PC, DONALDSON CLS, LANGTON EW, SHEPARD AN, BABB WG. 1996. The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations. *Rev Fish Sci.* 4 (2): 185-202.
- CONSEJO FEDERAL PESQUERO. 2017. Acta CFP N° 17/2017. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. 17 p.
- [CCRVMA] COMISIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS VIVOS MARINOS ANTÁRTICOS. 2009a. Medida de conservación 91-03. Hobart, Australia. 3 p.
- [CCRVMA] COMISIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS VIVOS MARINOS ANTÁRTICOS. 2009b. Medida de conservación 22-06. Hobart, Australia. 8 p.
- COLLIE JS, HALL SJ, KAISER MJ, POINER IR. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Anim Ecol.* 69: 785-798.
- COOK R, FARIÑAS-FRANCO JM, GELL FR, HOLT RHF, HOLT T, LINDENBAUM C, PORTER JS, SEED R, SKATES LR, STRINGELL TB, SANDERSON WB. 2013. The substantial first impact of bottom fishing on rare biodiversity hotspots: a

- dilemma for evidence-based conservation. PLoS ONE 8 (8): e69904. doi:10.1371/journal.pone.0069904
- [COPLA] COMISIÓN NACIONAL DEL LÍMITE EXTERIOR DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL. 2017. El Límite más extenso de la Argentina y nuestra frontera con la humanidad. <http://www.plataformaargentina.gov.ar/es/el-l%C3%ADmite-m%C3%A1s-extenso-de-la-argentina-y-nuestra-frontera-con-la-humanidad>.
- CRYER M, HARTILL B, O'SHEA S. 2002. Modification of marine benthos by trawling: toward a generalization for the deep ocean? *Ecol Appl.* 12: 1824-1839.
- CUMINETTI SI. 2020. Aspectos administrativos y legales de las áreas marinas, costeras e insulares administradas por la Estado Nacional a través de la Administración de Parques Nacionales. *Rev Elect Inst Invest Ambrosio L Gioja.* 24: 90-121.
- [DNC/APN] DIRECCIÓN NACIONAL DE CONSERVACIÓN/ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES. 2017. Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (Ley N° 27.037): Justificación técnica para la creación de seis áreas Marinas Protegidas. Documento Técnico de la Dirección Nacional de Conservación (APN/MAyDS), Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 52 p.
- FAO. 2012. Estado de las áreas marinas y costeras protegidas en América Latina. Ed. Aylem Hernández Avila. REDPARQUES Cuba. Santiago de Chile. 620 p.
- FISHER JAD, FRANK KT. 2002. Changes in finfish community structure associated with an offshore fishery closed area on the Scotian Shelf. *Mar Ecol Prog Ser.* 240: 249-265.
- FORO PARA LA CONSERVACIÓN DEL MAR PATAGÓNICO Y ÁREAS DE INFLUENCIA. 2019. Taller Técnico sobre Implementación de Áreas Marinas Protegidas Nacionales en el Mar Argentino. Reporte final. Informe inédito. Buenos Aires. 78 p.
- GONZÁLEZ A. 2012. (Re) encontrar el Mar: Argentina y el conocimiento científico de los océanos. Buenos Aires: Catálogos. 252 p.
- GRIZZLE R, WARD L, MAYER L, MALIK M, COOPER A, ABEELS H, GREENE J, BRODEUR M, ROSENBERG A. 2009. Effects of a large fishing closure on benthic communities in the western Gulf of Maine: recovery from the effects of gillnets and otter trawls. *Fish Bull.* 6: 308-317.
- HOCKINGS M, STOLTON S, LEVERINGTON F, DUDLEY N, COURRAU J. 2006. Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas. Gland and Cambridge: IUCN. 105 p.
- JOHNSON KA. 2002. A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Technical memorandum NMFS-F/SPO-57.
- MAUNA C, FIRPO C, FLORES N, MANGO V. 2017. Pesca experimental del cangrejo rojo (*Chaceon notialis*) y la langosta de profundidad (*Thymops birsteini*), Área I, 2017. *Inf Camp INIDEP N° 22/2017.* 12 p.
- MAUNA C, FLORES N, MANGO V, LÉRTORA P, FIRPO C. 2018. Fauna acompañante de cangrejo rojo (*Chaceon notialis*) en el Área I, 2017. *Inf Invest INIDEP N° 45/2018.* 9 p.
- MUNTADAS A, DEMESTRE M, DE JUAN S, FRID CLJ. 2014. Trawling disturbance on benthic ecosystems and consequences on commercial species: a northwestern Mediterranean case study. En: LLEONART J, MAYNOU F, editores. The ecosystem approach to fisheries in the Mediterranean and Black Seas. *Sci Mar.* 78 (1): 53-65.
- MUÑOZ A, CRISTOBO J, RIOS P, DRUET M, POLONIO V, UCHUPI E, ACOSTA J, ATLANTIS GROUP. 2012. Sediment drifts and cold-water coral reefs in the Patagonian upper and middle continental slope. *Mar Petrol Geol.* 36: 70-82.
- MURAWSKI SA, BROWN R, LAI HL, RAGO PJ, HENDRICKSON L. 2000. Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. *Bull Mar Sci.* 66 (3): 775-798.

- O'BOYLE R. 2011. Benefits of marine protected areas and fisheries closures in the Northwest Atlantic. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci.* 2948. 68 p.
- PAMPA AZUL. 2017. Horizontes estratégicos para el Mar Argentino. Buenos Aires. 96 p.
- PORTELA J, ACOSTA J, CRISTOBO J, MUÑOZ A, PARRA S, IBARROLA T, DEL RÍO JL, VILELA R, RÍOS P, BLANCO R. et al. 2012. Management strategies to limit the impact of bottom trawling on VMEs in the high seas of the SW Atlantic. En: CRUZADO A, editor. *Marine Ecosystems*. In Tech. p. 199-228.
- RADOVICH V. 2018. Innovación en las estructuras de gobernanza hacia la gestión integral del mar en la República Argentina: consideraciones sobre las áreas marinas protegidas. *Rev Elect Inst Invest Ambrosio L Gioja.* 20: 223-247.
- RADOVICH V. 2019a. Indicadores de medición de eficacia de las áreas marinas protegidas (AMPs). *Obs Medioambient.* 22: 75-90.
- RADOVICH V. 2019b. Gestión ambiental del Mar en la República Argentina: reflexiones sobre los parques interjurisdiccionales marino costeros y las áreas marinas protegidas. *Gest Amb.* 22 (1). doi:10.15446/ga.v22n1.77181
- ROSSI S, BRAMANTI L, GORI A, OREJAS C. 2017. Animal forests of the world: an overview. En: ROSSI S, BRAMANTI L, GORI A, OREJAS C, editores. *Marine animal forests. The ecology of benthic biodiversity hotspots.* Springer. 28 p. doi:10.1007/978-3-319-21012-4\_1
- SALA JE. 2018. Pampa Azul: el mar como territorio. *Cienc Tecnol Polít.* 1: 31-38.
- SCHEJTER L, GENZANO G, GAITÁN E, PEREZ CD, BREMEC CS. 2020. Benthic communities in the Southwest Atlantic Ocean: Conservation value of animal forests at the Burdwood Bank slope. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst.* 30: 426-439.
- THRUSH SF, DAYTON PK. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annu Rev Ecol.* 33: 449-473.
- THRUSH SF, GRAY JS, HEWITT JE, UGLAND KI. 2006. Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecol Appl.* 16: 1636-1642. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1636:PTEOHH]2.0.CO;2
- TILLIN HM, HIDDINK JG, JENNINGS S, KAISER MJ. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Mar Ecol Prog Ser.* 318: 31-45.





NOTE

## Epibiosis por *Balaenophilus unisetus* (Copepoda: Harpacticoida) en rorcual común, *Balaenoptera physalus* (Mysticeti: Balaenopteridae), varado en Isla de Margarita, Venezuela

JUAN M. ESTEVES<sup>1, 2, \*</sup>, RODRIGO ACOSTA<sup>1</sup>, LUIS BERMÚDEZ<sup>3</sup>, CARLOS LIRA<sup>1</sup> y ARNALDO FIGUEREDO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Departamento de Acuicultura, Boca del Río, Isla de Margarita, Venezuela. <sup>2</sup>Turtles Love, Barra de Parímina, Costa Rica. <sup>3</sup>Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo y Aguas, Dirección Estatal Nueva Esparta, La Asunción, Isla de Margarita, Venezuela



**RESUMEN.** La epibiosis es una estrategia común en muchos organismos acuáticos, y puede constituir una herramienta de estudio muy valiosa en ecología y conservación. Las ballenas barbadas conforman un taxón muy vulnerable a las pesquerías, lo que exige grandes esfuerzos para su preservación. El varamiento de un ejemplar macho de *Balaenoptera physalus* en aguas del nororiente venezolano permitió evaluar puntualmente el fenómeno epibiótico. El tegumento del cetáceo fue evaluado *in situ*, trasladándose algunas barbas al laboratorio para su estudio pormenorizado. El único epibionte observado, aunque en número muy abundante, fue el copépodo harpacticóide *Balaenophilus unisetus*. Se describen los diferentes estadios de desarrollo detectados: adulto, copepoditos (cinco) y nauplios (tres), acompañándose de ilustraciones y las mediciones pertinentes. Se presentan y discuten aspectos morfológicos, biogeográficos y de hospedero. Resalta de este estudio: la expansión del ámbito geográfico del copépodo, siendo el primer registro en aguas del Atlántico Occidental, caribeñas y venezolanas; la observación de algunos pocos caracteres morfológicos discrepantes a los previamente descritos, los cuales pudieran referir a distintos morfotipos del epibionte; y la primera detección de un tercer estadio naupliar para *B. unisetus*.

**Palabras clave:** Ballena de aleta, copépodos epibiontes, mamíferos marinos, distribución geográfica, Mar Caribe.



**Epibiosis by *Balaenophilus unisetus* (Copepoda: Harpacticoida) in fin whale, *Balaenoptera physalus* (Mysticeti: Balaenopteridae), stranded in Margarita Island, Venezuela**

\*Correspondence:  
j\_manuel\_est\_glln@hotmail.com

Received: 4 August 2020  
Accepted: 29 September 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

**ABSTRACT.** Epibiosis is a common strategy in many aquatic organisms, and can be a very valuable study tool in ecology and conservation. Baleen whales are a very vulnerable taxon to fisheries, which requires great efforts for their preservation. The stranding of a male specimen of *Balaenoptera physalus* in northeastern Venezuelan waters made it possible to properly assess the epibiotic phenomenon. The cetacean integument was evaluated *in situ* and some barbs were transferred to the laboratory for detailed study. The only epibiont observed, although in very abundant numbers, was the harpacticoid copepod *Balaenophilus unisetus*. Different life stages were detected and described: adult, copepodites (five), and nauplii (three), accompanied by illustrations and proper measurements. Morphological, biogeographic and host-related features are presented and discussed. Highlights of this study are: the geographical scope expansion of the copepod, being the first record in Western Atlantic, Caribbean, and Venezuelan waters; the observation of a few discrepant morphological characters from those previously described, which could refer to different morphotypes of the epibiont; and the first detection of a third naupliar stage for *B. unisetus*.

**Key words:** Fin whale, epibiont copepods, marine mammals, geographical distribution, Caribbean Sea.

La epibiosis puede definirse como la colonización de una superficie viva por animales o plantas sésiles (Wahl et al. 1997). Muchos organismos acuáticos han desarrollado estrategias de fijación a superficies duras y relativamente estables proporcionadas por otros seres vivos (Fernandez-Leborans 2010). La epibiosis es un fenómeno típicamente (aunque no exclusivo) acuático y extremadamente común en el mar (Wahl 1989). Los ensamblajes epibióticos constituyen modelos apropiados para investigar los factores ecológicos y evolutivos que gobiernan las relaciones simbióticas siendo, además, herramientas útiles para el seguimiento de los movimientos de los organismos (Domènech et al. 2015).

Las ballenas barbadas son unos de los animales vivos más grandes del planeta y han sufrido una explotación muy intensa por parte del ser humano (Bannister 2018). Bannister (2018) indica que cuatro de las 14 especies que agrupa el Suborden Mysticeti Flower, 1864, se encuentran en peligro. El rorcual común, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), es una de las especies más afectadas por la sobrepesca, habiendo colapsado varias operaciones balleneras por la dramática reducción de las poblaciones del cetáceo (Aguilar y García-Vernet 2018). El interés por la conservación de esta especie motivó medidas como su incorporación a los listados de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés), lo cual prohíbe la comercialización de ejemplares o de sus productos y moratoria a la caza desde 1985 (Bolaños-Jiménez et al. 2015; Reilly et al. 2016). Los estudios sobre epibiosis pueden servir para apuntalar las estrategias de conservación de esta especie, ya que arrojan luz sobre los patrones de ocurrencia geográfica, salud, estacionalidad y comportamiento, entre otros muchos aspectos (Pinou et al. 2019).

Existe muy poca información disponible sobre epibiosis en el rorcual común, obteniéndose algunos datos de los trabajos de Allen (1916), Mac-

kintosh y Wheeler (1929), Mackintosh (1942), Bannister y Grindley (1966), Raga y Sanpera (1986), Badillo Amador et al. (2006), Çiçek et al. (2007), Mogoe et al. (2014) y Pino Álvarez (2014). Una oportunidad singular de evaluar el fenómeno epibiótico en *B. physalus* se obtuvo con el varamiento de un ejemplar ocurrido en las coordenadas 10° 59' 32,28" N y 64° 23' 40,46" W, sector Los Cocoteros, Península de Macanao, en el extremo occidental de la Isla de Margarita, Estado de Nueva Esparta, Venezuela (Esteves et al. 2018).

El ejemplar varado, un macho adulto de 19,9 m de longitud, llegó vivo a la playa, aunque en muy malas condiciones, muriendo al poco tiempo, lo cual permitió la revisión minuciosa de todo el tegumento aún vivo. Ningún epibionte fue detectado en este órgano. Varias barbas fueron extraídas, embolsadas y transportadas hasta el laboratorio de Parasitología, Patología y Profilaxis de la Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar (ECAM), Universidad de Oriente, núcleo Nueva Esparta (UDONE), donde se mantuvieron refrigeradas hasta su evaluación. Las barbas exhibían parches amarillentos dispersos, a los cuales se realizó un raspado superficial para recopilar posibles epibiontes presentes. Por medio de microscopios estereoscópico (Motic SFC12-N2TG) y óptico (Motic B1-220ASC) se logró la observación de los organismos presentes, los cuales fueron fotografiados con la ayuda de una cámara SONY Cyber-shot HD AVCHD Exmor R sobrepuesta a los oculares de los microscopios. Ejemplares de los diferentes estadios vitales fueron depositados como *vouchers* en la Colección Parasitológica de la Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar de la Universidad de Oriente. Algunos especímenes fueron trasladados al Centro de Microscopía Electrónica "Dr. Ernesto Palacios Prü", de la Universidad de Los Andes, Mérida. Allí, las muestras fueron deshidratadas en una serie creciente de alcoholes, colocadas en un soporte sobre una cinta adhesiva de carbono conductora de doble cara, y

expuestas durante 24 h en una campana de desecación. Posteriormente, las muestras fueron metalizadas con una capa de iones de oro de 25-30 nm utilizando un ionizador Engineering IB2. Finalmente, fueron observadas y analizadas con un microscopio electrónico de barrido (MEB) Hitachi S-2500.

Las barbas constituyeron el único microhábitat en donde se encontraron epibiontes, correspondientes a individuos de una especie de copépodo en diferentes etapas de desarrollo y en gran cantidad. La ubicación sistemática de este epibionte y su descripción se suministra a continuación.

**Orden Harpacticoida Sars, 1903**  
**Familia Balaenophilidae Sars, 1910**  
**Género *Balaenophilus* Aurivillius, 1879**  
**Especie *Balaenophilus unisetus* Aurivillius, 1879**

Figuras 1-3

*Balaenophilus unisetus* Aurivillius 1879: 5, láminas 1-4; Cocks 1885: 135; Collett 1886: 255, figuras a-d; Lillie 1910: 786; Allen, 1916: 233, 242; Mackintosh 1942: 213; Lang 1948: 584, figura 239; Vervoort and Tranter 1961: 70, figuras 1-6; Bannister and Grindley 1966: figura 1, lámina XXVIII; Aguilar Vila 1985: 42; Raga and Sanpera 1986: 493, figura 1; Dalla Rosa and Secchi 1997: 427, figura 3; Ogawa et al. 1997: 698, Badillo et al 2006: 751, figuras 1, 3; Badillo Amador 2007: 55, figuras 5.1, 5.3; Aznar et al. 2010: 299; Raga et al. 2018: 680.

*Balaenophilus unisetis* Sars, 1910: 347, láminas CCXXIX y CCXXX.

*Material examinado*

Seis hembras adultas, cuatro hembras ovígeras, ocho machos adultos, quince nauplios, treinta copepoditos. En depósito diez especímenes preservados en alcohol, números de catálogo CPE-CAM-006a al CPECAM-006e, y dos ejemplares montados permanentemente en láminas, CPE-CAM-006f.

La morfología de los ejemplares evaluados coincide muy bien con lo descrito por Aurivillius (1879), Vervoort y Tranter (1961) y Bannister y Grindley (1966). La nomenclatura de las estructuras anatómicas del copépodo se ajustó a lo establecido por Coull (1977) y Ferrari y Dahms (2007).

*Hembras*

Cuerpo alargado, cilíndrico, atenuado posteriormente, con una longitud promedio de 2,2 mm (1,9-2,4 mm), desde el extremo del rostro hasta el final de las ramas caudales. Setas caudales alcanzando aproximadamente el 61% de la longitud corporal. Relación largo:ancho de 7:1 (Figuras 1 A y 2 A). Una ligera constricción medial divide el cuerpo en prosoma y urosoma (Figura 1 A y 1 B). Prosoma compuesto por cefalotórax, fusionado a un primer somito torácico, y tres segmentos torácicos libres (2-4). Rostro de tamaño moderado, no fusionado al cefalotórax, constituido por una placa triangular ligeramente curvada hacia abajo, de extremos romos (Figura 1 C). Cefalotórax liso, considerablemente curvado hacia abajo en vista lateral, ligeramente más ancho posteriormente (Figuras 1 A y 2 A). Segmentos torácicos libres sin placas epimerales, muy similares, igualando en longitud combinada al cefalotórax. Urosoma constituido por somito portador de la pata 5, somito genital doble (somito genital y tercer urosomito fusionado), que lleva los sacos ovígeros de la hembra, dos urosomitos y un somito anal. Este último armado por una extensión central posterior de su superficie dorsal, denominado en este trabajo proceso escuamiforme terminal, el cual puede llegar al margen anterior de la inserción de las ramas caudales (Figura 2 B), terminando en una punta ligeramente redondeada. Dos ovisacos alargados eventualmente presentes, de aproximadamente 0,35 mm. Cada uno contentivo de aproximadamente 14 huevos.

Anténula corta, aproximadamente la mitad del largo del cefalotórax. Unirramosa, integrada por nueve segmentos. Quinto segmento con una proyección distal. Número de setas en segmentos: 1

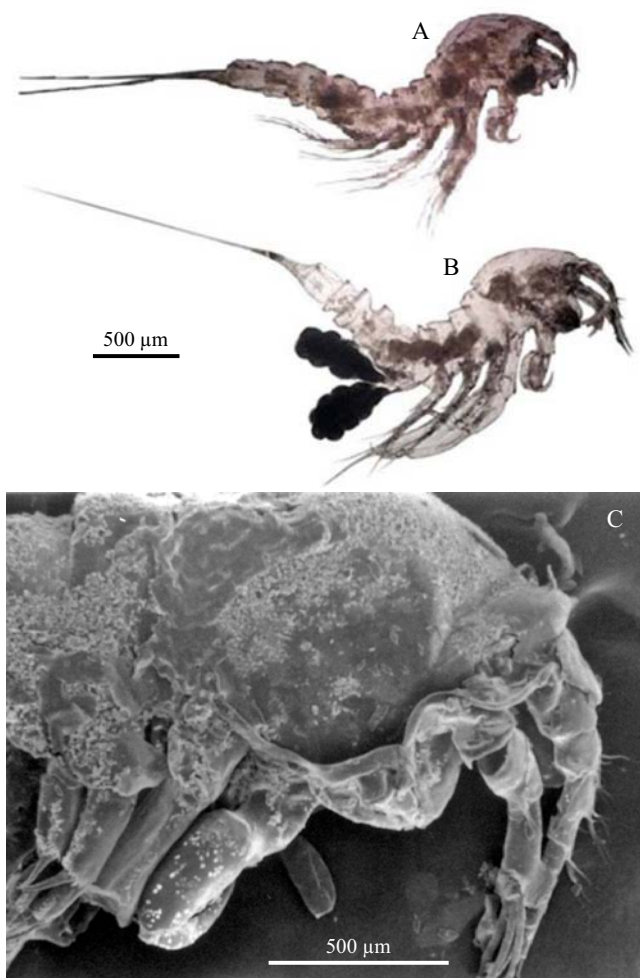


Figura 1. *Balaenophilus unisetus*. Microfotografías de ejemplares adultos en vista lateral: macho (A), hembra (B) y MEB (C) de extremo anterior de hembra.

Figure 1. *Balaenophilus unisetus*. Photomicrographs of adult specimens in lateral view: male (A), female (B), and SEM (C) of the anterior end of female.

en el segundo, 10 en el tercero, 7 en el cuarto, 3 en el quinto, incluyendo 1 estetasco, 1 en el sexto, 2 en el séptimo, 3 en el octavo, 6 en el noveno (Figura 2 C).

Antena birramosa, con segmento coxal muy pequeño. Exopodo reducido, bisegmentado, derivado del primer segmento del endopodo (alobase), con segmento apical muy pequeño, coronado con 2 setas. Alobase robusta, de longitud mayor a la de los otros segmentos combinados, con una

hilera de setas mediales. Segmento libre del endopodo articulado en ángulo recto a la alobase, portando un diente grueso en su margen externo y 7 garras ganchudas fuertes, 4 cortas y rectas y 3 largas y muy curvadas, de tamaño creciente hacia el margen externo (Figura 2 D).

Los primeros apéndices orales (labrum, paragnato, mandíbula, maxílula y maxila) muy pequeños. No se pudieron recuperar durante la disección, por lo cual se omite su descripción.

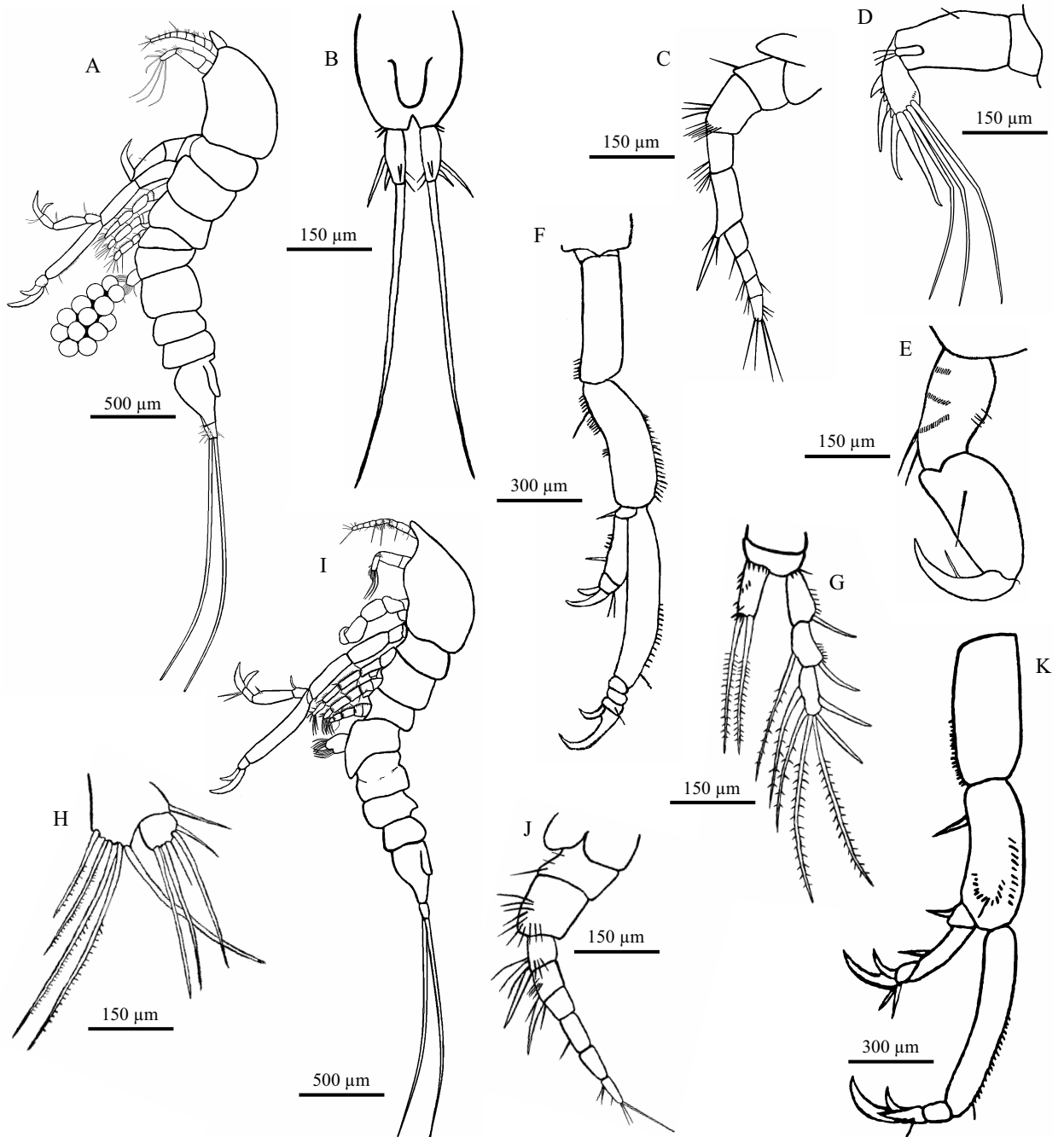


Figura 2. *Balaenophilus unisetus*. Hembra: habitus lateral (A), anténula (B), antena (C), maxilípido (D), primera pata natatoria (E), tercera pata natatoria (F), quinta pata natatoria (G) y furca caudal (vista dorsal) (H). Macho: habitus lateral (I), anténula (J) y primera pata natatoria (K).

Figure 2. *Balaenophilus unisetus*. Female: lateral habitus (A), antenule (B), antenna (C), maxilliped (D), first swim leg (E), third swim leg (F), fifth swim leg (G), and caudal furcation (dorsal view) (H). Male: lateral habitus (I), antenula (J), and first swimming leg (K).



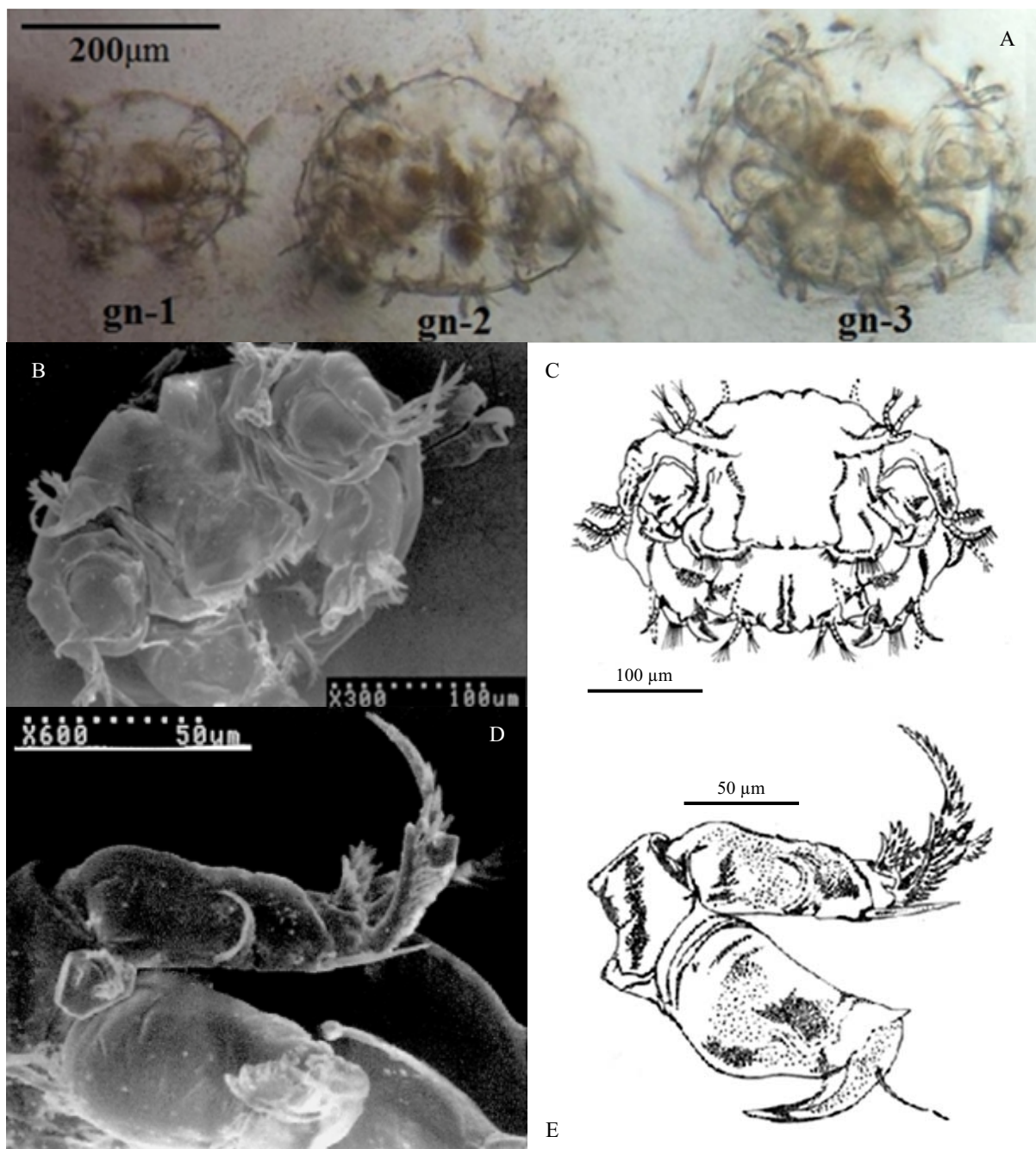


Figura 3. *Balaenophilus unisetus*. A) Microfotografías de estadios naupliares observados. B) MEB de habitus de nauplios 3 en vista ventral. C) Ilustración destacando estructuras anatómicas de nauplios 2. D) MEB de antena de nauplios 3. E) Ilustración de antena de nauplios 3. gn-1: nauplio 1, gn-2: nauplio 2, gn-3: nauplio 3.

Figure 3. *Balaenophilus unisetus*. A) Photomicrographs of observed naupliar stages. B) SEM of nauplii habitus 3 in ventral view. C) Illustration highlighting anatomical structures of nauplii 2. D) SEM of nauplii antenna 3. E) Illustration of antenna of nauplii 3. gn-1: nauplius 1, gn-2: nauplius 2, gn-3: nauplius 3.

Maxilípodo robusto, trisegmentado, desarrollado como órgano prensil (sub-quela), de aproximadamente 0,35 mm. Sincoxa corta, dotada de dos parches mediales de setas muy cortas y 2 setas largas en su margen distal interno. Base más ancha y larga que otros segmentos, armada internamente con dos coronas de setas. Endopodo modificado como garra fuerte, provista de una seta larga en el margen medial interno (Figura 2 E).

Primera pata natatoria mucho más desarrollada que las siguientes. Birramosa, con ambas ramas finalizando en fuertes garras curvadas con función prensil. Precoxa con borde distal espinulado. Coxa alargada, cilíndrica, con borde interno espinulado. Base de similar longitud, pero más ancha, con ambos márgenes espinulados, con seta larga ubicada en el cuarto anterior del margen interno. Exopodo de menor longitud que el endopodo, provistos de 3 segmentos: primer segmento corto, con una espina distal; el segundo 3 veces más largo que ancho, con una hilera de espínulas y una espina medial en el margen externo; tercero tan ancho como largo, basalmente con 3 garras accesorias y apicalmente con 2 garras fuertes desiguales y 2 setas largas (Figura 2 F).

Patas natatorias 2-4 birramosas, todas con exopodo trisegmentado. Endopodo bisegmentado en la segunda y monosegmentado en la tercera y cuarta (Figura 2 G). Coxas y bases con márgenes espinulosos. Respondiendo a la siguiente fórmula setaria:

Pata 2	coxa 0-0	base 1-0	exopodo I-0; I-1; III,2,2
			endopodo 0-0; 0,2,1
Pata 3	coxa 0-0	base 1-0	exopodo I-0; I-1; II,2,2
			endopodo 0,2,0
Pata 4	coxa 0-0	base 1-0	exopodo I-0; I-1; I,2,2
			endopodo 0,2,0

Quinta pata natatoria birramosa, reducida, apenas con un basoendopodo y un exopodo. Basoen-

dopodo armado con 5 setas, 3 externas largas y 2 medianas; provisto además con un lóbulo externo dotado de una seta larga. Exopodo portando 3 setas largas y 2 cortas (Figura 2 H).

#### *Machos*

Cuerpo alargado, muy similar al de la hembra. Se describen solo aquellos elementos discrepantes. Longitud promedio de 2,0 mm (1,8-2,3 mm), desde el rostro hasta la inserción de las setas caudales. Setas caudales alcanzando aproximadamente el 48% de la longitud corporal (Figuras 1 B y 2 I).

Anténula con primer segmento levemente más grande que el de la hembra, de aproximadamente 0,22 mm. Número de setas en segmentos: 2 en el primero, 2 en el segundo, 3 en el tercero, 4 en el cuarto, incluyendo 1 estetasco, 3 en el quinto, 3 en el sexto, 3 en el séptimo, 5 en el octavo, 3 en el noveno (Figura 2 J).

Primera pata natatoria más robusta que en la hembra. Coxa 2,3 veces más larga que ancha (3 veces en la hembra). Coxa y base provistas de hileras de parches pilosos en tercio distal (Figura 2 K).

#### *Nauplios*

Cuerpo muy diferente al del adulto, masivo, sin divisiones, más ancho que largo, guardando una proporción cercana a 1:0,8 (Figura 3 A, 3 B y 3 C). Se distinguieron tres estadios naupliares, atendiendo a su morfología y dimensiones (Figura 3 A).

Primer nauplio de aproximadamente 0,18 mm de longitud (0,15-0,20). Se aprecian 3 pares de apéndices: anténula, antena y mandíbula. Anténulas como un primordio, sin segmentación, con 4 setas apicales, 1 corta setulosa y 3 largas lisas. Antena birramosa, con coxa alargada y serrada, base alargada y endopodo como una garra curvada; exopodo cilíndrico, rematado con 2 penachos, cada uno con 2 setas setulosas. Mandíbula rudimentaria, con dos setas y una garra. Ramas caudales en forma de proyecciones posteriores del caparazón.

Segundo nauplio muy similar al primero, pero de mayor tamaño y con apéndices más desarrollados. Longitud promedio de 0,24 mm (0,21-0,26). Aparece como un primordio la maxílula.

Tercer nauplio de aproximadamente 0,30 mm de longitud (0,27-0,32). Exopodo de antena bisegmentado; primer segmento cilíndrico y largo, con una espina larga curvada en posición medial y otra larga y recta distal, ambas en el margen interno; segundo segmento muy corto, rematado en 2 penachos, cada uno con 3 setas setulosas (Figura 3 D y 3 E). Base muy alargada, dilatada medialmente, armada con una espina distal corta. Endopodo más fuerte y curvado.

#### *Copepoditos*

Se pudieron distinguir cinco estadios juveniles o copepoditos, morfológicamente muy parecidos al adulto, diferenciándose primordialmente por varios parámetros morfológicos que se incrementan progresivamente según avanzan los estadios, como su longitud, la complejidad de los apéndices, el número de segmentos corporales visibles, y su proporción largo-ancho.

Copepodito 1 de largo promedio 0,45 mm (0,44-0,46), con una proporción ancho:largo de 3:1. Provisto de 3 segmentos visibles. Copepodito 2 de largo promedio 0,79 mm (0,74-0,84), con una proporción ancho:largo de 4:1. Provisto de 4 segmentos visibles. Copepodito 3 de largo promedio 0,90 mm (0,83-1,02), con una proporción ancho:largo de 5:1. Provisto de 5 segmentos visibles. Copepodito 4 de largo promedio 1,25 mm (1,09-1,42), con una proporción ancho:largo de 6:1. Provisto de 6 segmentos visibles. Copepodito 5 de largo promedio 1,61 mm (1,46-1,75), con una proporción ancho:largo de 6.5:1. Provisto de 7 segmentos visibles.

El copépodo *B. unisetus* ha sido referido en asociación con al menos cuatro especies de ballenas del Género *Balaenoptera* (Tabla 1), aunque no se puede descartar la ocurrencia del mismo en otros misticetos. El presente constituye apenas el

quinto estudio que registra al crustáceo vinculado al rorcual común.

Descripciones detalladas de *B. unisetus* en fase adulta ya fueron proporcionadas por Aurivillius (1879) en su registro original, y las posteriores contribuciones de Sars (1910), Vervoort y Tranter (1961) y Bannister y Grindley (1966). La gran mayoría de las características descritas en este manuscrito concuerdan perfectamente con las proporcionadas en los trabajos citados, notándose escasas discrepancias. En primer lugar, el proceso escuamiforme terminal señalado en el somito anal no se evidencia en las descripciones previas, pero se aprecia en las ilustraciones de dichos trabajos. En segundo lugar, aunque hay solapamiento importante en los rangos de tallas de los adultos con los proporcionados previamente, este trabajo incluye clases inferiores. Finalmente, la presencia de una tercera etapa naupliar.

Muy pocas referencias se tienen de los estadios naupliares de *B. unisetus*, destacando las de Aurivillius (1879) y Bannister y Grindley (1966), quienes ofrecieron datos sobre aspectos anatómicos y merísticos. En ambos trabajos se indica la presencia de dos estadios naupliares, uno menos que lo observado en el estudio actual, lo cual podría deberse a un reducido tamaño muestral de las investigaciones previas. Aunque algunos investigadores sostienen que todos los Harpacticoida tienen seis estadios naupliares en su desarrollo (Sarvala 1977), otros plantean la existencia de desarrollos abreviados, con menos estadios (Chullasorn et al. 2012). En consonancia con lo anterior, Dahms y Qian (2004) indican que las especies harpacticoides de vida libre tienen seis fases de nauplios, mientras que los lecitotróficos y simbioses, como es el caso de *B. unisetus*, poseen menos. Ogawa et al. (1997) reportan una sola fase naupliar en su descripción de *Balaenophilus umigamecolus*. La presente constituye la primera reseña de un tercer estadio naupliar en miembros de esta familia de copépodos. Todos los antecedentes referidos coinciden

en que hay pocas diferencias morfológicas entre estas fases vitales, destacándose el incremento en dimensiones.

Las discrepancias son insuficientes para poner en duda su identidad. Ejemplares de *B. unisetus* provenientes de diferentes localidades han sido comparados en varias oportunidades, resultando virtualmente idénticos. Estas diferencias podrían indicar que las descripciones anteriores estuvieron incompletas, debido a la escasez de las muestras evaluadas, la condición de las mismas o, más probablemente, a que existen diferentes morfotipos de esta especie alrededor del globo. Sin embargo, hay que recordar que Rossel y Martínez Arbizu (2019) refieren que, incluso en entornos amplia-

mente estudiados como el Mar del Norte, la diversidad de copépodos harpacticoides está muy subestimada por la existencia de especies crípticas. Al respecto, Aznar et al. (2010) indican que en los copépodos puede manifestarse un proceso de especiación tras sutiles diferencias morfológicas. La realización de estudios moleculares permitirá una visión más clara de las relaciones filogenéticas existentes entre los miembros de este taxón de diferentes localidades de su rango de distribución.

Aunque *B. unisetus* ha sido referido en diferentes especies de ballenas barbadas en diversas áreas geográficas (Tabla 1), hasta donde se tiene conocimiento, el presente constituye el primer registro del copépodo en aguas venezolanas, cari-

Tabla 1. Registros previos del copépodo *Balaenophilus unisetus* en miembros del Género *Balaenoptera*.  
Table 1. Previous records of the copepod *Balaenophilus unisetus* in members of the Genus *Balaenoptera*.

Especie	Mar u océano	País o territorio	Referencia
<i>Balaenophilus borealis</i>	Mar de Barents W	Noruega	Collett (1886)
	Océano Atlántico S	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Atlántico S	Islas Georgias del Sur, Argentina	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Índico W	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
<i>Balaenophilus edeni</i>	Océano Atlántico S	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
<i>Balaenophilus musculus</i>	Mar de Barents W	Noruega	Aurivillius (1879)
	Mar de Barents W	Noruega	Cocks (1885)
	Océano Atlántico N	Irlanda	Lillie (1910)
	Océano Índico E	Australia	Vervoort y Tranter (1961)
	Océano Atlántico S	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Atlántico S	Islas Georgias del Sur, Argentina	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Índico W	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Atlántico SW	Brasil	Dalla Rosa y Secchi (1997)
		Océano Atlántico S	Sudáfrica
<i>Balaenophilus physalus</i>	Océano Atlántico S	Islas Georgias del Sur, Argentina	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Pacífico SE	Chile	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Índico W	Sudáfrica	Bannister y Grindley (1966)
	Océano Atlántico E	España	Raga y Sanpera (1986)
	Océano Atlántico E	España	Badillo et al. (2006)
	Océano Atlántico E	España	Badillo Amador (2007)
	Mar Caribe	Venezuela	Este estudio



beñas y del Atlántico Occidental. La fauna parasitaria en cetáceos del Mar Caribe es pobremente conocida, encontrándose información de acantocéfalos, eucéstodos, cirripedios, ciámidos, digéneos y nemátodos, pero no copépodos (Mignucci-Giannoni et al. 1998; Colón-Llavina et al. 2009). Un simbiote congénérico, *Balaenophilus manatorum*, fue descrito en otro mamífero acuático, el manatí *Trichechus manatus*, en aguas caribeñas (Suárez-Morales et al. 2010).

Los estudios parasitológicos han sido aplicados para obtener información sobre la estructura poblacional de sus hospederos, su distribución filogeográfica, patrones de migración y biología general (Roumbedakis et al. 2018). Consecuentemente, son útiles como elementos discriminatorios entre poblaciones, pudiendo ser aprovechados en el manejo adecuado y conservación de recursos acuáticos (Marcogliese 2004). No obstante, Balbuena et al. (1995) establecían que el uso de parásitos como indicadores biológicos no ha recibido la atención necesaria en mamíferos marinos. *B. unisetus* tiene condiciones para constituir un indicador biológico, haciendo falta que se realicen más estudios para su aprovechamiento.

---

## REFERENCIAS

---

- AGUILAR A, GARCÍA-VERNET R. 2018. Fin whale, *Balaenoptera physalus*. En: WÜRSIG B, THEWISSEN JGM, KOVACS K, editores. Encyclopedia of marine mammals. 3ra ed. Londres: Academic Press. p. 368-371.
- AGUILAR VILA A. 1985. Biología y dinámica poblacional del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en las aguas ibéricas [tesis doctoral]. Barcelona: Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. 58 p.
- ALLEN GM. 1916. The whalebone whales of New England. Mem Bost Soc Nat Hist. 8 (2): 106-322.
- AURIVILLIUS POC. 1879. On a new genus and species of Harpacticida. Bihang till K Svenska Vet Akad Handligar. 5 (18): 1-16.
- AZNAR FJ, BADILLO FJ, MATEU P, RAGA JA. 2010. *Balaenophilus manatorum* (Ortíz, Lalana and Torres, 1992) (Copepoda: Harpacticoida) from loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from Japan and the western Mediterranean: amended description and geographical comparison. J Parasitol. 96 (2): 299-307.
- BADILLO FJ, PUIG L, MONTERO FE, RAGA JA, AZNAR FJ. 2006. Diet of *Balaenophilus* spp. (Copepoda: Harpacticoida): feeding on keratin at sea? Mar Biol. 151 (2): 751-758.
- BADILLO AMADOR FJ. 2007. Epizoítos y parásitos de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo occidental [tesis doctoral]. Valencia: Facultad de Ciencias Biológicas, Universitat de Valencia. 262 p.
- BALBUENA JA, AZNAR FJ, FERNÁNDEZ M, RAGA JA. 1995. Parasites as indicators of social structure and stock identity of marine mammals. En: BLIX AS, WALLØE L, ULLTANG Ø, editores. Whales, seals, fish and man. Vol. 4. Elsevier. p. 133-139.
- BANNISTER JL. 2018. Baleen whales (Mysticeti). En: WÜRSIG B, THEWISSEN JGM, KOVACS K, editores. Encyclopedia of marine mammals. 3ra ed. Londres: Academic Press. p. 62-69.
- BANNISTER JL, GRINDLEY JR. 1966. Notes on *Balaenophilus unisetus* P.O.C. Aurivillius, 1879, and its occurrence in the southern hemisphere (Copepoda, Harpacticoida). Crustaceana. 10: 296-302.
- BOLAÑOS-JIMÉNEZ J, BERMÚDEZ-VILLAPOL LA, VILLARROEL-MARIN AJ. 2015. Ballena rorcual común. En: RODRÍGUEZ JP, GARCÍA-RAWLINS A, ROJAS-SUÁREZ F, editores. Libro rojo de la fauna venezolana. Caracas: Provita y Fundación Empresas Polar. p. 18-20.
- CHULLASORN S, DAHMS H-U, IWASAKI N, KANGTIA P, FERRARI FD, JEON HJ, YANG W-X. 2012. Naupliar development of an ancorabolid, *Paralaophontodes* sp. (Copepoda: Harpacticoida) sheds light on harpacticoid evolution. Zool

- Stud. 51 (3): 372-382.
- CIÇEK E, ÖKTENER A, CAPAR OB. 2007. First report of *Pennella balaenopterae* Koren and Danielssen, 1877 (Copepoda: Pennellidae) from Turkey. *Turkiye Parazit Derg.* 31 (3): 239-241.
- COCKS AH. 1885. Additional notes on the fin-whale fishery on the north european coast. *Zoologist.* 3 (9): 134-142.
- COLLETT R. 1886. On the external characters of Rudolphi's rorqual (*Balaenoptera borealis*). *Proc Zool Soc London.* 17-18: 243-265.
- COLÓN-LLAVINA MM, MIGNUCCI-GIANNONI AA, MATTIUCCI S, PAOLETTI M, NASCETTI G, WILLIAMS JR EH. 2009. Additional records of metazoan parasites from Caribbean marine mammals, including genetically identified anisakid nematodes. *Parasitol Res.* 105 (5): 1239-1252.
- COULL BC. 1977. Marine flora and fauna of the Northeastern United States. Copepoda: Harpacticoida. NOAA Tech Rep NFMS. 49.
- DAHMS H-U, QIAN P-Y. 2004. Life histories of the Harpacticoida (Copepoda, Crustacea): a comparison with meiofauna and macrofauna. *J Nat Hist.* 38 (14): 1725-1734.
- DALLA ROSA L, SECCHI ER. 1997. Stranding of a blue whale (*Balaenoptera musculus*) in Brazil: 'true' or pigmy? (SC/48/SH20). *Rep Int Whal Commn.* 47: 425-430.
- DOMÈNECH F, BADILLO AMADOR FJ, RAGA JA, AZNAR FJ. 2015. Epibiont communities of loggerhead marine turtles (*Caretta caretta*) in the western Mediterranean: influence of geographic and ecological factors. *J Mar Biol Assoc UK.* 95 (4): 851-861.
- ESTEVEZ J, FIGUEREDO A, ACOSTA R, LIRA C, BERMÚDEZ-VILLAPOL LA. 2018. Primer registro de la interacción entre *Isistius* sp. (Elasmobranchii: Dalatiidae) y *Balaenoptera physalus* (Mysticeti: Balaenopteridae) en aguas venezolanas. *Bol Invest Mar Cost.* 47 (1): 43-149.
- FERNANDEZ-LEBORANS G. 2010. Epibiosis in Crustacea: an overview. *Crustaceana.* 83 (5): 549-640.
- FERRARI FD, DAHMS H-U. 2007. Post-embryonic Development of the Copepoda. *Crustaceana Monographs.* Vol. 8. Boston: Brill. 256 p.
- LANG K. 1948. *Monographie der Harpacticiden.* Lund: Hakan Ohlsson Booksellers. 1682 p.
- LILLIE DG. 1910. Observations on the anatomy and general biology of some members of the larger Cetacea. *Proc Zool Soc London.* 1910: 769-792.
- MACKINTOSH NA. 1942. The southern stocks of whalebone whales. *Discov Reports.* XXII. p. 197-300.
- MACKINTOSH NA, WHEELER JFG. 1929. Southern blue and fin whales. *Discov Reports.* 1: 257-540.
- MARCOGLIESE DJ. 2004. Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *Ecohealth.* 1 (2): 151-164.
- MIGNUCCI-GIANNONI AA, HOBERG EP, SIEGEL-CAUSEY D, WILLIAMS JR EH. 1998. Metazoan parasites and other symbionts of cetaceans in the Caribbean. *J Parasitol.* 84 (5): 939-946.
- MOGOE T, BANDO T, MAEDA H, KATO H, OHSUMI S. 2014. Biological observations of fin whales sampled by JARPAII in the Antarctic (SC/F14/J10). Scientific Contribution of the Institute of Cetacean Research presented to the IWC/SC Review Workshop of the Japanese Whale Research Program under Special Permit in the Antarctic-Phase II (JARPAII), February 2014. 18 p.
- OGAWA K, MATSUZAKI K, MISAKI H. 1997. A new species of *Balaenophilus* (Copepoda: Harpacticoida), an ectoparasite of a sea turtle in Japan. *Zoolog Sci.* 14 (4): 691-700.
- PINO ÁLVAREZ JJ. 2014. Sobre algunos parásitos de cetáceos observados en la factoría ballenera de Balea (Cangas, Pontevedra, Galicia, NO España). *Ballenas.* 2: 1-10.
- PINO T, DOMÈNECH F, LAZO-WASEM EA, MAJEWSKA R, PFALLER JB, ZARDUS JD, ROBINSON NJ. 2019. Standardizing sea turtle epibiont sampling: Outcomes of the Epibiont



- Workshop at the 37th International Sea Turtle Symposium. Mar. Turt. Newsl. 157: 22-32.
- RAGA JA, FERNÁNDEZ M, BALBUENA JA, AZNAR FJ. 2018. Parasites. En: WÜRSIG B, THEWISSEN JGM, KOVACS K, editores. Encyclopedia of marine mammals. 3ra ed. Londres: Academic Press. p. 678-686.
- RAGA JA, SANPERA C. 1986. Ectoparásitos y epizootos de *Balaenoptera physalus* (L., 1758) en aguas atlánticas ibéricas. Investig Pesq. 50 (4): 489-498.
- REILLY SB, BANNISTER JL, BEST PB, BROWN M, BROWNELL RL, BUTTERWORTH DS, CLAPHAM PJ, COOKE J, DONOVAN GP, URBÁN J, ZERBINI AN. 2016. *Balaenoptera physalus*. IUCN Red List of Threatened Species; [actualizado 6 marzo 2016; consultado 4 marzo 2017]. <http://www.iucnredlist.org/details/2478/0>.
- ROSSEL S, MARTÍNEZ ARBIZU P. 2019. Revealing higher than expected diversity of Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) in the North Sea using MALDI-TOF MS and molecular barcoding. Sci Rep. 9 (9182): 1-14. doi:10.1038/s41598-019-45718-7
- ROUMBEDAKIS K, DRÁBKOVÁ M, TYML T, DI CRISTO C. 2018. A perspective around cephalopods and their parasites, and suggestions on how to increase knowledge in the field. Front Physiol. 9: 1573.
- SARS GO. 1910. An account of the Crustacea of Norway with short descriptions and figures of all the species. Vol. V. Copepoda Harpacticoida. Part XXIX-XXX: Tachidiidae, Metidae, Balaenophilidae, supplement. Bergen: The Bergen Museum. p. 337-368.
- SARVALA J. 1977. The naupliar development of six species of freshwater harpacticoid Copepoda. Ann Zool Fennici. 14 (3): 135-161.
- SUÁREZ-MORALES E, MORALES-VELA B, PADILLA-SALDÍVAR J, SILVA-BRIANO M. 2010. The copepod *Balaenophilus manatorum* (Ortíz, Lalana and Torres, 1992) (Harpacticoida), an epibiont of the Caribbean manatee. J Nat Hist. 44 (13-14): 847-859.
- VERVOORT W, TRANTER D. 1961. *Balaenophilus unisetus* P.O.C. Aurivillius (Copepoda Harpacticoida) from the southern Hemisphere. Crustaceana. 3 (1): 70-84.
- WAHL M. 1989. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. Mar Ecol Prog Ser. 58: 175-189.
- WAHL M, HAY ME, ENDERLEIN P. 1997. Effects of epibiosis on consumer-prey interactions. Hydrobiologia. 355: 49-59.

## 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 be 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

- Comparación de índices de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de dos fuentes de información mediante la aplicación de modelos lineales mixtos** 137  
*Francisco Zumpano, Gonzalo Troccoli, Federico Gorini, Anabela Zavatteri y Emiliano Di Marco*

- Actividad antimicrobiana de diferentes extractos obtenidos a partir de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*)** 151  
*Andrea L. Salomone*

- Metamorphosis of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae)** 163  
*Mara S. Braverman, Daniel Brown and E. Marcelo Acha*

### Marine impacts in the Anthropocene

- Shore-based competitive recreational fisheries in southern Bahia, Brazil: a baseline study** 183  
*Kátia Meirelles Felizola Freire, Felipe Pinto Nascimento and Gecely Rodrigues Alves Rocha*

- The color of EPEA: variability in the in situ bio-optical properties in the period 2000-2017** 205  
*M. Guillermina Ruiz, Vivian A. Lutz, Valeria Segura, Carla F. Berghoff and Rubén M. Negri*

- Assessment of deep demersal fish fauna diversity of the Colombian Caribbean Sea** 227  
*Camilo B. García and Jorge M. Gamboa*

### Review

- Legislación e instrumentos de manejo existentes para la protección de los fondos marinos en la Plataforma Continental Argentina** 247  
*Esteban Gaitán*

### Note

- Epibiosis por *Balaenophilus unisetus* (Copepoda: Harpacticoida) en rorcual común, *Balaenoptera physalus* (Mysticeti: Balaenopteridae), varado en Isla de Margarita, Venezuela** 265  
*Juan M. Esteves, Rodrigo Acosta, Luis Bermúdez, Carlos Lira y Arnaldo Figueredo*