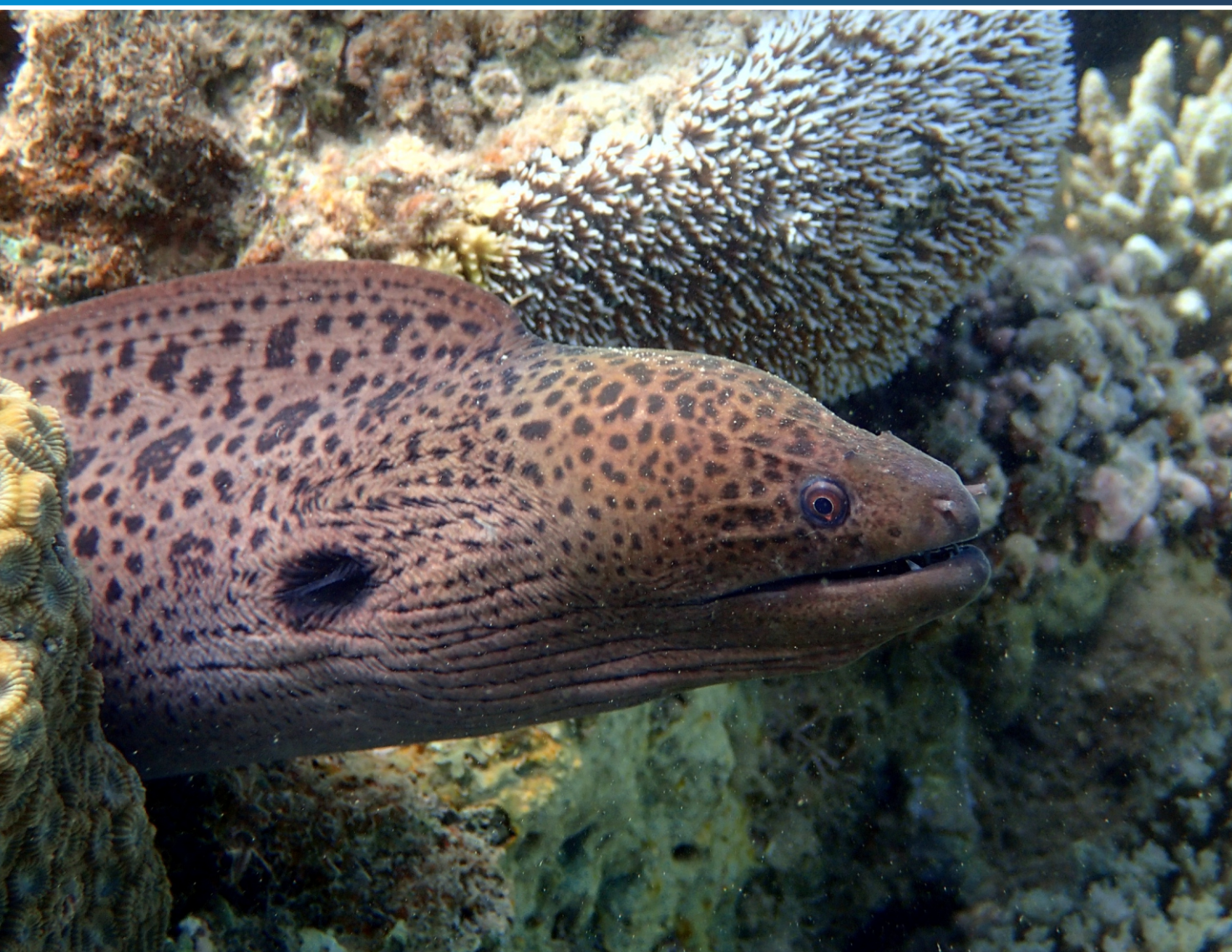


ISSN 2683-7595 (print) - ISSN 2683-7951 (online)

Marine and
Fishery Sciences
MAFIS

formerly *Revista de Investigación
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 35 (1), January-April 2022



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

Patricio Arana Espina (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile)
Hugo Arancibia (Universidad de Concepción, Chile)
Francisco Arreguín Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México)
Federico Bernasconi (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina)
Martín Bessonart (Universidad de República, Uruguay)
Alvar Carranza (Museo Nacional de Historia Natural, Universidad de la República, Uruguay)
Jorge P. Castello (Universidade Federal do Rio Grande, Brazil)
Ramiro Castillo Valderrama (Instituto del Mar del Perú, Perú)
Dario C. Colautti (Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", Argentina)
Francisco J. Contreras Mejias (Instituto de Fomento Pesquero, Chile)
Edilmar Cortés Jacinto (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., México)
Luis Cubillos (Universidad de Concepción, Chile)
Rodolfo Elías (Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan M. Estrada Arias (Universidad Andrés Bello, Chile)
Nidia N. Fabré (Universidade Federal de Alagoas, Brasil)
Carlos M. García Jiménez (Universidad de Cádiz, España)
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)
Manuel Haimovici (Universidade Federal do Rio Grande, Brazil)
Mónica Hoffmeyer (Instituto Argentino de Oceanografía, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Andrea López Cazorla (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)
Alfonso Mardones Lazcano (Universidad Católica de Temuco, Chile)
Alejandro S. Mechaly (Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología, 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)
Pablo Muniz Maciel (Universidad de la República, Uruguay)
Nicolás Ortiz (Instituto de Biología de Organismos Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Tecnológica Nacional, Argentina)
Juan P. Pisoni (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan C. Quiroz Espinosa (Instituto de Fomento Pesquero, Chile)
Lila Ricci (Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)
María Salhi (Universidad de la República, Uruguay)
Gaspar Soria (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Rolando E. Vega Aguayo (Universidad Católica de Temuco, Chile)
Natalia Venturini (Universidad de la República, Uruguay)
Marisa B. Villian (Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Argentina)
Gabriela Williams (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)

Secretary

Paula E. Israilson

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

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

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

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



Ministerio de Agricultura,
Ganadería y Pesca
Argentina

República Argentina

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



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

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

First edition: January-April 2022

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, January 2022.

Marine and Fishery Sciences Vol. 35 (1)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: *Gymnothorax javanicus*, Handréma bay reef. Photo courtesy of Rémy Eudeline.

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. 35 (1), January-April 2022

EDITORIAL'S CORNER



Citizen Science

We are pleased to publish our first Citizen Science research article in this journal. We believe this type of collaborative activities must be present here as recognition of citizens' interest in marine sciences and their growing concern for the protection of the environment. Citizen Science is understood to be scientific research which involves active co-working of non-trained citizens together with scientists and professionals. In formal terms, Citizen Science has been defined as 'the systematic collection and analysis of data, the development of technology, the testing of natural phenomena, and the dissemination of these activities by researchers on a primarily vocational basis (*Open-Scientist*)'. It may encompass basic or applied science research activities, locally or globally, following protocols and practices of the disciplines in which the research is framed. Citizen participation can range from short-term collection of data to intensive use of leisure time to delve deeper into a research topic together with scientists and/or other volunteers, asking questions, or being involved in some or all phases of the research process. Moreover, Citizen Science has turned to be a way to promote scientific and environmental education by using information and communication technologies to generate locally-based projects (Wals et al. 2014). In Citizen Science, the general public take part voluntarily in the scientific process, addressing real-world problems in different ways such as formulating research questions, conducting scientific experiments, collecting and analyzing data, interpreting results, making new discoveries, developing technologies and applications, and solving complex problems (Senabre et al. 2018).

Citizen Science complements the outreach and training activities carried out by different organizations around the world. US agencies, such as

NOAA's National Weather Service Cooperative Observer Program (COOP) and the US Geological Service (USGS) have used citizen science and **crowdsourcing** for over a century. In this way, volunteers collaborate with reports ranging from biodiversity to computer science, health and medicine, and even disaster response. Official government websites, such as citizenscience.gov and challenge.gov, are designed to speed up the use of crowdsourcing and citizen science. According to the Federal Community of Practice for Crowdsourcing and Citizen Science (FedCCS, USA), civic engagement plays an increasingly important role, not only in society but also in research, for example the course of action taken by different actors to actively participate in a science-based society. The **National Geographic Society** runs a Citizen Science Project where people can participate in wildlife observations identifying plants and animals as part of a **BioBlitz**, uploading and adding them to a global database of biodiversity to support local to global research projects; joining to an international citizen-science campaign to raise public awareness of the impact of light pollution (**Global at Night**); monitoring and reporting on coral bleaching and disease and marine invasive species in Hawaii (**Coral Bleaching**), among others.

In Germany, the Green Paper Citizen Science Strategy 2020 (**GEWISS**) project is supported by the German Federal Ministry of Education and Research, and was developed with the input of over 700 participants from 350 organizations, scientific institutions, learned societies, non-governmental organizations and civic societies, foundations, and private individuals.

In Argentina, researchers from the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (**INIDEP**) trained local students and teachers to

identify and record the occurrence of invasive species (Soba y Herrera, 2012) and, recently, they trained local divers to collect seawater samples for the analysis of physicochemical variables, chlorophyll-*a*, and plankton. In the [Fishial.ai](#) initiative, technology is being developed for the identification of fish species through Artificial Intelligence, which can be accessed through a portal to add volunteer's contributions. Other Citizen Science projects existing nowadays in Argentina, which are at different levels of development, are: [Geovin](#), an application used for the identification of vinchucas from the sending and curation of photos and other descriptive data; [AppEar](#), an application used to assess the condition of aquatic ecosystems by offering users game tools to learn how to take care of them; and [Nodos](#), platform for collaborative content on the performing arts. Between April 30th and May 3rd, 2021, the City Nature Challenge was held in Buenos Aires, one of the largest global citizen science events organized by the [Museo Argentino de Ciencias Naturales 'Bernardino Rivadavia' \(MACN-CONICET\)](#) together with [Fundación Vida Silvestre Argentina](#). Citizens from all over the country were invited to register nature observations through the [iNaturalist](#) platform, a citizen science social network whose Argentine node is [ArgentiNat](#).

Citizen Science is increasingly present and more scientific and civil groups keep joining this trend. This is the case of Barcelona, where the city council created the Citizen Science Office in 2012. A growing scientific and technological activity carried out in the Catalan city makes an ideal environment for the development of citizen science projects, such as [InSPIRES](#) and the [Network of Meteorological Observers](#).

We proudly deliver to you an illustrated checklist of Anguilliforms from Mayote lagoon, made by combining data from the literature and underwater photographic and visual censuses. With this first citizen science publication, we invite the scientific community to add their contributions in this category.

Editorial Committee

REFERENCES

- SENABRE E, FERRAN-FERRER N, PERELLÓ J. 2018. Participatory design of citizen science experiments. *Comunicar*. 26 (54): 29-38. doi:10.3916/C54-2018-03
- SOBA M, HERRERA S. 2012. De Asia con amor. *Boletín Biol*. 24 (6): 37.
- WALS, AEJ, BRODY M, DILLON J, STEVENSON RB. 2014. Convergence between science and environmental education. *Science*. 344: 583-584. doi:10.1126/science.1250515



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



ORIGINAL RESEARCH

Evaluación de la densidad de cultivo sobre el crecimiento y supervivencia de larvas de chita *Anisotremus scapularis* (Tschudi, 1846) en laboratorio

ANGÉLICA CASTRO FUENTES*, NOEMI COTA, MELISSA MONTES y LILI CARRERA

Instituto del Mar del Perú (IMARPE), Esquina Gamarra y Gral. Valle, s/n, PO Box 22, Chucuito, Perú.

ORCID *Angélica Castro Fuentes*  <https://orcid.org/0000-0002-6616-5436>, *Noemi Cota*  <https://orcid.org/0000-0001-8944-8159>,

Melissa Montes  <https://orcid.org/0000-0002-6149-8709>, *Lili Carrera*  <https://orcid.org/0000-0002-1570-142X>



RESUMEN. La larvicultura de peces marinos en condiciones de laboratorio está influenciada por factores como la densidad de cultivo, la nutrición, la calidad del agua, que afectan directamente el crecimiento y la supervivencia. Este estudio tuvo como objetivo determinar el efecto de la densidad de cultivo sobre el crecimiento, la supervivencia y el factor de condición de las larvas de chita *Anisotremus scapularis* en condiciones de laboratorio. Las larvas se obtuvieron a partir del desove natural de reproductores mantenidos en condiciones controladas. Se evaluaron cuatro densidades de cultivo 5, 10, 15 y 20 larvas l⁻¹. El ensayo se llevó a cabo durante 60 d a 19 °C en un sistema estático compuesto por 12 tanques con una capacidad de 100 l cada uno. Los resultados no mostraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento específico, pero sí en la supervivencia y el factor de condición (K). La densidad de cultivo de 10 larvas l⁻¹ obtuvo el valor más alto de K (2,14 ± 0,31) durante el experimento, por lo que se sugiere la misma como densidad de cultivo inicial de chita.

Palabras clave: Cultivo larval, crecimiento, densidad larval, supervivencia, Perú.



*Correspondence:
acaastro@imarpe.gob.pe

Received: 19 May 2021
Accepted: 14 August 2021

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

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

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



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

Assessment of stocking density on growth and survival of Peruvian grunt *Anisotremus scapularis* (Tschudi, 1846) larvae in laboratory

ABSTRACT. Marine fish larviculture under laboratory condition is influenced by factors such as stocking density, nutrition, water quality, which affect directly growth and survival. This study was aimed to determine the effect of stocking density on growth, survival and condition factor of Peruvian grunt *Anisotremus scapularis* larvae reared in laboratory conditions. Fish larvae were obtained by natural spawning of broodstock keep under controlled conditions. Four culture densities of 5, 10, 15 and 20 larvae l⁻¹ were tested. Larvae rearing were carried out for 60 d at 19 °C in a static system consisting of 12 tanks with a capacity of 100 l each. Results showed significant differences in the condition factor (K) and survival, but no such differences were detected in the specific growth rate. Stocking density of 10 larvae l⁻¹ obtained the highest K value (2.14 ± 0.31) during the experiment; therefore, this value is suggested as the initial stocking density for Peruvian grunt.

Key words: Growth performance, stocking density, survival, larval rearing, Peru.

INTRODUCCIÓN

La chita *Anisotremus scapularis* (Tschudi, 1846) se distribuye desde Manta (Ecuador) hasta Antofagasta (Chile) Isla Coco y Galápagos (Chirichigno y Cornejo 2001). Es una especie bentopelágica y carnívora e importante en la interacción de las comunidades litorales marinas, ya que utiliza recursos tróficos tanto de ambientes arenosos como rocosos (Iannacone y Alvaríño 2009). Perteneció a la Familia Haemulidae, estrechamente relacionada con las familias Lutjanidae (pargos) y Sparidae (sargos y doradas) (Orrell et al. 2002, 2004; Tavera et al. 2012). Es valorada por la calidad de su carne con un costo aproximado en los supermercados de US\$ 13,97 por kilo y en los terminales pesqueros de US\$ 8,57 el kilo, en donde se comercializa fresca (PRODUCE 2017). Los desembarques de esta especie han disminuido en los últimos años hasta llegar a 49 t (PRODUCE 2020). En este sentido, el Laboratorio de Cultivo de Peces del Instituto del Mar del Perú (IMARPE) inició en 2013 las investigaciones sobre el acondicionamiento de esta especie, obteniéndose el ciclo de vida en cautiverio (IMARPE 2015), el acondicionamiento y manejo de reproductores en cautiverio (Carrera et al. 2018), la descripción del desarrollo embrionario (Montes et al. 2019) y el establecimiento de un protocolo de cultivo larval (Castro et al. 2021). No obstante estos primeros avances, el cultivo larval sigue siendo escasamente dominado.

Durante la larvicultura de peces marinos en condiciones controladas, existen muchos factores que influyen sobre el crecimiento y supervivencia (Houde 1975; Tucker 1998; Lazo 2000; Civera-Cerecedo et al. 2004). Uno de ellos es la densidad de siembra de huevos y/o larvas que pueden afectar la calidad del agua, limitar el espacio y aumentar la mortalidad (Sakakura y Tsukamoto 2002; Szkudlarek y Zakés 2007; Abdo de la Parra et al. 2010). Se han realizado diversos estudios de

densidad de siembra con especies similares a la chita, como en *Lutjanus guttatus* con 20 huevos l⁻¹ (Boza-Abarca et al. 2008), 10 larvas l⁻¹ en *L. argentimaculatu* (Leu et al. 2003), 8,6 larvas l⁻¹ en *L. analis* (Watanabe et al. 1998), 30 huevos l⁻¹ en *L. guttatus* (Abdo de la Parra et al. 2010) y 20 huevos l⁻¹ en *Dentex dentex* (Koumoundouros et al. 2000), en los cuales se obtuvieron altas tasas de crecimiento. Por otro lado, el estudio de la condición nutricional o factor de condición permite evaluar el estado fisiológico de las larvas, que es reflejo de las condiciones de cultivo a las que estuvieron expuestas (Díaz y Pájaro 2013). Hasta la fecha no existen reportes sobre la densidad de siembra para el cultivo larvario de la chita, por lo que el objetivo del presente trabajo es conocer los efectos de la densidad de cultivo en el crecimiento, supervivencia y factor de condición en larvas de chita *A. scapularis* en condiciones de laboratorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Mantenimiento de reproductores y desove

Los reproductores de chita *A. scapularis* provinieron del medio natural, fueron acondicionados en dos tanques de fibra de vidrio de 2,5 m³ a una capacidad efectiva de 1,9 m³, conectados a un sistema de recirculación de agua de mar (Carrera et al. 2018) en el Laboratorio de Cultivo de Peces del IMARPE. Los reproductores fueron mantenidos con un foto y termoperiodo natural según los datos registrados por la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) para la zona de Callao (Perú), obteniendo el desove cuando se simulaban los meses de primavera-verano. La calidad del agua se monitoreó día por medio con un multiparámetro portátil (YSI Pro 1020®) registrando la temperatura (18,83 ± 0,20 °C), pH (7,79 ± 0,17), oxígeno disuelto (7,71 ± 0,44 mg l⁻¹) y porcentaje de saturación (82,66 ± 4,22%), mientras

que los productos nitrogenados como amonio total ($0,04 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$), nitrito ($0,76 \pm 0,33 \text{ mg L}^{-1}$) y nitrato ($26,04 \pm 8,80 \text{ mg L}^{-1}$), se registraron en forma semanal. Los reproductores se alimentaron con trozos de anchoveta *Engraulis ringens* cuatro veces a la semana a una tasa de alimentación entre 4 y 5% de la biomasa total de cada tanque.

Los desoves ocurrieron de forma espontánea en los tanques. Los huevos flotantes se colectaron utilizando una malla de $500 \mu\text{m}$ y se colocaron en un balde de 20 l con agua de mar filtrada y esterilizada por luz ultravioleta (UV) por 30 min, para permitir la decantación de los huevos no viables. Se contabilizaron volumétricamente 25.520 huevos viables (flotantes) que fueron colocados en un tanque de incubación de 700 l de volumen total llenado al 50% con agua de mar estéril (UV) en sistema estático. La aireación estuvo provista por una piedra difusora, el fotoperiodo se ajustó a 12 h luz : 12 h oscuridad (12 HL : 12 HO) y la temperatura a $19 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta su eclosión a las 48 h (Castro et al. 2021). Las larvas se mantuvieron en ese tanque hasta la siembra en las unidades experimentales.

Cultivo larvario

Se utilizaron 15.000 larvas ($0,32 \pm 0,01 \text{ cm}$ de longitud total y $0,002 \pm 0,001 \text{ g}$ de peso seco) provenientes de un solo desove. Las larvas fueron trasladadas el día 1 después de su eclosión (DDE) a 12 tanques de fibra de vidrio ($0,60 \text{ m}$ diámetro y $0,50 \text{ m}$ altura) con un volumen efectivo de 100 l. Se utilizó agua de mar (35 PSU) esterilizada por UV. Los tanques fueron provistos de aireación constante por medio de piedras difusoras y la iluminación se realizó con luz blanca entre 915 y 1.100 lux. Durante los 10 primeros días de cultivo se utilizó un fotoperiodo 24 HL : 00 HO y luego se cambió a 12 HL : 12 HO hasta el final del experimento. La temperatura de la sala se mantuvo constante mediante un sistema de aire acondicionado. Diariamente se registraron la temperatura ($19,9 \pm 0,71 \text{ }^\circ\text{C}$), pH ($8,58 \pm 0,37$), oxígeno disuelto ($7,33 \pm 0,46 \text{ mg l}^{-1}$) y porcentaje de satu-

ración ($80,53 \pm 4,68\%$), los cuales se mantuvieron en el rango del cultivo de larvas reportado para la Familia Sparidae (Elbal et al. 2004).

El cultivo larval se llevó a cabo en sistemas estáticos (sin flujo de agua), iniciando con un volumen de 60 l de agua de mar estéril y agregando 10 l por día por los próximos cinco días de cultivo. A los 6 DDE se bajó el nivel a 60 l con un sifón y una malla de $100 \mu\text{m}$ y se procedió de manera similar a lo descrito anteriormente hasta los 10 DDE. Posteriormente, se realizaron recambios de agua del 10 a 100% diario con entrada y salida de agua hasta el final de la experiencia (Tabla 1). Se utilizó la técnica de “agua verde” (Skiftesvik et al. 2003; Sanaye et al. 2014; Hu et al. 2018; Wang et al. 2019), adicionando a los tanques de cultivo las microalgas *Isochrysis galbana* y *Nanochloropsis oculata* a una concentración de $8 \times 10^6 \text{ células ml}^{-1}$ y $6 \times 10^7 \text{ células ml}^{-1}$, respectivamente. La alimentación de las larvas se inició el día 2 DDE al no detectar la presencia del saco vitelino. Para ello, se utilizaron rotíferos *Brachionus plicatilis* hasta el 20 DDE, y luego se realizó el cambio de alimento a Artemia hasta el 36 DDE, tiempo en que se inicia la coalimentación o deshabitación del alimento vivo al inerte (destete) con un alimento microparticulado comercial (Otohime®), hasta ser suministrado en su totalidad hasta final del experimento (60 DDE). Los alimentos vivos utilizados durante el experimento fueron enriquecidos con Selco Expreso® según las indicaciones del proveedor. La densidad del alimento vivo se controló tres veces al día siguiendo el protocolo de alimentación del laboratorio (Castro et al. 2021) (Tabla 1).

Diseño experimental

Se evaluaron cuatro densidades de cultivo: D5 (5 larvas l^{-1}), D10 (10 larvas l^{-1}), D15 (15 larvas l^{-1}) y 20 (20 larvas l^{-1}) con tres repeticiones cada una. Para las determinaciones morfométricas al inicio y al final del experimento, las mues-

Tabla 1. Protocolo del cultivo larval de chita *Anisotremus scapularis* en condiciones de laboratorio. Iso: *Isochrysis galbana* (8×10^6 células ml^{-1}). Np: *Nanochloropsis oculata* (6×10^7 células ml^{-1}).

Table 1. Larviculture protocol of Peruvian grunt (*Anisotremus scapularis*) under laboratory conditions. Iso: *Isochrysis galbana* (8×10^6 cels ml^{-1}). Np: *Nanochloropsis oculata* (6×10^7 cels ml^{-1}).

Días después de la eclosión	Rotíferos (ml^{-1})	Artemia (ml^{-1})	Alimento micro-particulado	Recambio de agua (% d^{-1})	Volumen de agua efectiva (l)	Microalga Iso-Np (l)
0			0	60	0,4-1,6	
2	1			0	70	0,4-1,6
3	1			0	80	0,2-0,8
4	1			0	90	0,4-1,6
5	2			0	100	0,2-0,8
6	2			50	60	0,8-3,2
7	2			0	70	0,8-3,2
8	2			0	80	0,8-3,2
9	2			0	90	0,4-1,6
10	3			0	100	0,4-1,6
11	3			10	100	0,8-3,2
12-14	3			20	100	1,6-6,4
15-16	4			30	100	1,6-6,4
17-20	4	0,5		40	100	1,6-6,4
21-25	3	1,0		70	100	0,8-3,2
26-30	0	2,0		100	100	0,4-1,6
31-35	0	3,0		100	100	0,2-0,8
36-40	0	2,0	<i>Ad libitum</i>	100	100	0,2-0,8
41-45	0	1,0	<i>Ad libitum</i>	100	100	0,2-0,8
46-60	0	0,0	<i>Ad libitum</i>	100	100	0

tras de larvas se anestesiaron en una solución de MS-222 a una concentración de 250 mg l^{-1} (AVMA, 2014). El peso seco (g) se estimó siguiendo la metodología de Pepín (1995), y la longitud total (cm) se determinó en un microscopio Leica DM1000 LED con el *software* de análisis de imágenes LAS versión 4.3. La supervivencia se evaluó al final y se calculó mediante la fórmula:

Supervivencia (%) =

$$\frac{\text{Larvas al final del experimento}}{\text{Larvas al inicio del experimento}} \times 100$$

Se calculó la tasa de crecimiento específico (TCE) en relación a la longitud y peso de cada tratamiento de densidad (De Oliveira et al. 2012; Lugert et al. 2014) mediante:

$$\text{TCE (\%)} = 100 \times \frac{(\ln W_{tf} - \ln W_{ti})}{t}$$

donde TCE es la tasa de crecimiento específico ($\% \text{g d}^{-1}$ y $\% \text{cm d}^{-1}$); \ln es el logaritmo natural; W_{tf} es la longitud/peso final y W_{ti} es la longitud/peso inicial.

El estado de condición por tratamiento se estimó mediante el índice de Fulton (K) (Ricker 1975):

$$K = 100 \times \frac{W}{L^3}$$

donde:

W: peso final (g);

L: longitud final (cm).

Análisis estadístico

El análisis estadístico fue realizado con el programa estadístico R (R Core Team 2019). Las variables longitud, peso, TCE, K y supervivencia de los diferentes tratamientos fueron comparados estadísticamente con un análisis de varianza de una vía (ANOVA), previo análisis de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de varianzas con el test de Shapiro Wilk y Bartlett, respectivamente. Si las variables no cumplieran estos supuestos, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Cuando se observaron diferencias significativas, se aplicó la prueba *post hoc* de Tukey en el caso de las variables como prueba

paramétrica y de Mann Whitney como prueba no paramétrica. Los valores expresados en porcentaje se transformaron en arcosen de su raíz cuadrada antes del ANOVA. El nivel de significancia establecido para todos los análisis fue de 0,05.

RESULTADOS

En relación al peso y longitud no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos (Tabla 2; Figura 1). La TCE en longitud (%cm d⁻¹) no presentó diferencias significativas entre los tratamientos ($p > 0,05$), mientras que la TCE en peso (%g d⁻¹) presentó diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo el tratamiento D20 significativamente diferente a los otros tratamientos (Figura 2).

La supervivencia fue significativamente diferente entre los tratamientos ($p < 0,05$). La mayor supervivencia se obtuvo con los tratamientos D5 y D10 siendo significativamente diferente ($p < 0,05$)

Tabla 2. Parámetros biológicos de larvas de chita *Anisotremus scapularis* a diferentes densidades de cultivo (promedio \pm desviación estándar; $n = 3$). DDE: días después de la eclosión. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).
Table 2. Biological parameters of Peruvian grunt (*Anisotremus scapularis*) larvae at different culture densities (mean \pm standard deviation; $n = 3$). DDE: days after hatching. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

	Densidad de cultivo (larvas l ⁻¹)			
	D5	D10	D15	D20
Peso (g)				
5 DDE	0,003 \pm 0,001	0,001 \pm 0,001	0,004 \pm 0,002	0,001 \pm 0,000
60 DDE	0,30 \pm 0,120 ($n = 30$)	0,32 \pm 0,148 ($n = 30$)	0,29 \pm 0,132 ($n = 30$)	0,27 \pm 0,102 ($n = 30$)
Longitud (cm)				
5 DDE	0,31 \pm 0,010	0,33 \pm 0,003	0,31 \pm 0,016	0,32 \pm 0,003
60 DDE	2,48 \pm 0,278 ($n = 30$)	2,43 \pm 0,474 ($n = 30$)	2,42 \pm 0,474 ($n = 30$)	2,60 \pm 0,579 ($n = 30$)
Supervivencia (%)	24,58 \pm 17,58 ^a	12,54 \pm 2,47 ^{ab}	7,69 \pm 1,64 ^b	5,52 \pm 1,27 ^b
K	1,85 \pm 0,44 ^a	2,14 \pm 0,62 ^a	1,91 \pm 0,39 ^a	1,64 \pm 0,68 ^b

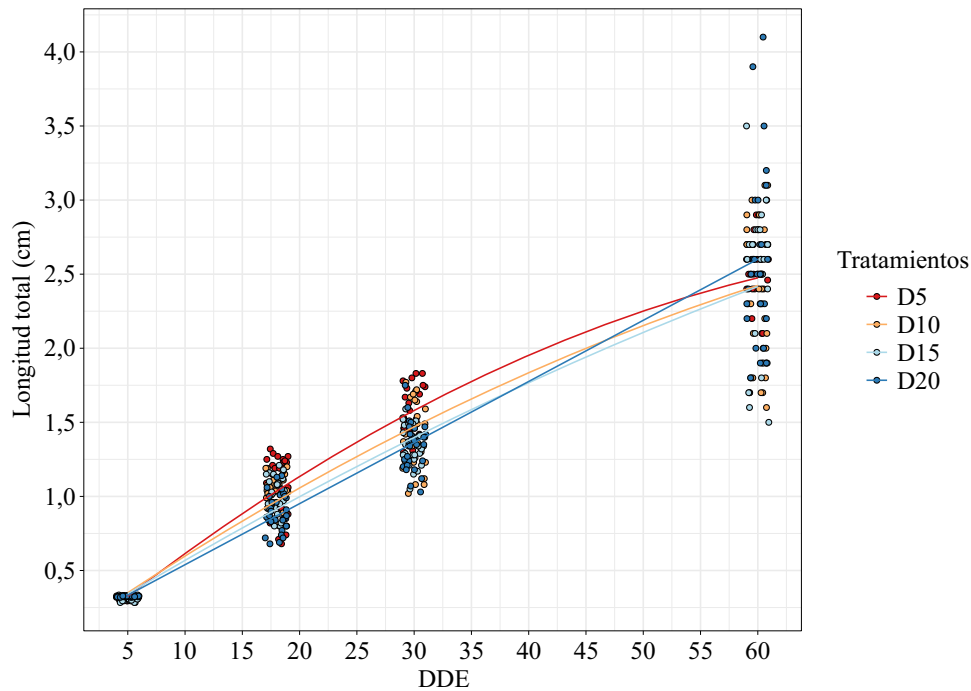


Figura 1. Crecimiento en longitud (L, cm) de larvas de chita *Anisotremus scapularis* a diferentes densidades de cultivo. DDE: días después de la eclosión.

Figure 1. Growth in length (L, cm) of *Anisotremus scapularis* larvae at different culture densities. DDE: days after hatching.

a los tratamientos D15 y D20 (Tabla 2). El factor de condición también presentó diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). El tratamiento que obtuvo el más alto K fue el D10; no obstante, no se detectaron diferencias significativas con el D5 y D15, pero sí con el tratamiento D20 (Tabla 2).

DISCUSIÓN

La densidad de siembra en los peces marinos puede afectar el crecimiento, supervivencia, factor de condición y tasa de crecimiento (Houde 1975; Tucker 1998; Montero et al. 1999). Asimismo, se relaciona a la densidad como uno de los factores determinantes en la larvicultura, porque también afecta las interacciones sociales como agresividad, jerarquía y canibalismo, lo cual da

como resultado variaciones en el tamaño, supervivencia y rendimiento del crecimiento en las poblaciones de peces (Hatzithanasiou et al. 2002). La escala del cultivo (laboratorio o comercial) puede verse también afectada por la densidad de siembra larval (Álvarez-González et al. 2001; Conides y Glamuzina 2001; Hitzfelderg et al. 2006; Benetti et al. 2008; Castro et al. 2019).

En el presente trabajo, las diferentes densidades de siembra larval afectaron el crecimiento, supervivencia y el factor de condición. En tal sentido, de las cuatro densidades evaluadas en el cultivo de chita en condiciones de laboratorio, D5 registró la mayor supervivencia, aunque sin observarse diferencias significativas con D10. Aunque no se cuenta con reportes de supervivencia en esta especie, en espáridos como *L. guttatus* a densidades de 27, 16 y 9 larvas l^{-1} se obtuvo una supervivencia de 1,44, 1,45 y 2,82%, respectivamente, a los 45 DDE (Abdo de la Parra et al.

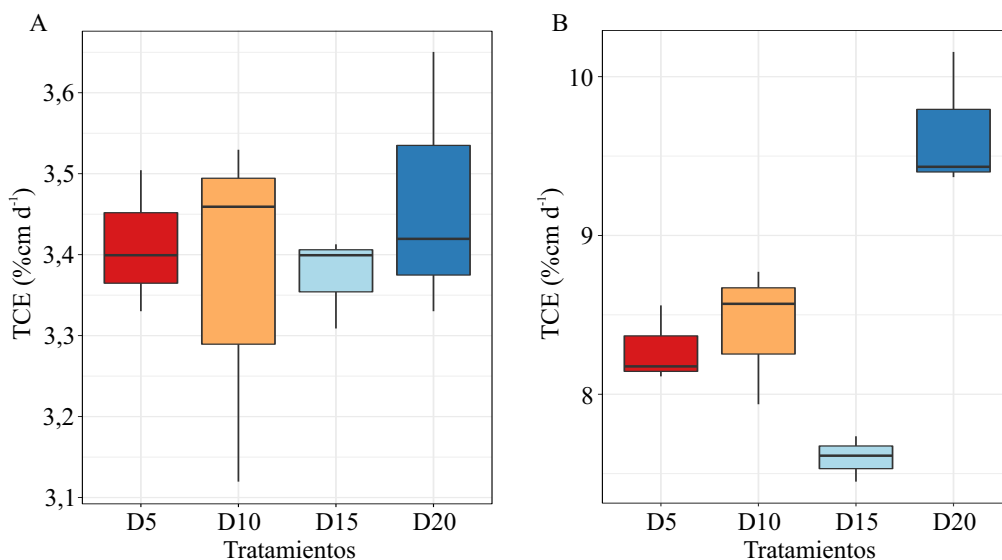


Figura 2. Tasas de crecimiento específico (TCE) en longitud (A) y peso (B) en el cultivo de larvas de chita *Anisotremus scapularis* en diferentes densidades de cultivo.
 Figure 2. Specific growth rates (TCE) in length (A) and weight (B) in the culture of *Anisotremus scapularis* larvae at different culture densities.

2010). En larvas de *Acanthopagrus zatus* a densidades de 17 larvas l⁻¹ se obtuvo una supervivencia de 14,6% a los 50 DDE (Leu y Chou 1996). En otras especies como *Lates calcarifer*, la supervivencia fue del 28% a una densidad de 20 larvas l⁻¹ a los 20 DDE (Salama 2007). Estudios a mayor escala en larvas de *Sparus aurata* a densidad de 60 larvas l⁻¹ registraron una supervivencia de 39,31% a los 15 DDE (Parra y Yúfera, 2000), mientras que Pousão-Ferrera et al. (2003) con densidades de 58,9 larvas l⁻¹ a los 20 DDE obtuvieron una supervivencia de 19,4%. En larvas de *Argyrosomus regius* con densidades de 50 y 100 larvas l⁻¹ registraron supervivencias de 40,92 y 53,24%, respectivamente (Roo et al. 2010). En peces planos como *Paralichthys lethostigma*, densidades cultivo de 10, 20, 40 y 80 larvas l⁻¹ exhibieron supervivencias de 7,6, 6,7, 6,6 y 6,8%, respectivamente, hasta el 21 DDE (Daniels et al. 1996); mientras que larvas de *Solea aegyptiaca* a 50, 80, 110 y 140 larvas l⁻¹ obtuvieron una supervivencia de 7,55, 8,53, 10,60 y 7,38%, respectivamente, a los 36 DDE (Saleh et al. 2016).

Al final del presente ensayo (60 DDE) no se encontraron diferencias significativas en la longitud de los individuos entre los tratamientos, registrándose el valor más alto alcanzado por *A. scapularis* en el tratamiento de D20 ($2,60 \pm 0,579$ cm), el cual fue menor a las alcanzadas por *Stizostedion vitreurn* ($4,70 \pm 0,02$ cm) con la misma densidad a los 45 DDE (Fox y Flowers 1990), *Acanthopagrus zatus* ($2,00 \pm 1,50$ cm) a densidad de 17 larvas l⁻¹ a los 50 DDE (Leu y Chou 1996), y *Lates calcarifer* (0,76 cm) a densidad de 20 larvas l⁻¹ a los 20 DDE (Salama 2007).

En relación al incremento en peso, en el tratamiento D10 se obtuvo un promedio de $0,32 \pm 0,14$ g pero no se encontraron diferencias significativas entre los otros tratamientos, por lo tanto, no hubo influencia de la densidad en el peso de larva. Sin embargo, en otros trabajos se observaron valores más altos a lo reportado en menor tiempo, en los cuales el peso no presentó diferencias significativas en relación a la densidad, como en *L. guttatus* que fue $1,35 \pm 0,95$ g a 30 huevos l⁻¹ (Abdo de la Parra et al. 2010) al 46 DDE; en *S. vitreurn* se

obtuvo un peso de $0,71 \pm 0,83$ g al 45 DDE a 20 larvas l^{-1} (Fox y Flowers 1990) y en *Dicentrarchus labrax* se obtuvo $6,21 \pm 0,02$ g al 22 DDE a 50 larvas l^{-1} (Hatzithanasiou et al. 2002).

Se sabe que las interacciones sociales y la jerarquía de dominancia conducen a la supresión de la ingesta de alimentos y limitan el crecimiento en individuos subordinados (Montero et al. 2009). Las larvas de mayor tamaño, tienden a consumir más alimento, lo cual conduce a una tasa de crecimiento muy alta. Alternativamente, las larvas más pequeñas consumen menos alimento y pueden participar en maniobras evasivas para evitar a los peces dominantes, lo que resulta en alto gasto de energía y crecimiento reducido (Xie et al. 2011). En tal sentido, la tasa de crecimiento específico se ve afectada por la disponibilidad de alimento y el tamaño de la larva, como se evidenció en *Pseudosciaena crocea*, la TCE ($\% d^{-1}$) fue de $8,2 \pm 0,1$ a 42 DDE (Xie et al. 2011); en larvas de *S. aurata* a 60 DDE con un fotoperiodo de 12 h luz y sin flujo de agua, la TCE fue de $9,7 \pm 3,78$ (Tandler y Helps 1985); en *Amphiprion clarkii*, la TCE fue de $6,38 \pm 0,4$ a 23 °C al concluir la metamorfosis, aproximadamente al 30 DDE (Ye et al. 2011). En el presente trabajo, hubo diferencias en la TCE en peso ($\%g d^{-1}$), siendo el tratamiento D20 ($9,65 \pm 0,43$) el que alcanzó el mayor incremento durante el experimento. En *D. labrax*, la TCE ($\%g d^{-1}$) fue de $3,72 \pm 0,52$ a una densidad de 20 larvas l^{-1} (Hatzithanasiou et al. 2002). En larvas de *S. aurata* a densidades de 5 larvas l^{-1} la TCE fue de 0,01 a los 39 DDE (Soltan et al. 2015), mientras que Eid et al. (2018) con densidades de 25 larvas de *S. aurata* l^{-1} obtuvo una TCE de 0,04 a los 60 DDE. En cultivos masivos se ha obtenido una TCE de 0,01 en larvas de *Diplodus sargus* a densidades de 80 larvas l^{-1} (Guerreiro et al. 2010). En relación a la TCE en longitud ($\%cm d^{-1}$) no presentaron diferencias entre los tratamientos, pero estudios en espáridos con larvas de *L. guttatus* se obtuvo un valor de 0,024 a los 26 DDE (Boza-Abarca et al. 2008), menor a la densidad de 20 larvas l^{-1} encontrado en este experimento.

El factor de condición es un indicador de las condiciones nutricionales (Blackwell et al. 2000; Cara et al. 2003; Froese 2006) a las que fueron sometidas las larvas durante el ensayo, obteniendo el tratamiento D10 el valor más alto de $K = 2,14 \pm 0,62$; sin embargo, no se han registrado estudios previos del factor de condición en larvas de esta especie. Al respecto, en larvas de *S. vitreurn* a una densidad inicial de 20, 40 y 60 larvas l^{-1} el valor de K fue de 0,63, 0,63 y 0,65, respectivamente (Fox y Flowers 1990). En larvas de *Lithognathus lithognathus* se obtuvo un valor de K de 1,19; en larvas de *Pagrus pagrus* se obtuvo un valor de K de 0,01 a los 35 DDE con una densidad de 20 larvas l^{-1} (Andrade et al. 2012); en altas densidades con larvas de *S. aurata* (80 larvas l^{-1}) el valor de K fue 0,03 a los 50 DDE (Faria et al. 2011).

En general, la menor densidad larval en cultivo está asociada con un mayor crecimiento en la mayoría de las especies como *A. regius*, *S. aurata*, *P. pagrus*, *D. dentex*, *Rachycentron canadum*, y con parámetros de cultivo como la disponibilidad de alimentos y el espacio vital (Giménez y Estévez 2008; Roo et al. 2010), mientras que la alta densidad larval se asocia a tasas de crecimiento más bajas principalmente debido a la reducción del apetito, mayor comportamiento agresivo, baja calidad del agua o aumento de la competencia alimentaria (Roo et al. 2010). Por lo tanto, la densidad larval de peces se encuentra asociada a varios factores del cultivo, y sobre la base de los resultados obtenidos en el presente estudio en relación al factor de condición, se recomienda que el cultivo larvario de la chita *A. scapularis* sea realizado a una densidad inicial de 10 larvas l^{-1} en condiciones de laboratorio.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo de investigación fue financiado por el programa presupuestal N° 0094 Ordenamiento y Desarrollo de la Acuicultura, con

el proyecto “Acondicionamiento y Reproducción de especies priorizadas chita *Anisotremus scapularis*” del Instituto del Mar del Perú.

REFERENCIAS

- ABDO DE LA PARRA MI, RODRÍGUEZ-IBARRA LE, CAMPILLO-MARTÍNEZ F, VELASCO-BLANCO G, GARCÍA-AGUILAR N, ÁLVAREZ-LAJONCHÈRE L, VOLTOLINA D. 2010. Effect of stocking density on survival and growth of larval spotted rose snapper *Lutjanus guttatus* larvae. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 45 (1): 141-146.
- ÁLVAREZ-GONZÁLEZ C, ORTÍZ-GALINDO S, DUMAS S, MARTÍNEZ DOMÍNGUEZ E, HERNÁNDEZ-CEBALLOS D, GRAYEB-DEL ALAMO T, MORENO-LEGORRETA M, PEÑA-MARTÍNEZ R. 2001. Effect of stocking density on the growth and survival of spotted sand bass *Paralabrax maculatofasciatus* larvae in a closed recirculating system. *J World Aquac Soc.* 32 (1): 130-137.
- ANDRADE CA, NASCIMENTO F, CONCEIÇÃO LE, LINARES F, LACUISSE M, DINIS MT. 2012. Red porgy, *Pagrus pagrus*, larvae performance and nutritional condition in response to different weaning regimes. *J World Aquac Soc.* 43 (3): 321-334.
- [AVMA] AMERICAN VETERINARY MEDICAL ASSOCIATION. 2014. American Veterinary Medical Association guidelines on euthanasia (formerly: report of the AVMA Panel on Euthanasia). 39 p.
- BENETTI DD, SARDENBERG B, WELCH A, HOENIG R, ORHUN MR, ZINK I. 2008. Intensive larval husbandry and fingerling production of cobia *Rachycentron canadum*. *Aquac.* 281 (1-4): 22-27.
- BLACKWELL BG, BROWN ML, WILLIS DW. 2000. Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Rev Fish Sci.* 8 (1): 1-44.
- BOZA-ABARCA J, CALVO-VARGAS C, SOLIS-ORTIZ N, KOMEN J. 2008. Desove inducido y crecimiento del pargo manchado *Lutjanus guttatus*, en la Estación de Biología Marina de Puntarenas, Costa Rica. *Cienc Mar.* 34 (2): 239-252.
- CARA JB, MOYANO FJ, CÁRDENAS S, FERNÁNDEZ-DÍAZ C, YÚFERA M. 2003. Assessment of digestive enzyme activities during larval development of white bream. *J. Fish Biol.* 63 (1): 48-58.
- CARRERA L, COTA N, LINARES J, CASTRO A, ORIHUELA L, SILVA E, MONTES M. 2018. Manual para acondicionamiento y reproducción de chita *Anisotremus scapularis*. *Inf Inst Mar Perú.* 45 (2): 263-276.
- CASTRO A, COTA N, MONTES M, CARRERA L. 2021. Protocolo del cultivo larvario de chita *Anisotremus scapularis* en condiciones de laboratorio. *Inf Inst Mar Perú.* 48 (1): 20-24.
- CASTRO A, MONTES M, ORIHUELA L, LINARES J, COTA N, CARRERA L, TOLEDO P, LAZO JP. 2019. Effect of stocking density on growth and survival of fine flounder *Paralichthys adspersus* (Steindachner, 1867) larvae. *Lat Am J Aquat Res.* 47 (1): 1-8.
- CHIRICHIGNO FN, CORNEJO UM. 2001. Catálogo comentado de los peces marinos del Perú. Callao: Instituto del Mar del Perú. 500 p.
- CIVERA-CERECEDO R, ALVAREZ-GONZÁLEZ CA, MOYANO-LÓPEZ FJ. 2004. Nutrición y alimentación de larvas de peces marinos. En: CRUZ SUÁREZ LE, RICQUE MARIE D, NIETO LÓPEZ MG, VILLARREAL D, SCHOLZ U, GONZÁLEZ M, editores. Avances en nutrición acuícola VII. Memorias del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. 16-19 Noviembre, 2004. Hermosillo, Sonora, México.
- CONIDES A, GLAMUZINA B. 2001. Study on the early larval development and growth of the red porgy, *Pagrus pagrus* with emphasis on the mass mortalities observed during this phase. *Sci Mar.* 65 (3): 193-200.
- DANIELS HV, BERLINSKY DL, HODSON RG, SULLIVAN CV. 1996. Effects of stocking density, salinity, and light intensity on growth and sur-

- vival of southern flounder *Paralichthys lethostigma* larvae. *J World Aquac Soc.* 27 (2): 153-159.
- DE OLIVEIRA EG, PINHEIRO AB, DE OLIVEIRA VQ, DA SILVA AR, DE MORAES MG, ROCHA IR, ROCHA IB, DE SOUSA RR, COSTA FF. 2012. Effects of stocking density on the performance of juvenile pirarucu (*Arapaima gigas*) in cages. *Aquaculture.* 370-371: 96-101.
- DIAZ MV, PÁJARO M. 2013. Estudio de la condición nutricional de larvas de la población bonaerense de anchoíta (*Engraulis anchoita*) en relación con las características hidrográficas del área de crianza. *Rev Invest Desarr Pesq.* 23: 107-123.
- EID AE, ALI BA, ELGHAMRY AM, SALAMA F, ELNABY A, ASMAA S. 2018. Effects of replacement of live food with dry diet on growth and survival rate for seabream (*Sparus Aurata*) Larvae. *Egyp J Nut F.* 21 (2): 573-581.
- ELBAL MT, GARCÍA HERNÁNDEZ MP, LOZANO MT, AGULLEIRO B. 2004. Development of the digestive tract of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). Light and electron microscopic studies. *Aquaculture.* 234: 215-238.
- FARIA AM, CHÍCHARO MA, GONÇALVES EJ. 2011. Effects of starvation on swimming performance and body condition of pre-settlement *Sparus aurata* larvae. *Aquat Biol.* 12 (3): 281-289.
- FOX MG, FLOWERS DD. 1990. Effect of fish density on growth, survival, and food consumption by juvenile walleyes in rearing ponds. *T Am Fish Soc.* 119 (1): 112-121.
- FROESE R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol.* 22 (4): 241-253.
- GIMÉNEZ G, ESTÉVEZ A. 2008. Effect of larval and prey density, prey dose and light conditions on first feeding common dentex (*Dentex dentex* L.) larvae. *Aquac Res.* 39: 77-84.
- GUERREIRO I, DE VAREILLES M, POUSÃO-FERREIRA P, RODRIGUES V, DINIS MT, RIBEIRO L. 2010. Effect of age-at-weaning on digestive capacity of white seabream (*Diplodus sargus*). *Aquaculture.* 300 (1-4): 194-205.
- HATZIATHANASIOU A, PASPATIS M, HOUBART M, KESTEMONT P, STEFANAKIS S, KENTOURI M. 2002. Survival, growth, and feeding in early life stages of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) intensively cultured under different stocking densities. *Aquaculture.* 205: 89-102.
- HITZFELDERG GM, HOLT J, FOX J, MCKEE D. 2006. The effect of rearing density on growth and survival of cobia, *Rachycentron canadum*, larvae in a closed recirculating aquaculture system. *J World Aquac Soc.* 37 (2): 204-209.
- HOUDE ED. 1975. Effects of stocking density and food density on survival, growth and yield of laboratory-reared larvae of sea bream *Archosargus rhomboidalis* (L.) (Sparidae). *J Fish Biol.* 7: 115-129.
- HU J, LIU Y, MA Z, QIN JG. 2018. Feeding and development of warm water marine fish larvae in early life. En: YUFERA, M. editor. *Emerging Issues in Fish Larvae Research.* Cham: Springer. p. 275-296.
- IANNACONE J, ALVARIÑO L. 2009. Aspectos cuantitativos de la parasitofauna de *Anisotremus scapularis* (Tschudi) (*Osteichthyes*, *Haemulidae*) capturados por pesquería artesanal en Chorrillos, Lima, Perú. *Rev. Ibero-Latinoam Parasitol.* 68 (1): 56-64.
- [IMARPE] INSTITUTO DEL MAR DEL PERÚ. 2015. Ciclo de vida de la chita *Anisotremus scapularis*. Serie de Divulgación Científica. Vol. 1. 1 (1). 20 p.
- KOUMOUNDOUROS G, DIVANACH P, KENTOURI M. 2000. Development of the skull in *Dentex dentex* (*Osteichthyes*: Sparidae). *Mar Biol.* 136 (1): 175-184.
- LAZO J. 2000. Conocimiento actual y nuevas perspectivas en el desarrollo de dietas para larvas de peces marinos. En: CRUZ-SUÁREZ LE, RICQUE-MARIE D, TAPIA-SALAZAR M, OLVEIRA-NOVOA MA, CIVERA-CERECEDO R, edito-

- res. Avances en nutrición acuícola V. Memorias del V Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. 19-22 Noviembre, 2000. Mérida, Yucatán, México.
- LEU MY, CHEN IH, FANG LS. 2003. Natural spawning and rearing of mangrove red snapper, *Lutjanus argentimaculatus*, larvae in captivity. *Isr J Aquac.* 55: 22-30.
- LEU MY, CHOU YH. 1996. Induced spawning and larval rearing of captive yellowfin porgy, *Acanthopagrus latus* (Houttuyn). *Aquaculture.* 143 (2): 155-166.
- LUGERT V, THALLER G, TETENS J, SCHULZ C, KRITTER J. 2014. A review on fish growth calculation: multiple functions in fish production and their specific application. *Rev Aquac.* 8: 30-42.
- MONTERO D, IZQUIERDO MS, TORT L, ROBAINA L, VERGARA JM. 1999. High stocking density produces crowding stress altering some physiological and biochemical parameters in gilt-head seabream, *Sparus aurata*, juveniles. *Fish Physiol Biochem.* 20: 53-60.
- MONTERO D, LALUMERA G, IZQUIERDO MS, CABALLERO MJ, SAROGLIA M, TORT L. 2009. Establishment of dominance relationships in gilthead sea bream *Sparus aurata* juveniles during feeding: effects on feeding behaviour, feed utilization and fish health. *J Fish Biol.* 74 (4), 790-805.
- MONTES M, CASTRO AM, LINARES JF, ORIHUELA LI, CARRERA LJ. 2019. Embryonic development of Peruvian grunt *Anisotremus scapularis* (Perciformes: Haemulidae). *Rev Biol Mar Oceanog.* 54 (2): 166-173. doi:10.22370/rbmo.2019.54.2.1881
- ORRELL TM, CARPENTER KE, MUSICK JA, GRAVES JE. 2002. Phylogenetic and biogeographic analysis of the Sparidae (Perciformes: Percoidae) from cytochrome *b* sequences. *Copeia.* 2002 (3): 618-631.
- ORRELL TM, CARPENTER KE. 2004. A phylogeny of the fish family Sparidae (porgies) inferred from mitochondrial sequence data. *Mol Phylogenet Evol.* 32 (2): 425-434.
- PARRA G, YÚFERA M. 2000. Feeding, physiology and growth responses in first-feeding gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) larvae in relation to prey density. *J Exp Mar Biol Ecol.* 243 (1): 1-15.
- PEPÍN P. 1995. An analysis of the length-weight relationship of larval fish: limitations of the general allometric model. *Fish Bull.* 93 (2): 419-426.
- POUSÃO-FERREIRA P, SANTOS P, CARVALHO AP, MORAIS S, NARCISO L. 2003. Effect of an experimental microparticulate diet on the growth, survival and fatty acid profile of gilt-head seabream (*Sparus aurata* L.) larvae. *Aquacult Int.* 11 (5): 491-504.
- [PRODUCE] MINISTERIO DE LA PRODUCCIÓN. 2017. Anuario estadístico pesquero y acuícola. [consultado 5 julio 2020]. <http://ogeiee.produce.gob.pe/index.php/shortcode/oeedocumentos-publicaciones/publicaciones-anauales/item/825-anuario-estadistico-pesquero-y-acuicola-2017>.
- [PRODUCE] MINISTERIO DE LA PRODUCCIÓN. 2020. Dato pesquero. [consultado 15 julio 2020]. <https://www.produce.gob.pe/index.php/shortcode/servicios-pesca/datero-pesquero>.
- R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena. <https://www.R-project.org/>.
- RICKER WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of populations. *Bull Fish Res Board Can.* 191: 382.
- ROO J, HERNÁNDEZ CM, BORRERO C, SCHUCHARDT D, FERNÁNDEZ-PALACIOS H. 2010. Effect of larval density and feeding sequence on meagre (*Argyrosomus regius*; Asso, 1801) larval rearing. *Aquaculture.* 302: 82-88.
- SAKAKURA Y, TSUKAMOTO K. 2002. Onset and development of aggressive behavior in the early life stage of Japanese flounder. *Fish Sci.* 68 (4): 854-861.
- SALAMA AJ. 2007. Effects of stocking density on fry survival and growth of Asian Sea Bass

- (*Lates calcarifer*). J King Abdulaziz Univ Mar Sci. 18: 53-61.
- SALEH H, MOHAMMED R, ABOU-ZIED R, ALLAM S, ALJILANY S. 2016. Impact of sex ratio and stocking density on the induced spawning of the Egyptian sole (*Solea aegyptiaca*; Chabanaud, 1927). *Egypt J Aqua Biol Fish*. 20 (1): 59-75.
- SANAYE SV, DHAKER HS, TIBILE RM, MHATRE VD. 2014. Effect of green water and mixed zooplankton growth and survival in neon tetra, *Paracheirodon innesi* (Myers, 1936) during larval and early fry rearing. *World Academy of Science. Int J Biomed Eng Technol*. 8 (2): 159-163.
- SKIFTESVIK AB, BROWMAN HI, ST-PIERRE JF. 2003. Life in green water: the effect of microalgae on the behavior of Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae. En: BROWMAN HI, SKIFTESVIK AB, editores. *The big fish bang. Proceedings of the 26th annual larval fish conference*. Bergen: Inst Mar Res. p. 97-103.
- SOLTAN MA, SHAKER IM, ABD-ELLA MM, SOLIMAN ASM, DARWISH SI. 2015. Effect of early weaning on growth and survival rate of gilt-head seabream (*Sparus aurata*) larvae. *Proceeding of the second international Conference on Biotechnology Applications in Agriculture, Moshtohor and Hurghada, 8-11 April 2014*. Faculty of Agriculture, Benha University. *J Anim Sci Biotechnol (poultry and fish)*. 49-60.
- SZKUDLAREK M, ZAKĘŚ Z. 2007. Effect of stocking density on survival and growth performance of pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), larvae under controlled conditions. *Aquacult Inter*. 15 (1): 67-81.
- TANDLER A, HELPS S. 1985. The effects of photoperiod and water exchange rate on growth and survival of gilthead sea bream (*Sparus aurata*, Linnaeus; Sparidae) from hatching to metamorphosis in mass rearing systems. *Aquaculture*. 48 (1): 71-82.
- TAVERA JJ, ACERO A, BALART EF, BERNARDI G. 2012. Molecular phylogeny of grunts (Teleostei, Haemulidae), with an emphasis on the ecology, evolution, and speciation history of New World species. *BMC Evol Biol*. 12 (1): 57.
- TUCKER JW. 1998. The future of marine fish culture. En: TUCKER JW. editor. *Marine fish culture*. Boston: Springer. p. 587-588.
- WANG J, SHU X, WANG WX. 2019. Micro-elemental retention in rotifers and their trophic transfer to marine fish larvae: influences of green algae enrichment. *Aquaculture*. 499: 374-380.
- WATANABE W, ELLIS E, ELLIS S, CHAVES J, MANFREDI C. 1998. Artificial propagation of mutant snapper *Lutjanus analis*, a new candidate marine fish species for aquaculture. *J World Aquacult Soc*. 29 (2): 176-187.
- XIE F, AI Q, MAI K, XU W, MA H. 2011. The optimal feeding frequency of large yellow croaker (*Pseudosciaena crocea*, Richardson) larvae. *Aquac*. 311 (1-4): 162-167.
- YE L, YANG SY, ZHU XM, LIU M, LIN JY, WU KC. 2011. Effects of temperature on survival, development, growth and feeding of larvae of yellowtail clownfish *Amphiprion clarkia* (Pisces: Perciformes). *Acta Ecol Sin*. 31 (5): 241-245.

ORIGINAL RESEARCH

Captura potencial y efectiva de la fauna macro-bentónica asociada al Área Central (43° 30' S-48° S) de pesca de centolla (*Lithodes santolla*) en la Argentina

ESTEBAN GAITÁN*, CECILIA MAUNA, CARLA FIRPO, PABLO LÉRTORA y VALERIA MANGO

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ORCID *Esteban Gaitán*  <https://orcid.org/0000-0002-0766-266X>, *Cecilia Mauna*  <https://orcid.org/0000-0003-3557-4330>, *Carla Firpo*  <https://orcid.org/0000-0002-9983-3111>, *Pablo Lértora*  <https://orcid.org/0000-0001-5651-9344>, *Valeria Mango*  <https://orcid.org/0000-0003-4797-1202>



RESUMEN. Las pesquerías dirigidas a especies bentónicas pueden tener un impacto negativo sobre la fauna acompañante y el fondo marino; sin embargo, las artes de pesca pasivas como las trampas se consideran menos nocivas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la pesca con trampas para centolla (*Lithodes santolla*) sobre las comunidades macrobentónicas que se distribuyen en el Área Central Patagónica (44° S-47° S). Se comparó la composición de la fauna presente en las comunidades bentónicas del área donde se desarrolla la pesquería dirigida a la centolla (fauna potencialmente capturable) con la fauna macrobentónica que queda retenida en las trampas (fauna efectivamente capturada o retenida). La fauna bentónica “potencialmente capturable” se determinó mediante recolección por red de arrastre mientras que la fauna “efectivamente capturada” se obtuvo a partir de la pesca con líneas de trampas empleadas por buques centolleros. En ambos casos los datos fueron recabados durante 2016 en el Área Central Patagónica. El número de taxones registrados fue considerablemente mayor para la fauna “potencialmente capturable” (80 versus 15), representando los taxones efectivamente capturados en trampas solo un 18,7% del total de los taxones que potencialmente pueden ser capturados. La fauna “potencialmente capturable” está caracterizada (en biomasa y frecuencia de aparición) por langostino, esponjas, braquiópodos y tunicados, todas especies sésiles a excepción del langostino. La fauna “efectivamente capturada” por las trampas fue caracterizada por organismos de comportamiento predatorio activo (cangrejos y equinodermos), con una predominancia del cangrejo araña (*Libinia emarginata*), aunque la distribución espacial de este no es coincidente con las mayores abundancias de centolla. Se determinó que el efecto de la pesca con trampas sobre una de las especies más abundantes (langostino) así como sobre aquellas que presentan un rol ecológico relevante en el sistema (ejemplo esponjas y tunicados) es muy bajo, ya que existió una clara diferenciación entre la fauna macrobentónica con potencial de ser capturada y la efectivamente retenida en las trampas.



*Correspondence:
esteban@inidep.edu.ar

Received: 16 July 2021
Accepted: 1 October 2021

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

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

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



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

Palabras clave: Bentos, pesquería de centolla, fauna acompañante, trampas.

Potential and effective capture of macrobenthic fauna associated to the Central Area (43° 30' S-48° S) of the southern king crab (*Lithodes santolla*) fishing in Argentina

ABSTRACT. Fisheries targeting benthic species may have a negative impact on the bycatch and the seabed; however, passive gears such as traps are considered less harmful. The objective of this work was to evaluate the impact of the southern king crab (*Lithodes santolla*) trap fishing on the macrobenthic communities that are distributed in the Central Patagonian Area (44° S-47° S). The composition of the fauna present in the benthic communities of the Central Patagonian Area of the

fishery for the southern king crab (potentially catchable fauna) was compared with the macrobenthic fauna that is retained in the traps (effectively captured or held fauna). The 'potentially catchable' benthic fauna was determined by means of a trawl collection, while the 'effectively captured or held' fauna was obtained from fishing with trap lines used by southern king crab vessels. In both cases, the data was collected during 2016 in the Central Patagonian Area. The number of registered taxa was considerably higher for the 'potentially catchable' fauna (80 versus 15), with the taxa actually captured in traps representing only 18.7% of the total taxa that could potentially be captured. The 'potentially catchable' fauna is characterized (in biomass and frequency of appearance) by shrimp, sponges, brachiopods and tunicates, all sessile species with the exception of shrimp. The fauna 'effectively captured' by the traps was characterized by organisms with active predatory behavior (crabs and echinoderms), with a predominance of the spider crab (*Libidoclaea granaria*), although its spatial distribution does not coincide with the highest abundances of southern king crab. It was determined that the effect of trap fishing on the most abundant species (shrimp) as well as on those that have a relevant ecological role in the system (e.g. sponges and tunicates) is very low, since there was a clear differentiation between the macrobenthic fauna with the potential to be catchable and that effectively retained in the traps.

Key words: Benthos, southern king crab fishery, bycatch, traps.

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías dirigidas a especies bentónicas pueden tener efectos negativos sobre el fondo marino y sobre otros componentes del ecosistema que pueden ser capturados durante la operatoria de pesca. Estos componentes denominados *bycatch* corresponden “a aquella parte de la captura de un lance de pesca obtenida de forma incidental, que acompaña a las capturas de las especies objetivo hacia las que se dirige el esfuerzo de pesca” (FAO 1998). Si las capturas de las especies acompañantes son elevadas y sostenidas en el tiempo pueden generar un impacto ecológico y un perjuicio económico, hasta inclusive poner en riesgo la sustentabilidad de una pesquería (Hall et al. 2000).

En este sentido, no todas las pesquerías causan el mismo impacto sobre los ecosistemas donde se desarrollan. Existe un amplio consenso que las artes pasivas (trampas, nasas, palangres) presentan un menor impacto sobre el hábitat y una menor captura de fauna acompañante que otras artes con movimiento activo sobre el fondo como redes de arrastre o rastras (Suuronen et al. 2012; Jenkins y Garrison 2013; Grabowski et al. 2014). Las capturas de fauna acompañante, tanto en palangres como trampas, se producen mayormente debido a enganches durante los procedimientos de virado de las líneas o por desplazamientos durante tor-

mentas y están fuertemente relacionadas con la morfología de los organismos bentónicos. Así, aquellos que se elevan sobre el fondo marino con estructuras ramificadas y/o complejas (ejemplo, algunos tipos de corales, esponjas) son los más afectados (Eno et al. 2001; Pham et al. 2014; Schweitzer et al. 2018; Stevens 2021).

En aguas argentinas, la principal pesquería que utiliza artes pasivas (trampas) es la dirigida a la captura de la centolla, *Lithodes santolla*. Esta pesquería cuenta recientemente con campañas de evaluación que permiten realizar un seguimiento sobre distintos aspectos, incluido el relevamiento de los invertebrados bentónicos que son capturados como fauna acompañante por las trampas usadas por los buques centolleros (Mauna et al. 2017). De estos datos se desprende que la fauna acompañante de centolla integrada por otros invertebrados bentónicos es baja, siendo el cangrejo araña, *Libidoclaea granaria*, la especie más importante, tanto en número de ejemplares capturados como en frecuencia de aparición (Mauna et al. 2017; Bianchi et al. 2019).

La zona evaluada para centolla corresponde al Golfo San Jorge y aguas adyacentes (denominada Área Central) y coincide espacialmente con parte del sector que es monitoreado regularmente durante las campañas de evaluación de merluza común (*Merluccius hubbsi*) realizadas por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). En este último caso, para la eva-

luación se utiliza una red de arrastre de fondo para especies de peces demersales, la cual durante el arrastre también puede capturar distintos macro-invertebrados bentónicos. Esto permite tener una visión aproximada de la composición y abundancia relativa de los distintos macro-invertebrados presentes en los fondos de pesca en el área (Gaitán et al. 2014; Gaitán y Souto 2017). La coincidencia espacial de estas campañas científicas permite comparar la información obtenida sobre la composición y abundancia de invertebrados bentónicos presentes en el sector y cómo estos son capturados (y afectados) en forma diferencial de acuerdo al arte de pesca utilizado. Así, el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la pesca con trampas de centolla en las comunidades macro-bentónicas que conforman los fondos de pesca en el Área Central, a través del análisis del grado de correspondencia entre las especies presentes (potencialmente capturables) y las que son retenidas en las trampas (efectivamente capturadas).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende el Golfo San Jorge y aguas adyacentes entre 44° S y 47° S y entre 68° W y 62° W, con particularidades ambientales que permiten el desarrollo de importantes pesquerías en la Argentina. En el Golfo San Jorge las profundidades mayormente se encuentran entre los 50 y 90 m, mientras que las profundidades registradas en aguas adyacentes son cercanas a los 100 m. A su vez, los fondos presentan sectores tanto con predominio de grava y arena, como otros típicamente fango-arenosos, los cuales también están presentes en aguas aledañas al golfo pero con mayor porcentaje de arena (Roux et al. 1995; Fernández et al. 2003).

A fin de describir la fauna potencialmente capturable, se consideró que la red de arrastre de fondo empleada en las campañas de evaluación de merluza es un arte de pesca adecuado para el

muestreo, ya que durante su operatoria se produce una importante retención de invertebrados bentónicos (Gaitán et al. 2014; Gaitán y Souto 2017). Teniendo en cuenta esta consideración, el presente análisis estuvo enfocado en aquella fracción de la comunidad bentónica que por su tamaño presenta más posibilidades de ser retenida por las artes de pesca de fondo, es decir macro-organismos epibentónicos. La fauna potencialmente capturable posteriormente se comparó con aquella fauna efectivamente retenida a través del uso de un arte de pesca pasivo como es la línea de trampas.

Análisis del bentos potencialmente capturable

El material para la descripción de las comunidades bentónicas que conforman los fondos de pesca del sector analizado fue recolectado durante la campaña de evaluación de merluza EH-01/2016. La misma fue realizada en la plataforma patagónica del 9 de septiembre al 6 octubre de 2016 entre 41° S y 47° S a profundidades de 64 a 114 m. En total se efectuaron 90 lances de pesca, de los cuales se seleccionaron aquellos que coincidieron con la zona abarcada por las campañas de centolla, es decir el área comprendida entre 44° S y 47° S ($n = 56$) (Figura 1 A). Los invertebrados recolectados fueron separados por taxón, identificados y pesados a bordo. Cuando esto no pudo ser realizado en el momento, fueron congelados y posteriormente analizados en el laboratorio en tierra. Los lances se realizaron con red de arrastre de fondo Engel (Figura 2 A), de 35,3 m de relinga superior y 40,3 m de relinga inferior, equipada con portones polivalentes de 1.200 kg. La luz de malla en el copo fue de 103 mm con un sobrecopo interno de 22 mm de luz de malla. El tiempo efectivo de arrastre se estimó aproximadamente en 30 min.

Para describir la estructura de la comunidad bentónica en el sector se estimó la frecuencia de ocurrencia espacial (presencia en lances positivos relativa al total de lances efectuados, en porcentaje) y la biomasa relativa (peso en lances positivos relativo al peso total de capturas efectuadas, en

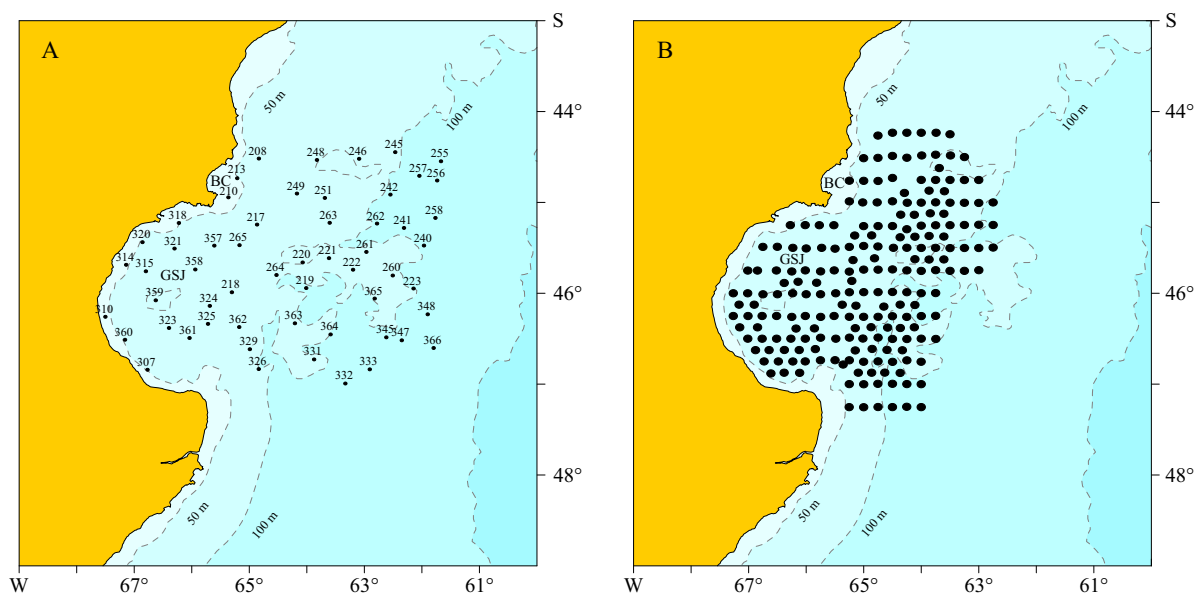


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo dentro del sector 44° S-47° S. Campaña EH-01/2016 (A) y campaña de investigación de centolla *Lithodes santolla* (B). BC: Bahía Camarones. GSJ: Golfo San Jorge.

Figure 1. Location of the sampling stations within the 44° S-47° S sector. EH-01/2016 research survey (A) and southern king crab *Lithodes santolla* research campaign (B). BC: Camarones Bay. GSJ: San Jorge Gulf.

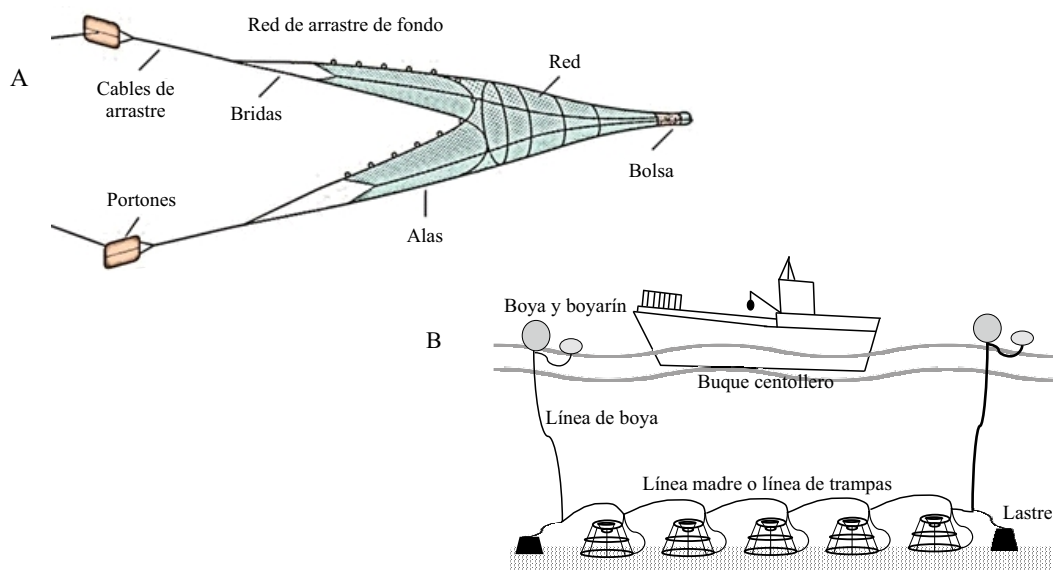


Figura 2. Artes de pesca empleadas para la comparación de la fauna macro-bentónica potencialmente capturable y efectivamente retenida en los fondos de pesca del Golfo San Jorge y aguas adyacentes, red de arrastre de fondo (A) y esquema de una línea de trampas de centolla (B). Esquema de la red modificado de <http://nuevamaradaalmar.blogspot.com.ar>.

Figure 2. Fishing gear used to compare potentially catchable and effectively held macrobenthic fauna in the fishing grounds of San Jorge Gulf and adjacent waters, bottom trawl net (A), diagram of a southern king crab trap line (B). Bottom trawl net image modified from <http://nuevamaradaalmar.blogspot.com.ar>.

porcentaje) de cada uno de los taxones hallados. Luego, se determinó el Índice de Importancia Relativa (IIR%) para cada taxón a través de la combinación de su frecuencia de ocurrencia y biomasa relativa en toda el área de estudio, y se calculó la densidad de cada taxón en cada lance (expresada como kg m^{-2}) a partir de su captura y del área barrida. En el caso de la densidad de invertebrados macro-bentónicos total y la abundancia relativa por especie se hicieron los análisis con la inclusión de los valores correspondientes al langostino *Pleoticus muelleri* y sin ellos, dado que su elevada densidad en algunas estaciones podría enmascarar los patrones del resto de los componentes de la comunidad. En consonancia con esto, los cálculos para estimar el IIR % fueron realizados excluyendo la contribución del langostino.

Para analizar las asociaciones de invertebrados bentónicos potencialmente capturables en el área se aplicaron técnicas multivariadas utilizando el software PRIMER v6.0 (Clarke y Warwick 2001). Se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico (clúster) entre estaciones de pesca y entre taxones. La significancia en la formación de los grupos de estaciones de pesca en el dendrograma se determinó con la prueba SIMPROF, la cual realiza una prueba de permutaciones a cada nodo de un dendrograma para identificar patrones de asociación significativos en muestras *a priori* no estructuradas (Clarke et al. 2008). Se aplicó el test de porcentaje de similitud (SIMPER) para conocer la contribución de cada taxón a la similitud dentro del grupo de estaciones y a la disimilitud entre grupos. Los datos de biomasa (kg), con la inclusión también de los datos correspondientes a la centolla, a fin de poder estimar las especies que aparecen asociadas a ella, fueron transformados (raíz cuarta) para reducir proporcionalmente la dominancia de las especies con mayor tasa de captura (Poirier et al. 2020).

Para todos los análisis se calculó la matriz de similitud usando el índice de Bray-Curtis. Este índice se considera como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie pre-

sente y se expresa mediante:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum (x_i - y_i)}{\sum (x_i + y_i)}$$

donde x_i es la abundancia o densidad de especies, en un conjunto 1, e y_i es la abundancia de las especies en el otro.

La biomasa total media de invertebrados macro-bentónicos entre los grupos definidos por el análisis SIMPROF se puso a prueba mediante un ANOVA y luego mediante el test de comparaciones múltiples de Tukey. En caso de no cumplir con los supuestos se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis seguido del test de comparaciones múltiples de Dunn.

Asimismo, con los datos obtenidos con la red de arrastre de fondo, se estimó el grado de solapamiento espacial entre la centolla y el cangrejo araña *L. granaria* (la principal especie acompañante hallada en las trampas), a partir de la comparación del patrón de distribución y abundancia de ambas especies.

Análisis del bentos efectivamente capturado

Para la descripción de la fauna efectivamente capturada por el arte de pesca empleado en la pesquería de centolla (trampas), se consideraron los datos provenientes de la campaña realizada en noviembre de 2016 en el Área Central (entre los paralelos de $44^{\circ} 30' S$ y $48^{\circ} 00' S$ y desde la costa hasta el meridiano de $62^{\circ} 30' W$) (Figura 1 B). Los lances de campaña fueron realizados por los cinco buques congeladores que actualmente participan en la pesquería de centolla (“Atlantic Express”, “Dukat”, “Tango I”, “Tango II” y “Talismán”) (Mauna et al. 2017).

El arte de pesca empleado está formado por una línea de pesca (Figura 2 B) o línea madre de 2 km aproximadamente, a la cual se encuentran sujetas a espacios regulares (20-35 m) 50 trampas de pesca sin anillos y 50 con 3 anillos de escape

de 130 mm de diámetro en forma intercalada. La captura por taxón de cada lance se estimó a partir del número de ejemplares, sin diferenciar el tipo de trampa utilizada (con o sin anillo). La carnada empleada fue merluza y caballa, la cual se colocó en cada trampa a razón de 1,2-2,0 kg de carnada dentro de bolsas y frascos. La trampa estándar posee forma troncocónica y está constituida por un armazón de hierro y cubierta con paño de red. El mallero lateral es mayor o igual a 65 mm, el mallero base es mayor o igual a 100 mm y cuenta con un paño de inactivación mayor o igual a 400 × 400 mm cosido con hilo biodegradable (Resolución CFP N° 12/2018). El tiempo de fondeo del 59% de las líneas de trampas fue de 3 d.

Se registró la fauna acompañante del total de la línea en número de ejemplares, detallando cada especie capturada al menor nivel taxonómico posible, acorde al protocolo de trabajo para Observadores a bordo en los buques centolleros (Mauna et al, 2018). Luego, se estimó la frecuencia de ocurrencia espacial (porcentaje de la presencia relativa al total de lances efectuados) de cada uno de los taxones hallados.

RESULTADOS

Descripción del bentos potencialmente capturable (Campaña EH-01/2016)

Se determinaron 80 taxones pertenecientes a 11 phyla. Los phyla mejor representados fueron Echinodermata, Arthropoda (Subphylum Crustacea) y Mollusca con 18, 13 y 12 taxones respectivamente (Tabla 1). El número de taxones por estación de muestreo varió entre 3 y 29, aunque la mayoría de los lances ($n = 37$) tuvo entre 4 y 9 especies con un promedio de 8,5 y una moda de 6 taxones por lance (Figura 3).

La captura total de la fauna bentónica ascendió a 1.041,6 kg, de los cuales 784,8 kg correspondieron al langostino *P. muelleri*. De la totalidad de los

lances efectuados en el área, el langostino patagónico fue capturado en el 71% de los mismos, por lo que presentó la mayor frecuencia de ocurrencia de todas las especies halladas. Asimismo, aportó casi el 75,3% de la biomasa relativa, seguido en mucha menor medida por dos esponjas del Género *Tedania* (5,8 y 3,7% respectivamente), el braquiópodo *Magellania venosa* (4,1%) y el tunicado *P. gregaria* (3,1%). Si se exceptúa al langostino, estas cuatro especies aumentan considerablemente su contribución al 23, 16, 15 y 12% respectivamente, y se suman como especies relevantes la centolla *L. santolla* (9,7%), tunicados Polycliniidae (3,4%), el cangrejo araña *L. granaria* (3,0%), el cnidario *Renilla* sp. (2,7%) y la anémona *Metridium senile* (2,3%). Al excluir al langostino, estos nueve taxones comprenden más del 95% del IIR total (Tabla 2).

La densidad total de invertebrados por lance osciló entre 3,5 y 23.973 kg mn^{-2} (Figura 4 A). Existió una clara influencia de *P. muelleri* en aquellos lances con densidades totales mayores a 1.000 kg mn^{-2} , los cuales tuvieron una distribución preferentemente asociada a la boca del Golfo San Jorge y los sectores norte y este por fuera del mismo (Figura 4 A). Al estimar la densidad sin langostino, si bien los valores absolutos disminuyeron, la tendencia a que esas estaciones presentaran los valores más altos de densidad se mantuvo (Figura 4 B). Asimismo, tres de los cuatro grupos resultantes del análisis de agrupamiento (clúster con prueba SIMPROF) representaron áreas geográficas diferenciadas y definidas (Figura 4 C) y se caracterizaron por la presencia de *P. muelleri*, el cual fue el componente claramente discriminante en el Grupo 4 y en menor medida en los Grupos 3 y 2 (test SIMPER, Tabla 3). El grupo restante (1) fue discriminado por la presencia del cangrejo *L. granaria* (Tabla 3), abundante en las estaciones más externas, por fuera de la isobata de 100 m (Figura 4 A).

Los cuatro grupos de estaciones determinados por el clúster presentaron diferencias en sus valores medios de biomasa (Test de Kruskal-Wallis K:

Tabla 1. Listado de taxones potencialmente vulnerables en los fondos de pesca del Golfo San Jorge y aguas adyacentes. Muestras recolectadas en los lances de pesca de la Campaña EH-01/2016 con una red de arrastre de fondo.

Table 1. List of potentially vulnerable taxa in the fishing grounds of the San Jorge Gulf and adjacent waters. Samples collected in the fishing hauls of the EH-01/2016 survey with a bottom trawl.

Crustacea	<i>Diplasterias brandti</i>	<i>Trophon acanthodes</i>
<i>Pleoticus muelleri</i>	<i>Odontaster penicillatus</i>	
<i>Lithodes santolla</i>	<i>Ophiactis asperula</i>	Carditidae
<i>Munida gregaria</i>	<i>Acodontaster</i> sp.	Nudibranquio ind. 1
<i>Libidoclaea granaria</i>	<i>Hemioedema spectabilis</i>	Nudibranquio ind. 2
<i>Pterygosquilla armata armata</i>		Nudibranquio ind. 3
<i>Munida subrugosa</i>	Porifera	Nudibranquio ind. 4
<i>Libinia spinosa</i>	<i>Tedania</i> sp. 1	
<i>Notiax brachyophthalma</i>	<i>Tedania</i> sp. 2	Cnidaria
<i>Peltarion spinosulum</i>	<i>Callyspongia</i> sp.	<i>Renilla</i> sp.
<i>Cirollana</i> sp.	<i>Cliona</i> sp.	<i>Metridium senile</i>
<i>Propagurus gaudichaudii</i>	Porífero ind. 1	<i>Actinostola crassicornis</i>
<i>Ornatoscalpellum gibberum</i>	Porífero ind. 2	<i>Isotealia antarctica</i>
<i>Rochinia gracilipes</i>	Porífero ind. 3	<i>Flabellum</i> sp.
	Porífero ind. 4	<i>Alcyonium</i> sp.
Ascideacea		<i>Antholoba achates</i>
Tunicado Polyclinidae	Sipuncula	Hidrozoos ind.
<i>Paramolgula gregaria</i>	Sipunculido ind.	<i>Convexella magahellanica</i>
<i>Pyura legumen</i>		
<i>Cnemidocarpa nordenskjoldi</i>	Annelida	Bryozoa
<i>Alleocarpa incrustans</i>	<i>Ophioglycera eximia</i>	Briozoo ind. 1
Tunicado ind. 1	<i>Eunice magellanica</i>	Briozoo ind. 2
Tunicado ind. 2	<i>Aphrodita longicornis</i>	
	Polynoide	Brachiopoda
Echinodermata	<i>Chaetopterus antarcticus</i>	<i>Magellania venosa</i>
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	<i>Eunice magellanica</i>	<i>Terebratella dorsata</i>
<i>Trypilaster philippii</i>	<i>Idanthirusus armatus</i>	
<i>Comasterias lurida</i>		
<i>Austrocidaris canaliculata</i>	Echiura	
<i>Diplopteraster verrucosus</i>	<i>Pinuca chilensis</i>	
<i>Labidiaster radius</i>		
<i>Ctenodiscus australis</i>	Mollusca	
<i>Pseudechinus magellanica</i>	<i>Malletia cumingii</i>	
<i>Perissasterias polyacantha</i>	<i>Octopus tehuelchus</i>	
<i>Arbacia dufresnii</i>	<i>Nucula puelcha</i>	
<i>Diplopteraster clarki</i>	<i>Semirroisia tenera</i>	
<i>Pteraster stilifer</i>	<i>Zygochlamys patagonica</i>	
Asteroidea ind.	<i>Adelomelon ancilla</i>	

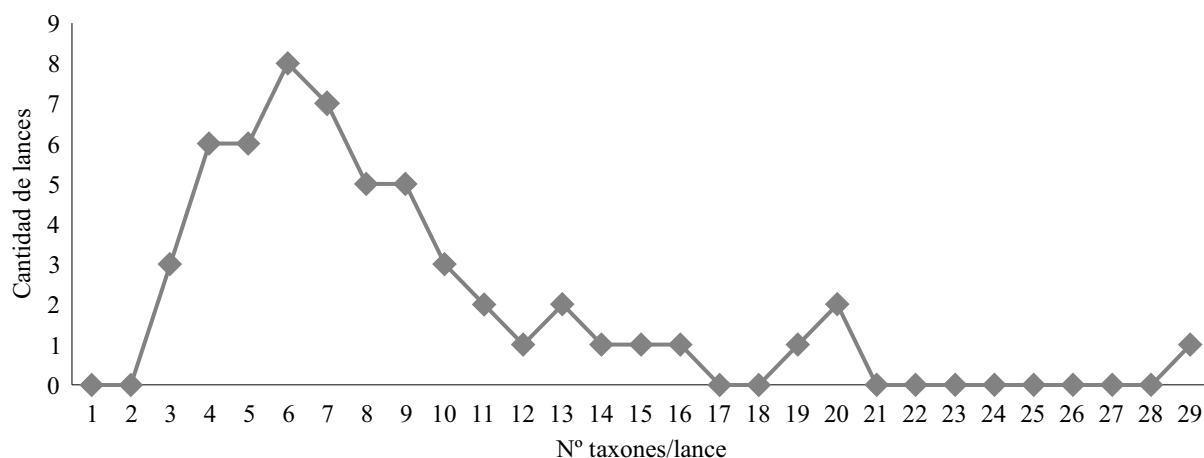


Figura 3. Riqueza y frecuencia de aparición de los taxones de la macrofauna bentónica potencialmente capturables en los lances de la Campaña EH-01/2016 (red de arrastre de fondo) en los fondos de pesca del Golfo San Jorge.

Figure 3. Richness and frequency of appearance of potentially catchable benthic macrofauna taxa in the sets of the EH-01/2016 survey (bottom trawl net) in the fishing beds of the San Jorge Gulf.

Tabla 2. Biomasa relativa (BR) y frecuencia de aparición total (con langostino *Pleoticus muelleri*) y BR e Índice de Importancia Relativa (IIR) sin la presencia de langostino para la macrofauna bentónica presente en los fondos de pesca del Golfo San Jorge y aguas adyacentes. Datos colectados con red de arrastre de fondo, Campaña EH-01/2016. Solo se presentan aquellos taxones que, sin considerar al langostino, representan una BR $\geq 0,1$.

Table 2. Relative biomass (RB) and frequency of total occurrence (with Argentine red shrimp *Pleoticus muelleri*) and RB and Relative Importance Index (RII) without the presence of Argentine red shrimp for the potentially vulnerable benthic macrofauna in the fishing beds of the San Jorge Gulf and adjacent waters. Data collected with a bottom trawl, survey EH-01/2016. Only those taxa that, without considering the Argentine red shrimp, represent a RB ≥ 0.1 are shown).

Taxón	Biomasa relativa (%)	Frecuencia de aparición (%)	BR sin langostino (%)	IIR (%)
<i>Pleoticus muelleri</i>	75,3	71	-	-
<i>Tedania</i> sp. 2	5,8	48	23,46	31,0
<i>Magellania venosa</i>	4,1	36	16,55	16,2
<i>Tedania</i> sp. 1	3,7	43	15,18	17,9
<i>Paramolgula gregaria</i>	3,1	25	12,46	8,5
<i>Lithodes santolla</i>	2,4	43	9,73	11,4
Tunicado Polyclinidae	0,8	34	3,37	3,1
<i>Libidoclaea granaria</i>	0,7	46	2,98	3,8
<i>Renilla</i> sp.	0,7	18	2,71	1,3
<i>Metridium senile</i>	0,6	29	2,29	1,8
<i>Chaetopterus antarcticus</i>	0,4	14	1,76	0,7
<i>Munida subrugosa</i>	0,3	29	1,37	1,1
<i>Comasterias lurida</i>	0,3	18	1,35	0,7
<i>Munida gregaria</i>	0,3	32	1,19	1,0

Tabla 2. Continuación.
Table 2. Continued.

Taxón	Biomasa relativa (%)	Frecuencia de aparición (%)	BR sin langostino (%)	IIR (%)
<i>Zygochlamys patagonica</i>	0,1	18	0,54	0,3
<i>Arbacia dufresnii</i>	0,1	9	0,52	0,1
Porífero ind. 1	0,1	7	0,34	0,1
<i>Actinostola crassicornis</i>	0,1	7	0,33	0,1
<i>Peltarion spinosulum</i>	0,1	23	0,27	0,2
Tubos <i>Eunice magellanica</i>	0,1	7	0,26	0,1
<i>Cliona</i> sp.	0,1	2	0,25	0,0
<i>Callyspongia</i> sp.	0,1	7	0,21	0,0
<i>Isotealia antarctica</i>	0,0	7	0,20	0,0
<i>Diplopteraster verrucosus</i>	0,0	4	0,19	0,0
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	0,0	7	0,19	0,0
<i>Austrocidaris canaliculata</i>	0,0	5	0,19	0,0
<i>Labidiaster radius</i>	0,0	20	0,19	0,1
<i>Pinuca chilensis</i>	0,0	7	0,16	0,0
<i>Adelomelon ancilla</i>	0,0	5	0,16	0,0
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	0,0	13	0,15	0,1
Esponja ind. 4	0,0	5	0,15	0,0
<i>Libinia spinosa</i>	0,0	4	0,12	0,0
<i>Semirroslia tenera</i>	0,0	20	0,11	0,1
<i>Trypilaster philippii</i>	0,0	4	0,10	0,0

25,77; $p < 0,0001$), ya que el Grupo 3 estuvo asociado a valores más altos que el Grupo 1 (Test de Dunn $p < 0,0001$) y que el Grupo 4 (Test de Dunn $p < 0,01$). Al excluir los valores correspondientes al langostino no se hallaron diferencias entre grupos (ANOVA F: 2,828; $p = 0,0476$) (Figura 5 A y B).

Los patrones de distribución espacial y la abundancia (expresada en valores de densidad) para la centolla *L. santolla* y el cangrejo araña *L. granaria* fueron diferentes. La centolla se distribuyó principalmente en el Golfo San Jorge y en dirección noreste fuera de él, con valores máximos de densidad superiores a 100 kg mn^{-2} , aunque estuvo casi siempre ausente en el sector más externo, cercano a la isobata de 100 m (Figura 6 A). Por su parte, el cangrejo araña tuvo un patrón de distri-

bución inverso, con lances positivos en cercanías a la isobata de 100 m, ausencia casi total dentro del Golfo San Jorge, y densidades máximas que no superaron los 100 kg mn^{-2} (Figura 6 B).

Descripción del bentos efectivamente capturado/retenido (campana de evaluación de centolla)

La fauna acompañante capturada en la campana de evaluación de centolla correspondiente a invertebrados bentónicos consistió de 15 grupos o taxones, de los cuales solo los crustáceos y algunos moluscos fueron determinados a nivel específico. Estos grupos corresponden a siete phyla, e incluyeron grupos de organismos de comportamiento predatorio activo (cangrejos y equinoder-

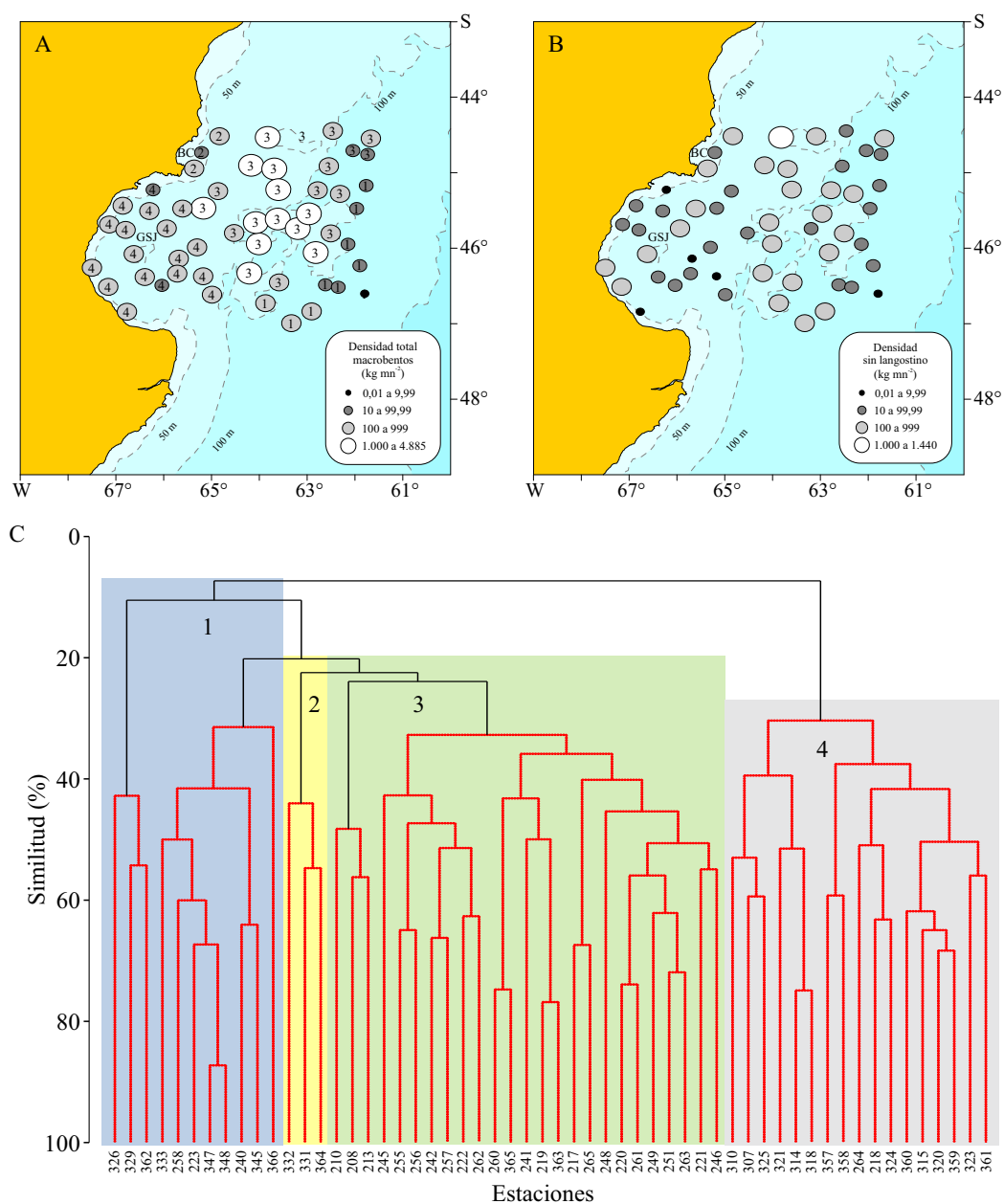


Figura 4. A) Densidad total de la fauna macro-bentónica potencialmente capturable en cada una de las estaciones de muestreo de la Campaña EH-01/2016 en el Golfo San Jorge (los números indican la distribución de los cuatro grupos de estaciones resultantes del análisis de similitud). B) Densidad sin la presencia del langostino *Pleoticus muelleri*. C) Dendrograma resultante del análisis de agrupamiento jerárquico (clúster) entre estaciones de pesca y entre taxones. BC: Bahía Camarones. GSJ: Golfo San Jorge.

Figure 4. A) Total density of potentially catchable macrobenthic fauna in each of the sampling stations of the EH-01/2016 survey (numbers indicate the distribution of the four groups of stations resulting from the similarity analysis). B) Density without the presence of Argentine red shrimp *Pleoticus muelleri*. C) Dendrogram resulting from the analysis of hierarchical clustering (cluster) between fishing stations and between taxa. BC: Camarones Bay. GSJ: San Jorge Gulf.

Tabla 3. Contribución (%) de los principales taxones discriminantes potencialmente capturables en los fondos de pesca del Golfo San Jorge y aguas adyacentes a partir del análisis SIMPER. “Acumulado” representa el porcentaje de contribución de los principales taxones a la similitud dentro de cada grupo. Arte de pesca: red de arrastre de fondo, Campaña EH-01/2016. *Porcentaje total de similitud dentro de cada grupo.

Table 3. Contribution (%) of the main potentially catchable discriminant taxa in the fishing beds of the San Jorge Gulf and adjacent waters from the SIMPER analysis. ‘Acumulado’ represents the percentage contribution of the main taxa to the similarity within each group. Fishing gear: bottom trawl, survey EH-01/2016. *Total percentage of similarity within each group.

Taxones	Grupo 1 (27,33)*	Grupo 2 (36,98)*	Grupo 3 (43,36)*	Grupo 4 (51,66)*
<i>Libidoclaea granaria</i>	37,65	-	7,97	-
<i>Labidiaster radius</i>	24,43	-	-	-
Tunicado Polyclinidae	14,39	-	-	-
<i>Paramolgula gregaria</i>	12,62	-	3,5	-
<i>Ctenodiscus australis</i>	2,79	-	-	-
<i>Pleoticus muelleri</i>	-	16,68	34,52	55,26
<i>Tedania</i> sp. 2	-	12,99	15,12	-
<i>Magellania venosa</i>	-	11,85	3,71	-
<i>Tedania</i> sp. 1	-	7,09	15,42	-
Tubos <i>Eunice magellanica</i>	-	6,91	-	-
Tubos <i>Chaetopterus antarcticus</i>	-	6,40	-	-
<i>Callyspongia</i> sp.	-	5,94	-	-
<i>Arbacia dufresnii</i>	-	5,79	-	-
<i>Zygochlamys patagonica</i>	-	4,91	-	-
<i>Lithodes santolla</i>	-	-	7,63	8,04
<i>Metridium senile</i>	-	-	4,46	-
<i>Munida subrugosa</i>	-	-	-	13,64
<i>Munida gregaria</i>	-	-	-	12,16
<i>Renilla</i> sp.	-	-	-	4,93
Acumulado	91,87	78,56	92,32	94,04

mos) así como organismos sésiles o de baja movilidad (esponjas, distintos celenterados, braquiópodos, ascidias, bivalvos) (Figura 7). Se distinguió claramente la predominancia en frecuencia de aparición y número de ejemplares del cangrejo araña *L. granaria*, seguido en mucha menor medida por estrellas de mar de la Clase Asteroidea (Tabla 4). El cangrejo araña se distribuyó mayormente en aguas de plataforma, principalmente en el sector ubicado al norte del paralelo 46° S y al este de 64° W, con capturas entre 1 y 10 ejemplares/trampa y un máximo de 11 ejemplares/trampa. El resto de los taxones presentaron

en general mayoría de capturas nulas; cuando las hubo no superaron un ejemplar/trampa (excepto Asteroidea en un único punto) y presentaron una distribución mucho más espaciada y heterogénea.

DISCUSIÓN

Existe un amplio consenso en que las pesquerías que emplean artes pasivas como trampas con carnada presentan un bajo impacto sobre el ambiente, especialmente comparadas con redes

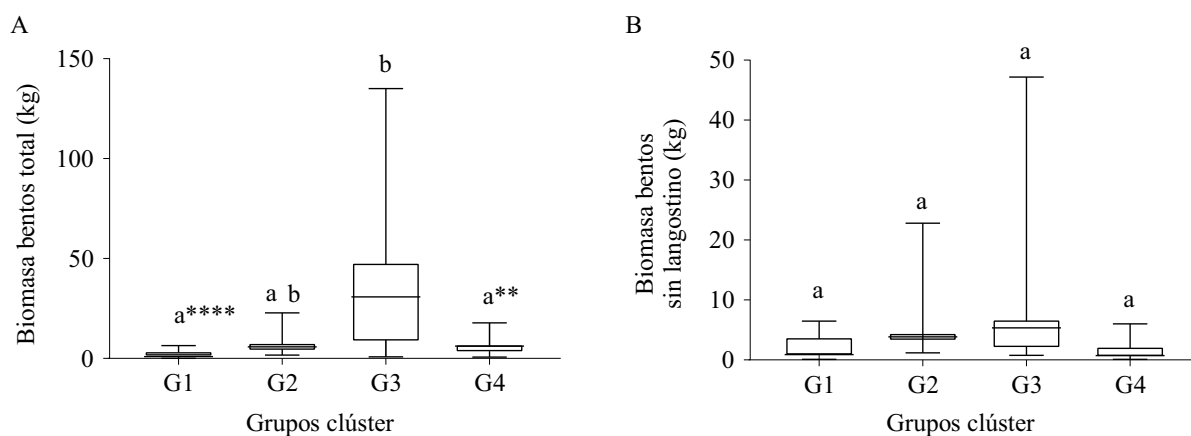


Figura 5. A) Comparación de la biomasa total de los grupos macrobentónicos potencialmente capturables en los fondos de pesca del Golfo San Jorge (Campaña EH-01/2016) definidos por SIMPROF. B) Comparación de la biomasa total de los grupos macrobentónicos potencialmente capturables excluyendo la biomasa correspondiente al langostino *Pleoticus muelleri*. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las biomásas de los distintos grupos (**** $p < 0,0001$; ** $p < 0,01$).

Figure 5. A) Comparison of the total biomass of potentially catchable macrobenthic groups in the fishing beds of the San Jorge Gulf (EH-01/2016 survey) defined by SIMPROF. B) Comparison of the total biomass of potentially catchable macrobenthic groups excluding the biomass corresponding to the Argentine red shrimp *Pleoticus muelleri*. Different letters indicate significant differences between groups (**** $p < 0.0001$; ** $p < 0.01$).

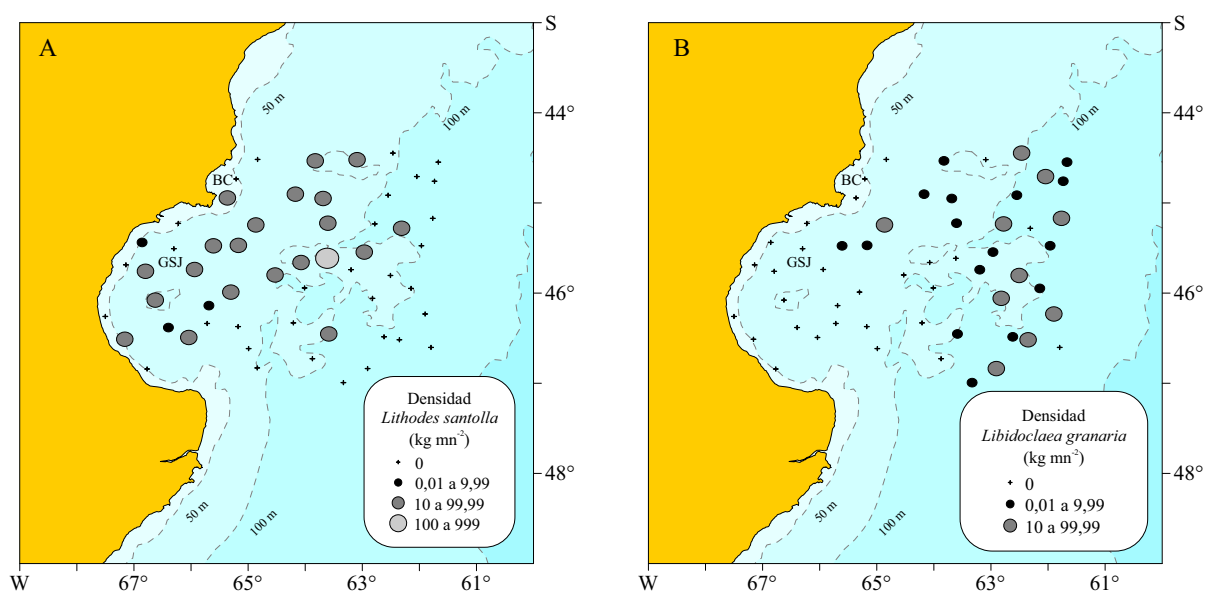


Figura 6. Comparación del patrón de distribución y abundancia (densidad en kg mn^{-2}) entre la centolla *Lithodes santolla* (A) y el cangrejo araña *Libidoclaea granaria* (B) para la Campaña EH-01/2016 (red de arrastre de fondo). BC: Bahía Camarones. GSJ: Golfo San Jorge.

Figure 6. Comparison of the distribution and abundance (density in $\text{kg nautical miles}^{-2}$) between the southern king crab *Lithodes santolla* (A) and the spider crab *Libidoclaea granaria* (B) for the EH-01/2016 survey (bottom trawl). BC: Camarones Bay. GSJ: San Jorge Gulf.

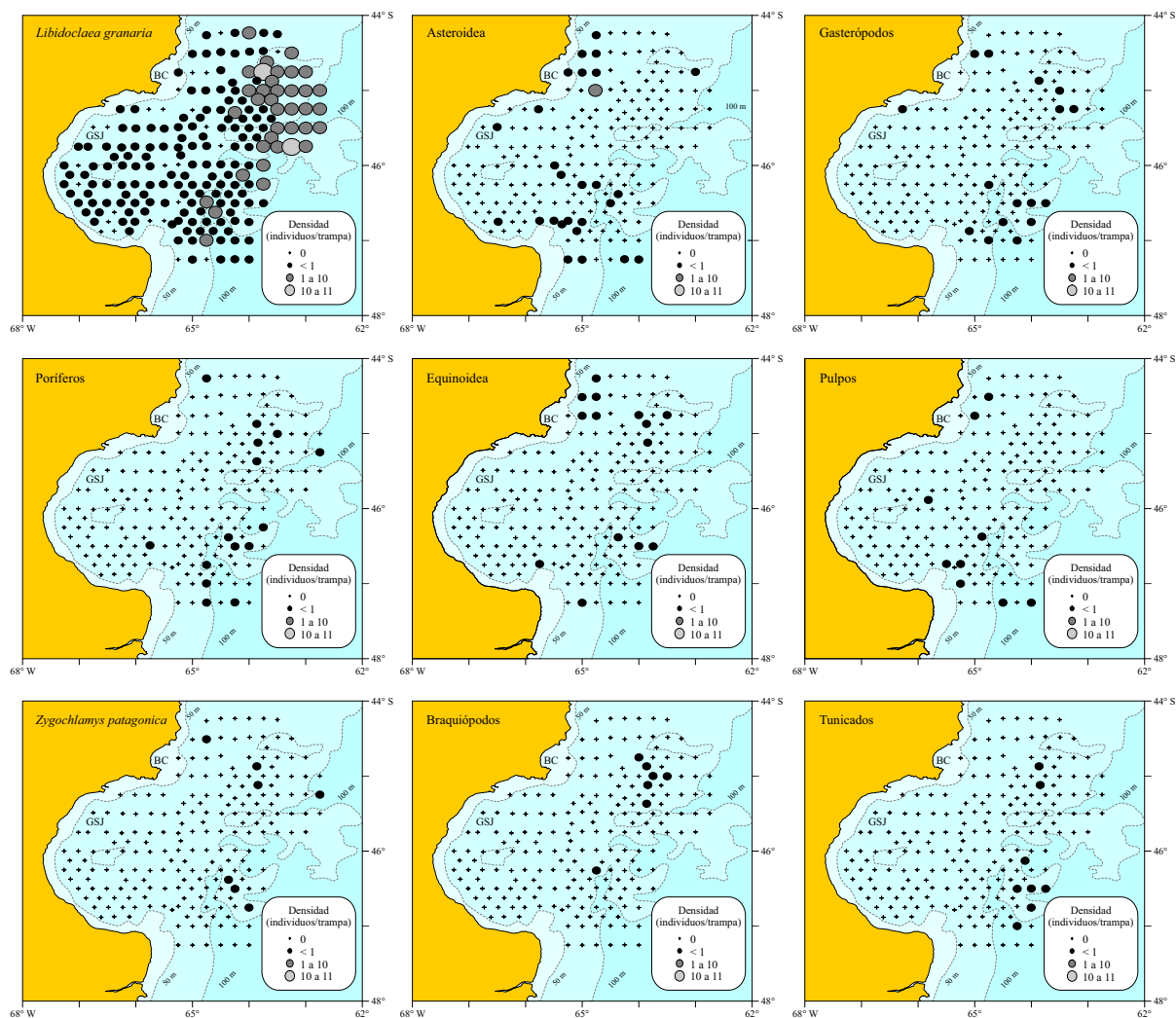


Figura 7. Distribución y abundancia (densidad en números de ejemplares/trampa) de los taxones de fauna macro-bentónica efectivamente retenidos en los fondos de pesca del Golfo San Jorge. El arte de pesca empleado fueron las líneas con trampas de centolla, datos provenientes de la campaña de evaluación de 2016. Solo se muestran los nueve taxones con mayor frecuencia de aparición. BC: Bahía Camarones. GSJ: Golfo San Jorge.

Figure 7. Distribution and abundance (density in number specimens/trap) of the macro-benthic fauna taxa effectively held in the fishing grounds of the San Jorge Gulf. The fishing gear used was the lines with southern king crab traps, data from the 2016 evaluation campaign. Only the nine taxa with the highest frequency of occurrence are shown. BC: Camarones Bay. GSJ: San Jorge Gulf.

de arrastre (Coleman et al. 2013; Stevens 2014; Öndes et al. 2018). Este trabajo representa la primera aproximación al tema en relación con la pesquería de centolla al comparar datos obtenidos con artes activas y pasivas en un mismo sector, que permitieron estimar la fracción del bentos

potencialmente capturable por la red de arrastre y aquel que es efectivamente capturado por líneas de trampas.

El análisis de los datos presentados demuestra una clara diferenciación entre la fauna macro-bentónica presente en los fondos de pesca (y

Tabla 4. Fauna macro-bentónica efectivamente retenida por la pesca con línea de trampas en el Golfo San Jorge y aguas adyacentes durante la campaña de evaluación de centolla (*Lithodes santolla*) en 2016 en el Área Central Patagónica. Se muestra la frecuencia de aparición (% de lances) y el número total de ejemplares capturados para cada taxón.

Table 4. Macrobenthic fauna effectively held by trap line fishing in the San Jorge Gulf and adjacent waters during the southern king crab (*Lithodes santolla*) evaluation survey in 2016 in the Central Patagonian Area. The frequency of appearance (% of sets) and the total number of specimens captured for each taxon are shown.

Taxón	Frecuencia (%)	Número de ejemplares
Porifera		
Porifera ind.	7,28	35
Cnidaria		
<i>Renilla</i> sp.	1,94	165
Cnidario ind.	1,46	14
Mollusca		
<i>Mytilus edulis platensis</i>	0,49	1
<i>Zygochlamys patagonica</i>	3,40	34
Gasteropoda	7,77	65
Octopoda ind.	4,37	9
Echinodermata		
Echinoidea ind. (erizos)	6,80	92
Asteroidea ind. (estrellas)	13,11	416
Ophiuroidea ind. (ofiuras)	1,46	10
Arthropoda (Subphylum Crustacea)		
<i>Libinia emarginata</i> (cangrejo araña)	87,86	17.094
<i>Eurypodius latreillii</i> (cangrejo araña gris)	1,46	24
<i>Propagurus gaudichaudii</i> (cangrejo ermitaño)	2,91	7
Brachiopoda		
<i>Magellania venosa</i>	3,40	30
Chordata (Subphylum Urochordata)		
Ascideacea (papa de mar)	3,88	17

potencialmente capturable) y la que efectivamente es retenida en las trampas. Esta diferencia se observa tanto en el número de taxones como en la identidad de las especies predominantes en las capturas, lo cual parece estar influenciado por el tamaño de los organismos presentes así como por

sus hábitos de vida. Los resultados indican que el número de taxones registrados fue mucho mayor en la fauna potencialmente capturable que en la efectivamente retenida (80 versus 15); de esta forma, los taxones capturados por una línea de pesca representaron el 18,7% del total de los

taxones capturables. Asimismo, si se analizan los taxones en base a sus tamaños y hábitos de vida, la fauna potencialmente capturable está dominada por langostino, esponjas, braquiópodos y tunicados, lo que incluye especies de tamaño pequeño (respecto al mallero de las trampas) como el langostino y los braquiópodos o con hábitos de vida sésil pero que en muchos casos actúan como multiplicadoras del sustrato, como esponjas y tunicados. Por otra parte, la fauna efectivamente retenida por las trampas está caracterizada por organismos de comportamiento predatorio activo, con un mayor grado de movilidad (cangrejos y equinodermos), predominando el cangrejo araña *L. granulata* y en menor medida las estrellas de mar.

La baja incidencia de especies sésiles retenidas en las trampas, las cuales podrían verse afectadas potencialmente por su alta abundancia relativa y nula posibilidad de escape ante los arrastres de las trampas sobre el fondo, indicaría que el efecto de la pesca sobre estas especies (y de las que se asientan sobre ellas) es muy bajo. Sin embargo, hay que considerar otros posibles factores que pueden afectar a las especies sésiles y que con esta metodología no pueden ser registrados. Por ejemplo, otros trabajos mencionan que cuando las trampas ya están asentadas la posibilidad de interacción con organismos sésiles es baja, pero esta interacción aumenta fuertemente cuando las trampas son movidas por tormentas o durante su recolección (Shester y Micheli 2011; Schweitzer et al. 2018). Por lo tanto, el daño real de las trampas sobre los invertebrados bentónicos puede estar subestimado si solo se considera el número de individuos retenidos, ya que esta interacción de tipo mecánica puede generar la rotura de partes del ejemplar o la pérdida de agarre al fondo marino, generando un daño no visible y por lo tanto no cuantificable. Este tipo de efecto mecánico está fuertemente relacionado con la morfología de los organismos. Así, organismos erectos, rígidos y altamente ramificados como corales o briozoos parecen ser más susceptibles a los enganches y/o arrastres (Schweitzer et al. 2018).

Dado que estos organismos no se encuentran entre las principales especies potencialmente capturables ni tampoco se contabilizaron restos de ellos en las trampas, puntualmente en el sector bajo análisis la subestimación del daño no visible por enganches o roturas parecería ser muy baja.

Con respecto a la comparación entre las artes de pesca utilizadas en este estudio, existen ciertas consideraciones que realizar. Por un lado, aquellas referidas a la red de arrastre de fondo empleada para caracterizar al macrobentos potencialmente capturable, y por otra parte, aquellas relacionadas con la experiencia y capacitación para la identificación de los organismos presentes. Otro aspecto a destacar, y que no se abarca en este trabajo, es la posible diferencia entre la captura de fauna acompañante, en términos de especies y cantidad de ejemplares, en trampas con y sin anillos de escape. Respecto al uso de la red de arrastre de fondo, si bien ésta no es específica para la recolección de organismos bentónicos como una rastra o draga, ya que puede subestimar la presencia de organismos micro y meso infaunales (Jørgensen et al. 2011), permite tener una buena representatividad de la fauna macro-bentónica y brinda adicionalmente información que puede ser utilizada para medidas de manejo (Callaway et al. 2002; Brind'Amour et al. 2014). Sumado a esto, los monitoreos periódicos en el sector (basados en campañas de investigación que utilizan este arte de pesca), muestran que las capturas de invertebrados se mantienen relativamente estables a lo largo del tiempo tanto en biomasa como en número de especies (Gaitán y Souto 2017, 2018). En ese sentido, los resultados indican que más allá del número total de especies registrado, el langostino y otras nueve especies son las que dominan y estructuran las comunidades bentónicas del área analizada. Por otro lado, es cierto que el número de taxones registrados en las trampas está subestimado en los datos obtenidos en la campaña de centolla, ya que algunos grupos de organismos (poríferos, equinodermos) no fueron determinados a nivel específico. Sin embargo, las

carencias en la identificación de especies no afectan al conteo de ejemplares de cada uno de estos grupos. También es importante considerar que durante las mareas comerciales las trampas de una línea de pesca cuentan en su mayoría con tres anillos de selectividad, y por ende, esto puede disminuir la cantidad de ejemplares de pequeño tamaño que llega a cubierta, ya que tienen la posibilidad de escapar por esos anillos.

Como se mencionó anteriormente, la fauna existente en los fondos de pesca y con posibilidades de ser retenida, está claramente dominada por el langostino, el cual posee una distribución que cubre gran parte del sector. Luego existen nueve taxones relevantes en base al IIR: dos esponjas del Género *Tedania*, el braquiópodo *M. venosa*, la centolla *L. santolla*, la papa de mar *Paramolgula gregaria*, el cangrejo araña *L. granaria*, tunicados Polyclinidae, la anémona *M. senile* y la oreja de mar *Renilla* sp. Estos taxones representan el 95% del IIR total al excluir al langostino, mientras que el resto de los componentes del sistema tiene presencia ocasional o una baja frecuencia de aparición. De estas especies, la única que es retenida en trampas en número importante es *L. granaria*, que representa el 95% del total de ejemplares de invertebrados recolectados en la campaña de centolla. El resto de los componentes habituales de los fondos del sector (esponjas, braquiópodos, tunicados y anémonas) aparecen en las trampas en forma esporádica y en un número muy bajo. Estas especies sésiles filtradoras en general son grupos ecológicamente importantes y altamente susceptibles a impactos antropogénicos (De Juan et al. 2007; Nadtochy et al. 2017).

Con respecto a la interacción con el langostino *P. muelleri*, a pesar de ser la especie dominante en el sector, éste no queda retenido en las trampas debido a su tamaño. Esta especie presenta una amplia distribución en el Área Central Patagónica, aunque las especies asociadas a ella varían en los distintos sectores. Dentro del Golfo San Jorge predominan como especies asociadas además de la centolla, la langostilla *Munida* (morfotipos *grega-*

ria y *subrugosa*) y la oreja de mar *Renilla* sp., mientras que hacia plataforma media aumenta la diversidad de la comunidad macro-bentónica y las especies acompañantes son de tipo sésil, como esponjas, tunicados y braquiópodos. Ninguna de estas especies es componente importante en la captura de las trampas, dado que aparecen en forma esporádica y en reducida cantidad, lo que indicaría que el efecto de las trampas sobre el langostino, así como sobre sus principales especies acompañantes, también es muy bajo; aunque como se mencionó antes, puede existir algún tipo de daño estructural sobre estos organismos que no es cuantificado ya que no quedan retenidos en las trampas.

Sin dejar de considerar el punto anterior, las evidencias de este trabajo indican que la interacción entre trampas de centolla e invertebrados se da particularmente con aquellos organismos de comportamiento activo y predador como el cangrejo *L. granaria*. Sumado a esto, el otro ítem abundante que aparece en las trampas en un número relativamente alto respecto a su abundancia son las estrellas de mar. En definitiva, la presencia de distintas especies de cangrejos como especies dominantes en la fauna acompañante parece ser lo usual en distintas pesquerías con artes pasivas dirigidas a crustáceos (Tallack 2007; Page et al. 2013).

Otra consideración muy importante a la hora de evaluar el impacto que tienen las trampas sobre la fauna macro-bentónica es la supervivencia de los ejemplares que son devueltos al mar. En la pesquería de centolla, la maniobra de apertura de una trampa sobre la mesa de cubierta y posterior descarte de ejemplares dura generalmente menos de un minuto y la fauna acompañante se descarta viva, es decir, no atraviesan ningún tipo de proceso a bordo (Mauna et al. 2017). De esta manera, tanto la baja captura de ejemplares, el poco tiempo de exposición al aire, así como la ausencia de procesos de manipulación y selección (con los potenciales daños de ruptura que conllevan), fomentan una alta supervivencia de los ejemplares descartados.

Respecto a la variación espacial en la cantidad de la fauna acompañante retenida en trampas, existe un claro aumento de las mismas conforme *L. granaria* se vuelve más abundante, y esto se produce en el área más externa del sector analizado, en cercanías de la isobata de 100 m. Allí, *L. granaria* constituye la principal especie discriminante para las muestras obtenidas con red de arrastre que definen al Grupo 1 del dendograma. Considerando esto, se podría esperar un posible aumento de la captura de fauna acompañante con trampas si la pesquería de centolla se extendiera hacia el sector por fuera de la isobata de 100 m. Sin embargo, dado que las mayores abundancias de centolla no coinciden con las áreas de mayores abundancias del cangrejo araña, esto parece ser poco probable.

El presente trabajo determina una clara diferenciación entre la fauna macro-bentónica potencialmente capturable y la efectivamente capturada. Al comparar los taxones que potencialmente podrían ser capturados en las trampas y aquellos que realmente quedan dentro de ellas, se puede inferir que este tipo de arte posee bajo impacto sobre las comunidades bentónicas presentes en el área. La escasa presencia de fauna acompañante se debe en gran medida a que el arte de pesca está diseñado específicamente para pescar centolla (Wyngaard et al. 2006; Mauna et al. 2017). El taxón más afectado es el cangrejo araña *L. granaria*, pero medidas como la implementación de anillos de escape para centolla han mermado su captura en los últimos años (Bianchi et al. 2019), siendo muy bajo el efecto de la pesca con trampas sobre las especies más abundantes (langostino), así como sobre aquellas que estructuran las comunidades bentónicas (esponjas y ascideas), ya que sirven como sustrato a muchas otras. Esto constituye un avance importante a fin de continuar con el monitoreo de la fauna acompañante retenida en trampas, teniendo en cuenta que las especies retenidas en las mismas no constituyen un reflejo de las principales que dominan el ecosistema bentónico.

AGRADECIMIENTOS

A todos los que colaboraron con la obtención de las muestras: personal científico-técnico y tripulación en Campaña Global Merluza EH-01/2016 (INIDEP) y Observadores a bordo, tripulación y empresas intervinientes en la campaña de evaluación de centolla en buques comerciales Área Central 2016. Contribución INIDEP N° 2256.

REFERENCIAS

- BIANCHI SJ, FIRPO CA, MAUNA AC, LÉRTORA HP, MANGO V. 2019. El cangrejo araña (*Libinia emarginata*) como fauna acompañante de la pesquería de centolla en el área patagónica central (44°-48° S). Inf Invest INIDEP N° 84/2019. 13 p.
- BRIND'AMOUR A, LAFFARGUE P, MORIN J, VAZ S, FOVEAU A, LE BRIS H. 2014. Morphospecies and taxonomic sufficiency of benthic megafauna in scientific bottom trawl surveys. Cont Shelf Res. 72: 1-9.
- CALLAWAY R, ALSVAG J, DE BOOIS I, COTTER J, FORD A, HINZ H, JENNINGS S, KRONCKE I, LANCASTER J, PIET G, PRINCE P, EHRLICH S. 2002. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. ICES J Mar Sci. 59: 1199-1214.
- CLARKE KR, SOMERFIELD PJ, GORLEY RN. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. J Exp Mar Biol Ecol. 366: 56-69.
- CLARKE KR, WARWICK RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: PRIMER-E. 176 p.
- COLEMAN RA, HOSKIN MG, VON CARLSHAUSEN




- E, DAVIS CM. 2013. Using a no-take zone to assess the impacts of fishing: Sessile epifauna appear insensitive to environmental disturbances from commercial potting. *J Exp Mar Biol Ecol.* 440: 100-107.
- DE JUAN S, THRUSH SF, DEMESTRE M. 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Mar Ecol Prog Ser.* 334: 117-129.
- ENO NC, MACDONALD DS, KINNEAR JAM, AMOS SC, CHAPMAN CJ, CLARK RA, BUNKER FS, MUNROC. 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *ICES J Mar Sci.* 58: 11-20.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 1998. Guidelines for the routine collection of capture fishery data. *FAO Fish Tech Paper.* 382. 122 p.
- FERNÁNDEZ M, ROUX A, FERNÁNDEZ E, CALÓ J, MARCOS A, ALDACUR H. 2003. Grain-size analysis of superficial sediments from Golfo San Jorge, Argentina. *J Mar Biol Assoc UK.* 83: 1193-1197.
- GAITÁN E, GIBERTO D, ESCOLAR M, BREMEC C. 2014. Fauna bentónica asociada a los fondos de pesca en la plataforma patagónica entre 41°S y 48°S. Resultados de la campaña de evaluación de merluza EH-04/13. *Inf Inv INIDEP N° 35/2014.* 19 p.
- GAITÁN E, SOUTO V. 2017. Estructura de las comunidades de macro-invertebrados bentónicos asociados al área de distribución (34-47°S) de *Merluccius hubbsi* (merluza común) inferida a partir de arrastres de fondo. *Inf Inv INIDEP N° 88/2017.* 27 p.
- GAITÁN E, SOUTO V. 2018. Fauna macro-bentónica asociada a la zona de cría de *Merluccius hubbsi* (merluza común) entre 44° y 47° S. Resultados de la campaña EH 01-18 y comparación con el año 2017. *Inf Inv INIDEP N° 124/2018.* 13 p.
- GRABOWSKI JH, BACHMAN M, DEMAREST C, EAYRS S, HARRIS BP, MALKOSKI V, PACKER D, STEVENSON D. 2014. Assessing the vulnerability of marine benthos to fishing gear impacts. *Rev Fish Sc Aquac.* 22 (2): 142-155.
- HALL MA, ALVERSON DL, METUZALS KI. 2000. By-catch: problems and solutions. *Mar Pollut Bull.* 41: 204-219.
- JENKINS LD, GARRISON K. 2013. Fishing gear substitution to reduce bycatch and habitat impacts: an example of social-ecological research to inform policy. *Mar Pol.* 38: 293-303.
- JØRGENSEN LL, RENAUD PE, COCHRANE S. 2011. Improving benthic monitoring by combining trawl and grab surveys. *Mar Poll Bull.* 62: 1183-1190.
- MAUNA C, FIRPO C, MANGO V, LÉRTORA P, BAMBILL G. 2018. Actualización del protocolo de actividades a bordo de buques centolleros. *Inf Ases Transf INIDEP N° 179/2018.* 30 p.
- MAUNA C, FIRPO C, MANGO V, LÉRTORA P, BAMBILL G, WYNGAARD J. 2017. Fauna acompañante de centolla (*Lithodes santolla*) en el Área II (sector patagónico central). *Inf Inv INIDEP N° 83/2017.* 5 p.
- NADTOCHY A, KOLPAKOV NV, KORNEICHUK IA. 2017. The distribution of macrozoobenthos taxa, as potential indicators of Vulnerable Marine Ecosystems in the Western Bering Sea: 1. Anadyr Bay Area. *Russ J Mar Biol.* 4 (7): 555-567.
- ÖNDES F, KAISER M, MURRAY L. 2018. Fish and invertebrate by-catch in the crab pot fishery in the Isle of Man, Irish Sea. *J Mar Biol Ecol Assoc UK.* 98 (8): 2099-2111.
- PAGE JW, CURRAN MC, GEER PJ. 2013. Characterization of the bycatch in the commercial blue crab pot fishery in Georgia, November 2003-December 2006. *Mar Coast Fish: Dynam Manag Ecosyst Sc.* 5: 236-245.
- PHAM CK, MENEZES G, PORTEIRO F, BRAGA-HENRIQUES A, VANDEPERRE F, MORATO T. 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scient Rep.* 4: 4837. doi:10.1038/srep04837
- POIRIER LA, TUMMON FLYNN P, GEHRELS H, QUI-

- JÓN PA. 2020. Fukui foldable traps versus fyke nets as options for fishing European Green crabs (*Carcinus maenas*) in soft-bottom habitats: exploring efficiency and limiting bycatch. *Fish Res.* 230: 105637.
- ROUX AM, FERNANDEZ M, BREMEC C. 1995. Estudio preliminar de las comunidades bentónicas de los fondos de pesca de langostino patagónico del Golfo San Jorge (Argentina). *Cienc Mar.* 21 (3): 295-310.
- SHESTER GG, MICHELI F. 2011. Conservation challenges for small-scale fisheries: bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biol Conserv.* 144: 1673-1681.
- SCHWEITZER CC, LIPCIUS RN, STEVENS BG. 2018. Impacts of a multi-trap line on benthic habitat containing emergent epifauna within the Mid-Atlantic Bight. *ICES J Mar Sci.* 75: 2202-2212.
- STEVENS BG. 2014. Impacts of fishing on king crabs: bycatch, injuries, and mortality. En: STEVENS BG, editor. *King crabs of the world: biology and fisheries management*. Boca Raton: CRC Press (Taylor and Francis). p. 363-402.
- STEVENS BG. 2021. The ups and downs of traps: environmental impacts, entanglement, mitigation, and the future of trap fishing for crustaceans and fish. *ICES J Mar Sci.* 78 (2): 584-59. doi:10.1093/icesjms/fsaa135
- SUURONEN P, CHOPINA F, GLASS C, LØKKEBORG S, MATSUSHITA Y, QUEIROLO D, RIHAN D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing-looking beyond the horizon. *Fish Res.* 119/120: 135-146.
- TALLACK SML. 2007. Escape ring selectivity, bycatch, and discard survivability in the New England fishery for deep-water red crab, *Chaceon quinque-dens*. *ICES J Mar Sci.* 64: 1579-1586.
- WYNGAARD J, FIRPO C, IORIO MI. 2006. Informe sobre actividades desarrolladas, en el marco del "Plan de factibilidad para el desarrollo de una pesquería basada en crustáceos bentónicos" (Res. CFP 15/03 y 16/03). *Inf Téc INIDEP N° 13/2006*. 19 p.

ORIGINAL RESEARCH

Efectos del metabisulfito de sodio sobre la actividad y composición proteásica de los extractos enzimáticos del langostino *Pleoticus muelleri*

CLARA LIEBANA^{1,2}, ANALÍA V. FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ^{1,2} y NAIR DE LOS ÁNGELES PEREIRA^{1,2,3,*}

¹Departamento de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Funes 3350, B7602AYL - Mar del Plata, Argentina. ²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), CC 1260. 7600 - Mar del Plata, Argentina. ³Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Regional Mar del Plata, Buque Pesquero Dorrego 281, B7600CLF - Mar del Plata, Argentina. ORCID Clara Liebana  <https://orcid.org/0000-0002-7062-8675>, Analía V. Fernández-Giménez  <https://orcid.org/0000-0001-9232-4560>, Nair de los Ángeles Pereira  <https://orcid.org/0000-0002-7341-5333>



RESUMEN. Los mercados a los que se exporta el langostino *Pleoticus muelleri* exigen un producto sin presencia de melanosis. El preservante utilizado comúnmente en esta especie es el metabisulfito de sodio (MBS). Hasta el momento no se han estudiado los efectos que podría tener sobre las proteasas del langostino. En este trabajo se evaluó el efecto del MBS sobre la actividad y composición proteásica de los extractos enzimáticos de *P. muelleri*. Se determinó la actividad de proteasas ácidas y alcalinas, así como la composición de enzimas de los extractos enzimáticos de langostinos tratados y sin tratar con MBS. Aquellos extractos tratados con MBS mostraron una reducción significativa de la actividad proteásica (alrededor de 80%), tanto ácida como alcalina. A su vez, las enzimas aspárticas, redujeron su actividad mientras que predominaron las enzimas cisteínicas y serínicas del tipo tripsina. Los extractos enzimáticos de *P. muelleri* tratados con MBS presentan una reducción de la actividad proteásica y cambios en su composición enzimática, pero aun así constituyen una fuente de enzimas con potencial para ser utilizada con diferentes fines biotecnológicos.

Palabras clave: Inhibición enzimática, langostino, metabisulfito de sodio, proteasas.



*Correspondence:
nairpereira@mdp.edu.ar

Received: 15 July 2021
Accepted: 14 October 2021

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

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

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



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

Effects of sodium metabisulfite on the activity and protease composition of the enzymatic extracts of Argentine red shrimp *Pleoticus muelleri*

ABSTRACT. The markets to which the *Pleoticus muelleri* Argentine red shrimp is exported require a product without the presence of melanosis. The preservative used in this species is sodium metabisulfite (MBS). So far, the effects that they could have on Argentine red shrimp proteases have not been studied. In this work, it is proposed to evaluate the effect of MBS on the activity and protease composition of the enzymatic extracts of *P. muelleri*. The acid and alkaline protease activity was determined, as well as the enzyme composition of the enzymatic extracts of Argentine red shrimps treated and untreated with MBS. Those extracts treated with MBS produced a significant reduction in protease activity (around 80%), both acidic and alkaline. In turn, the aspartic enzymes reduced their activity while the cysteine and serine enzymes of the trypsin type predominated. The enzyme extracts of *P. muelleri* treated with MBS show a reduction in protease activity and changes in their enzymatic composition, but still constitute a source of enzymes with the potential to be used for different biotechnological purposes.

Key words: Enzyme inhibition, Argentine red shrimp, sodium metabisulfite, proteases.

INTRODUCCIÓN

La pesquería del langostino, *Pleoticus muelleri*, una de las actividades económicas más importantes del país, presentó en los últimos cinco años un incremento en las cifras de captura, alcanzando en 2020 un total de 183.892,9 t desembarcadas y procesadas (MAGyP 2021). Este procesamiento en tierra genera una gran cantidad de residuos sólidos, conformados principalmente por cabezas, que representan el 50% del volumen total. Parte de estos desechos suele ser enterrada en basurales a cielo abierto sin tratamiento adecuado, mientras que otra parte es enterrada mediante el sistema *landfarming*; sin embargo, la contratación de este servicio significa un alto costo para la industria pesquera (Pereira y Fernández-Giménez 2016).

Por otro lado, los mercados internacionales exigen un producto con carne de consistencia firme, exoesqueleto rígido y sin presencia de melanosis o *black spot*. Este último proceso ocurre luego de la muerte del organismo, donde se genera una coloración negra causada por el complejo enzimático polifenoloxidasas (PFO). La enzima reacciona con el contenido celular oxidando los fenoles a quinonas en presencia de oxígeno molecular, formando pigmentos insolubles que se desarrollan principalmente en un medio alcalino (Díaz-López et al. 2003; Carranza-Espinal 2014). El almacenamiento en hielo o el congelado de los langostinos, puede reducir su actividad enzimática, pero no detenerla, por lo que la PFO sigue actuando lentamente a temperaturas de refrigeración y puede acelerarse durante el descongelado. Si bien la melanosis no influye sobre el sabor y el aroma, es un signo de mal manejo del producto y baja calidad. Estos langostinos son rechazados por los consumidores, ya que el oscurecimiento se asocia a la putrefacción, pudiendo causar importantes pérdidas económicas debido al alto valor que tienen estos crustáceos en el mercado (Díaz-López et al. 2003; Carranza-Espinal 2014; Xu et al. 2018).

El metabisulfito de sodio (MBS) es el compuesto químico más utilizado para controlar la melanosis de los langostinos durante el almacenamiento (Carranza-Espinal 2014). Este preservante actúa inhibiendo o retardando el proceso de oscurecimiento mediante dos mecanismos: a) reaccionando con quinonas intermedias producidas en la reacción de melanosis, evitando su polimerización en compuestos pigmentados y formando sulfoquinonas, y b) inhibiendo irreversiblemente la PFO, probablemente por la ruptura de enlaces disulfuro (Ferrer et al. 1989). La metodología comúnmente utilizada para preservar la apariencia y calidad del langostino consiste en el baño de inmersión en solución de MBS. Luego de su captura, los langostinos son colocados en recipientes con una solución acuosa de MBS al 3% a temperaturas por debajo de 5 °C durante 30 seg. Luego, se almacenan en hielo con MBS al 0,5% hasta su procesamiento. De esta manera, desde el momento de la pesca hasta el empaque, el langostino absorbe MBS durante 6 a 12 h, alcanzando concentraciones de hasta 100 ppm de MBS en el tejido al momento de su consumo, niveles que se corresponden con los permitidos por el Consejo de la Unión Europea y la Food and Drug Administration (Otell 2010). Posteriormente al tratamiento, los langostinos son separados por tamaño para su comercialización, generándose dos tipos de desechos: cabezas y langostinos enteros (rotos o de menor tamaño al comercializado) (Pettovello y Boschi 2016; Moriando-Danovaro y de la Garza 2019). Por otro lado, existe una importante porción de langostinos que son capturados incidentalmente como fauna acompañante (descarte) de otras especies objetivo, principalmente de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) (Góngora et al. 2012; Bovcon et al. 2013). Estos langostinos descartados, al no tener un fin comercial, no son tratados con MBS.

En trabajos previos se ha demostrado que *P. muelleri* es una fuente importante de biomoléculas y subproductos tales como suplementos enzimáticos para alimentos, coagulantes lácteos e hidrolí-

zados proteicos (Pereira y Fernández-Giménez 2016, 2017; Rodríguez et al. 2017, 2018; Pereira et al. 2018, 2020a, 2020b, 2021; Rodríguez et al. 2021). Es por ello que resulta fundamental contar con proteasas funcionales que presenten altos niveles de actividad enzimática. Sin embargo, el MBS utilizado para preservar el langostino comercial podría tener un efecto negativo sobre la actividad proteásica e interferir en la obtención de estos subproductos. El objetivo de este trabajo fue comparar la actividad enzimática y la composición de proteasas activas en las cabezas de *P. muelleri* (tratadas y sin tratar con MBS) para contar con información valiosa a la hora de proponer la valorización de estos residuos, en particular, el reaprovechamiento de las enzimas digestivas del langostino en procesos biotecnológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención del material biológico

En este trabajo se utilizaron 20 ejemplares de langostinos de talla comercial L1 (con un promedio de 20,25 cm de largo total y 70 g de peso total) provistos por la empresa PESCO de Mar del Plata, y procedentes de la pesca comercial de langostino en la zona del Golfo San Jorge. Estos ejemplares fueron tratados con MBS por la empresa pesquera luego de su captura, tal como se describió previamente (en adelante “tratados”). Como control se utilizó otro lote de 20 ejemplares L1 integrantes de la fauna acompañante de embarcaciones fresqueras dedicadas a la pesca de merluza en el Golfo San Jorge, sin preservante (en adelante “sin tratar”).

Preparación de extractos enzimáticos y cuantificación de proteína soluble

Se tomaron al azar 15 langostinos de cada lote (tratados y sin tratar con MBS) y se utilizaron las

cabezas para preparar los extractos enzimáticos. Los homogenatos se realizaron en agua destilada (1:4 p/v) y luego fueron centrifugados por 30 min a 4 °C y 10.000 g (Presvac EPF-12R, Argentina). Los lípidos fueron removidos, los sobrenadantes fueron almacenados a -20 °C y utilizados como extractos enzimáticos para los ensayos posteriores. La concentración de proteína soluble se evaluó en todos los extractos enzimáticos de acuerdo con el método de Bradford (1976) utilizando seroalbúmina bovina como proteína estándar (Sigma A9647).

Determinación de actividad de proteasas ácidas y alcalinas

La actividad de proteasas ácidas fue determinada en los extractos enzimáticos (tratados y sin tratar con MBS) de acuerdo con la técnica de Anson (1938) utilizando hemoglobina bovina (Sigma H2625) al 0,5% (p/v) como sustrato, en buffer Glicina-HCl 0,1M pH 3. Las alícuotas de cada extracto proteico (10 µl) fueron incubadas durante 10 min con sustrato disuelto en buffer y posteriormente la reacción se detuvo con 0,5 ml de ácido tricloroacético (TCA) 20% (p/v). En el tratamiento control, el TCA fue adicionado previo al sustrato. Posteriormente, todos los tubos fueron centrifugados por 5 min a 10.000 g. La absorbancia de los sobrenadantes se midió a 280 nm. Todos los ensayos fueron realizados por triplicado. La actividad proteásica total se expresó en unidades de actividad por mililitro de extracto proteico (U ml⁻¹), y fue calculada de la siguiente manera:

- para proteasas ácidas

$$U \text{ ml}^{-1} = \frac{\text{Abs } 280 \text{ nm} \times Vt}{0,051 \times t \times Ve}$$

- para proteasas alcalinas

$$U \text{ ml}^{-1} = \frac{\text{Abs } 360 \text{ nm} \times Vt}{t \times Ve}$$

donde:

0,051 = coeficiente de extinción molar de la Tiro-sina a 280 nm en la ecuación de proteasas ácidas y V_t = volumen final de reacción (ml); t = tiempo de reacción (minutos); V_e = volumen del extracto enzimático evaluado (ml) para ambas ecuaciones.

A su vez, la actividad proteásica específica fue calculada considerando el contenido proteico de los extractos, y se expresó como unidades de actividad por miligramo de proteína soluble ($U\ mg^{-1}$). La misma se calcula de la siguiente manera:

- para proteasas ácidas

$$U\ mg^{-1} = \frac{Abs\ 280\ nm \times V_t}{0,051 \times t \times V_e \times mg\ proteína}$$

- para proteasas alcalinas

$$U\ mg^{-1} = \frac{Abs\ 360\ nm \times V_t}{t \times V_e \times mg\ proteína}$$

La actividad de proteasas alcalinas fue evaluada en los extractos enzimáticos de acuerdo con García-Carreño (1992a), utilizando azocaseína (Sigma A2765) como sustrato al 0,5% (p/v) en solución buffer Tris-HCl, 50 mM pH 8. Cada tubo de reacción fue preparado con 10 μ l de extracto enzimático mezclados con 500 μ l de sustrato y 500 μ l de solución buffer, la mezcla se incubó durante 10 min a 25 °C. La reacción fue detenida adicionando 500 μ l de TCA 20% (p/v) y enfriando en hielo por 10 min. En los tubos control, el TCA se agregó luego del extracto enzimático y antes del sustrato proteico, con el fin de inactivar la enzima y evitar su reacción. Luego, los tubos fueron centrifugados por 5 min a 10.000 g. Todos los ensayos fueron realizados por triplicado. La absorbancia de los sobrenadantes fue medida a 360 nm.

Se relativizó la actividad de proteasas ácidas y alcalinas de ambos extractos enzimáticos (tra-

tados y sin tratar con MBS), considerando como 100% a la actividad registrada en los langostinos sin tratar. A su vez, se estimó el rendimiento enzimático como la actividad proteásica por kilogramo de cabezas de langostino ($U\ kg^{-1}$) de la siguiente manera:

- actividad proteásica ácida total por kilogramo de cabezas

$$U\ kg^{-1} = \left(\frac{Abs\ 280\ nm \times 1}{0,051 \times t \times V_e \times Me} \right)$$

- actividad proteásica alcalina total por kilogramo de cabezas

$$U\ kg^{-1} = \left(\frac{Abs\ 360\ nm \times 1}{t \times V_e \times Me} \right)$$

donde:

Me = masa de tejido (kg).

Efecto del metabisulfito sobre la composición enzimática de los extractos

Para evaluar el efecto del preservante sobre la composición de enzimas activas de los extractos enzimáticos de langostino, se utilizaron inhibidores específicos. Se identificó el porcentaje de inhibición de actividad de proteasas aspárticas, cisteínicas, serínicas y tripsina utilizando los inhibidores Pepstatina A, E 64, SBTI (Soybean Trypsin Inhibitor) y TLCK (N- α -tosyl-L-lysyl-chloromethyl-ketone) respectivamente.

Para evaluar el efecto del MBS sobre composición de proteasas ácidas, todos los extractos enzimáticos (tratados y sin tratar con MBS) fueron incubados con Pepstatina A 1,45 mM (Sigma P5318) como inhibidor de proteasas aspárticas y E 64 1 mM (Sigma E3132) como inhibidor de proteasas cisteínicas (García-Carreño 1992b). Soluciones de 10 μ l de cada inhibidor fueron mezcladas por separado con los extractos enzi-

máticos (10 µl) e incubadas por 60 min a 25 °C a pH 3. Se tomaron como controles de inhibición de actividad a los extractos enzimáticos sin presencia de inhibidor. Posteriormente se evaluó la actividad enzimática según la metodología descrita previamente (Anson 1938). Los ensayos fueron realizados por triplicado. El grado de inhibición de actividad fue calculado como porcentaje relativo considerando actividad del 100% a la registrada en cada extracto sin inhibidor y expresado como porcentaje promedio para cada tratamiento. Un mayor grado de inhibición por parte del inhibidor específico de la enzima indica una mayor predominancia de esta enzima activa sobre la actividad enzimática total (sin inhibidor) de los extractos.

Para evaluar el efecto del MBS sobre la composición de proteasas alcalinas todos los extractos enzimáticos (tratados y sin tratar con MBS) fueron incubados con SBTI 250 µM (Fluka 93618) como inhibidor de proteasas del tipo serino y TLCK 10 mM (Fluka 90182) en 1 mM HCl pH 3 como inhibidor de tripsina (García-Carreño 1992b). Soluciones de 10 µl de cada inhibidor fueron mezcladas por separado con los extractos enzimáticos (10 µl) e incubadas por 60 min a 25 °C a pH 8. Se tomaron como controles de inhibición de actividad a los extractos enzimáticos sin presencia de inhibidor. Posteriormente se evaluó la actividad enzimática según la metodología descrita previamente (García-Carreño 1992a). Los resultados se expresaron como se describió para la inhibición de las proteasas ácidas.

Análisis estadísticos

Para comparar la actividad total, la actividad específica y el rendimiento por kilogramo tanto de proteasas ácidas como alcalinas (en langostinos con y sin MBS) se realizó el análisis de varianzas (ANOVA) de una vía, luego de aplicar los test de normalidad y homogeneidad de varianzas. Las diferencias significativas fueron

consideradas con un valor de $P \leq 0,05$. Cuando se encontraron diferencias, se aplicó el test de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer. Los análisis se realizaron mediante el software estadístico NCSS 2007.

RESULTADOS

La actividad total, la actividad específica y el rendimiento por kilogramo de proteasas ácidas y alcalinas fue significativamente menor en extractos enzimáticos de langostinos tratados con MBS respecto de los ejemplares sin tratar ($P < 0,05$; Tabla 1; Figura 1). Los valores de actividad específica tanto para proteasas ácidas como alcalinas mantienen las mismas diferencias significativas que los valores registrados para actividad total. Con respecto al rendimiento por kilogramo, la actividad de proteasas ácidas se vio más afectada por el tratamiento con MBS ($5.610,37 \pm 3.247,14 \text{ U kg}^{-1}$ versus $807,41 \pm 201,74 \text{ U kg}^{-1}$) que las proteasas alcalinas ($6.158,63 \pm 872,58 \text{ U kg}^{-1}$ versus $2.056,78 \pm 528,53 \text{ U kg}^{-1}$) (Tabla 1).

En cuanto a la composición de enzimas activas y al efecto del preservante, se evidenciaron cambios en la actividad de los distintos tipos de extractos enzimáticos (Tabla 2). El tratamiento de los extractos enzimáticos con MBS afecta negativamente la actividad de las enzimas aspárticas dado que el porcentaje de inhibición en presencia de Pepstatina A es menor con respecto a lo observado en el extracto proteico sin tratar con MBS. Por otra parte, el porcentaje de inhibición de las enzimas cisteínicas en presencia del inhibidor enzimático E64 en el extracto proteico tratado con MBS es mayor que en el extracto sin tratar, lo cual representa una mayor participación en la actividad en los extractos tratados con MBS. En cuanto a las proteasas alcalinas, no se observaron cambios en la actividad de enzimas serínicas en su totalidad; sin embargo, las tripsi-

Tabla 1. Actividad total, actividad específica y rendimiento de proteasas ácidas y alcalinas de extractos enzimáticos de *Pleoticus muelleri* tratados y sin tratar con MBS. Los valores se expresan como media y desvío estándar. Distintas letras (a y b) indican diferencias estadísticamente significativas para cada tipo de actividad enzimática ($P < 0,05$).

Table 1. Total activity, specific activity and performance of acid and alkaline proteases of enzymatic extracts of *Pleoticus muelleri* treated and without treatment with MBS. Values are expressed as mean and standard deviation. Different letters (a and b) indicate statistically significant differences for each type of enzyme activity ($P < 0.05$).

	Proteasas ácidas		Proteasas alcalinas	
	Sin MBS	Con MBS	Sin MBS	Con MBS
Actividad total (U ml ⁻¹)	1,40 ± 0,812 ^a	0,20 ± 0,050 ^b	1,54 ± 0,218 ^a	0,51 ± 0,132 ^b
Actividad específica (U mg ⁻¹)	0,25 ± 0,146 ^a	0,01 ± 0,003 ^b	0,28 ± 0,039 ^a	0,03 ± 0,008 ^b
Rendimiento por kilogramo (U kg ⁻¹)	5.610,37 ± 3.247,138 ^a	807,41 ± 201,737 ^b	6.158,63 ± 872,580 ^a	2.056,78 ± 528,526 ^b

Tabla 2. Porcentaje de inhibición de proteasas de extractos enzimáticos de *Pleoticus muelleri* tratados y sin tratar con MBS con el uso de diferentes inhibidores enzimáticos.

Table 2. Inhibition percentage of proteases of the enzyme extracts of *Pleoticus muelleri* treated and without treatment with the use of different enzyme inhibitors.

Proteasas	Inhibidor enzimático	Inhibición (%)	
		Sin MBS	Con MBS
Ácidas			
Aspárticas	Pepstatina A	87,8	58,6
Cisteínicas	E64	58,6	80,0
Alcalinas			
Serínicas	SBTI	73,2	70,8
Tripsina	TLCK	31,6	77,8

nas presentan un mayor porcentaje de participación en la actividad total en los extractos tratados con MBS, ya que el porcentaje de inhibición en presencia del inhibidor de tripsinas TLCK es mayor con respecto a los extractos sin tratar.

DISCUSIÓN

Hasta el momento existe poca información con respecto al uso de preservantes alimentarios y su impacto en la integridad de enzimas proteásicas de langostinos. Rodríguez-Casariago et al. (2014) propusieron que el uso de inhibidores de la PFO podría resultar beneficioso para preservar la actividad de las enzimas proteásicas de crustáceos. Estos autores sugieren que las proteasas presentan cambios conformacionales que disminuyen su capacidad catalítica debido a la acción de la PFO, enzima que produce especies reactivas de oxígeno y quinonas. Sin embargo, en este trabajo se observó una disminución de aproximadamente el 80% en la actividad proteásica de los langostinos tratados con MBS, por lo cual el conservante afectó negativamente la actividad de proteasas ácidas y alcalinas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Lalithapriya et al. (2019) quienes determinaron mediante análisis calorimétrico la reducción de la actividad de las enzimas auto-líticas endógenas de camarón por efecto del bisulfito de sodio. Por la naturaleza nucleofílica del

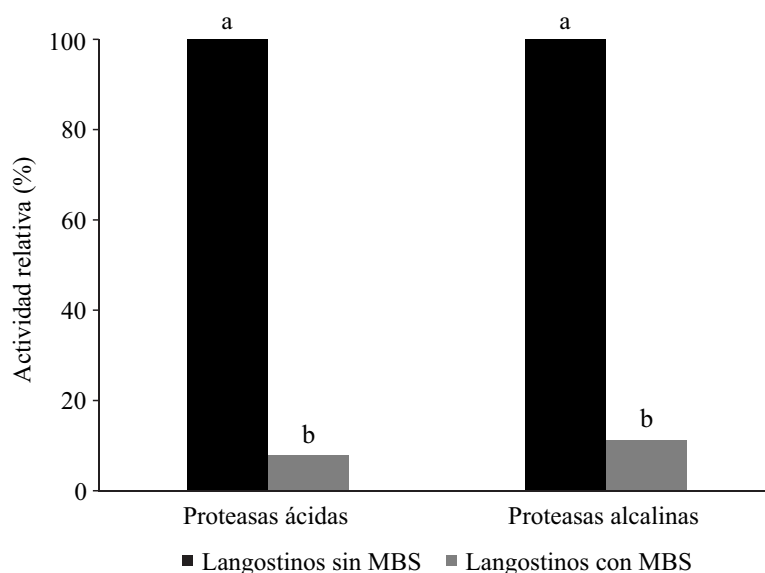


Figura 1. Actividad relativa de proteasas ácidas y alcalinas en *Pleoticus muelleri* tratados y sin tratar con metabisulfito de sodio (MBS). Distintas letras (a y b) indican diferencias estadísticamente significativas para cada tipo de actividad enzimática ($P < 0,05$).

Figure 1. Relative activity of acidic and alkaline proteases in *Pleoticus muelleri* treated and without treatment with sodium metabisulfite (MBS). Different letters (a and b) indicate statistically significant differences for each type of enzyme activity ($P < 0.05$).

bisulfito liberado durante las reacciones que ocurren en los langostinos tratados, este compuesto es capaz de unirse a otros grupos funcionales además de las quinonas, pudiendo generar la inhibición no solo de la PFO sino también de diferentes enzimas (Thein y Michalke 1988).

El rendimiento de actividad enzimática estimado por kilogramo de cabezas fue significativamente mayor para langostinos sin MBS tanto para proteasas ácidas como alcalinas ($5.610,37 \pm 3.247,14 \text{ U kg}^{-1}$ y $6.158,63 \pm 872,58 \text{ U kg}^{-1}$ respectivamente). Sin embargo, a pesar del efecto negativo del tratamiento con MBS sobre las enzimas de langostino, los valores de rendimiento por kilogramo de cabezas obtenidos ($807,41 \pm 201,74 \text{ U kg}^{-1}$ para proteasas ácidas y $2.056,78 \pm 528,53 \text{ U kg}^{-1}$ para proteasas alcalinas) indican que las mismas representan una interesante fuente de enzimas para elaborar coagulantes lácteos, hidrolizados proteicos y aditivos enzimáticos para alimentación animal (Pereira y Fernández-

Giménez 2016, 2017; Rodríguez et al. 2017, 2018, 2021; Pereira et al. 2018, 2020a, 2020b, 2021).

El tratamiento de los langostinos con MBS registró cambios en la composición de enzimas activas en los extractos enzimáticos de esta especie. Se redujo la actividad de las enzimas aspárticas, lo cual indicaría que este preservante además de inhibir la PFO, también actuaría como inhibidor de estas enzimas. Según Lupano (2013) el bisulfito actúa reaccionando con los grupos carbonilo, las bases de Schiff, y los dobles enlaces $C=C$, dando sulfonatos muy estables. Debido a la presencia de grupos carbonilos en las enzimas aspárticas, posiblemente el mecanismo de acción de MBS sea similar al que ocurre con otros inhibidores aspárticos, los cuales se unen al grupo carbonilo del residuo aminoácido del sitio activo de la enzima mediante puentes de hidrógeno, generando su inactivación (Pearl 1987). Por otro lado, se observó que los extractos enzimáticos de langostinos tratados con MBS registraron una

mayor actividad de enzimas cisteínicas. Según Whitehead et al. (2001) y LaVoie et al. (2005) durante el proceso de melanosis, las especies reactivas generadas reaccionan con los residuos de cisteína, por lo cual el uso del MBS pudo haber inhibido la producción de estos compuestos reactivos, ejerciendo un efecto positivo sobre la actividad de estas enzimas proteásicas.

En cuanto a las proteasas alcalinas, no se observaron cambios en la composición de enzimas serínicas en su totalidad, mientras que se registró un alto porcentaje de inhibición de actividad de tripsina. Esto indicaría que a pesar de que la actividad de las enzimas alcalinas se vio afectada negativamente por el uso del preservante, las tripsinas se encuentran activas en mayor proporción en la composición enzimática total. Por otro lado, la abrupta reducción de la actividad alcalina en los langostinos tratados con MBS podría deberse a que este compuesto ha provocado la ruptura y/o reordenamiento de enlaces disulfuro en las enzimas provocando su inactivación (Zhang y Sun 2008; Guerrero-Olazarán et al. 2019). Esto último concuerda con los resultados obtenidos por Friedman y Gumbmann (1986), quienes detectaron una reducción en la actividad inhibidora de tripsinas de harina de soja en presencia de sulfito de sodio.

Las evaluaciones realizadas en este trabajo demuestran que el tratamiento de *P. muelleri* con MBS tiene un efecto negativo sobre la actividad de enzimas ácidas y alcalinas, además de presentar cambios en la composición de enzimas activas en los extractos enzimáticos de esta especie. Sin embargo, a pesar de la drástica reducción de la actividad enzimática, estos extractos constituyen una buena fuente de proteasas considerando los importantes volúmenes de cabezas de langostinos desechados, los cuales presentan altos valores de actividad enzimática por kilogramo. Además, estos extractos proveen principalmente actividad de enzimas cisteínicas y serínicas, mientras que la actividad de enzimas aspárticas se ve reducida. Sería importante evaluar en trabajos futuros el

uso y dosis de otros preservantes inhibidores de la melanización que mantengan la integridad y composición de las proteasas del langostino, y de esta manera lograr un aprovechamiento más eficiente de estos residuos a la hora de elaborar subproductos de valor agregado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por subvencionar la formación doctoral de la Lic. Clara Liebana, y a la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP) por otorgar los siguientes subsidios por los cuales este trabajo fue llevado a cabo: EXA 874-18, 875-18 y 968/20.

REFERENCIAS

- ANSON ML. 1938. The estimation of pepsin, trypsin, papain, and cathepsin with hemoglobin. *J Gen Physiol.* 22: 79-89.
- BOVCON ND, GÓNGORA ME, MARINAO C, GONZÁLEZ ZEVALLOS D. 2013. Composición de las capturas y descartes generados en la pesca de merluza común *Merluccius hubbsi* y langostino patagónico *Pleoticus muelleri*: un caso de estudio en la flota fresquera de altura del Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *Rev Biol Mar Ocean.* 48: 303-319.
- BRADFORD MM. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem.* 72: 248-254.
- CARRANZA-ESPINAL EO. 2014. Comparación de tres metodologías para la captación de sulfitos en camarones tratados con metabisulfito de sodio. *Rev Cienc Tecnol.* 14: 62-76.
- DÍAZ-LÓPEZ MI, MARTÍNEZ-DÍAZ T, MARTÍNEZ-MOYA M, MONTERO-GARCÍA M, GÓMEZ-GUI-



- LLÉN J, ZAMORANO-RODRÍGUEZ Y MARTÍNEZ ÁLVAREZ O. 2003. Estudios de los agentes conservantes e inhibidores de la melanosis en crustáceos. Andalucía: Junta de Andalucía Consejería de Agricultura y Pesca. 188 p.
- FERRER OJ, OTWELL S, MARSHALL MR. 1989. Effect of bisulfite on lobster shell phenoloxidase. *J Food Sci.* 54 (2): 478-480.
- FRIEDMAN M, GUMBMAN MR. 1986. Nutritional improvement of soy flour through inactivation of trypsin inhibitors by sodium sulfite. *J Food Sci.* 51: 1239.
- GARCÍA-CARREÑO FL. 1992a. The digestive proteases of langostilla *Pleuronco desplanipes*, Decapoda: Their partial characterization and the effect of fed on their composition. *Comp Biochem Physiol.* 103B: 575-578.
- GARCÍA-CARREÑO FL. 1992b. Protease inhibition in theory and practice. *Biotech Educ.* 3: 145-50.
- GÓNGORA ME, GONZÁLEZ-ZEVALLOS D, PETTOVELLO A, MENDIA L. 2012. Caracterización de las principales pesquerías del golfo San Jorge Patagonia, Argentina. *Lat Am J Aquat Res.* 40 (1): 1-11.
- GUERRERO-OLAZARÁN M, CASTILLO-GALVÁN M, GALLEGOS-LÓPEZ JA, FUENTES-GARIBAY JA, VIADER-SALVADÓ JM. 2019. Biochemical characterization of recombinant *Penaeus vannamei* trypsinogen. *Comp Biochem Physiol B, Biochem Mol Biol.* 238: 110337.
- LALITHAPRIYA U, MARIAJENITA P, RENUKA V, SUDHARSAN K, KARTHIKEYAN S, SIVARAJAN M, MURUGAN D, SUKUMAR M. 2019. Investigation of natural extracts and sodium bisulfite impact on thermal signals and physicochemical compositions of *Litopenaeus vannamei* during chilled storage. *J Aquat Food Prod Technol.* 28 (6): 1-15.
- LAVOIE MJ, OSTASZEWSKI BL, WEIHOFEN A, SCHLOSSMACHER MG, SELKOE DJ. 2005. Dopamine covalently modifies and functionally inactivates parkin. *Nat Med.* 11 (11): 1214-1221.
- LUPANO CE. 2013. Modificaciones de componentes de los alimentos: cambios químicos y bioquímicos por procesamiento y almacenamiento. La Plata: Editorial de la Universidad de La Plata (EDULP). 218 p.
- [MAGYP] MINISTERIO DE AGRICULTURA, GANADERÍA Y PESCA. 2021. Desembarques. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/lectura.php?imp=1&tabla=especie_flota_2020.
- MORIONDO DANÓVARO P, DE LA GARZA J. 2019. Pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*). Resumen de la información biológica-pesquera reportada por los observadores a bordo en aguas de jurisdicción nacional. Temporada 2018. Inf Téc Of INIDEP N° 9/2019. 14 p.
- OTELL SLG. 2010. Farm raised shrimp, good aquaculture practices for product quality and safety. Florida: Aquat Food Prod Progr. 71 p.
- PEARL LH. 1987. The catalytic mechanism of aspartic proteinases. *FEBS Lett.* 214 (1): 8-12.
- PEREIRA, NDLÁ, FANGIO MF, RODRIGUEZ YE, BONADERO MC, HARÁN NS, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2021. Characterization of liquid protein hydrolysates shrimp industry waste: analysis of antioxidant and microbiological activity, and shelf life of final product. *J Food Process Preserv.* 00: e15526.
- PEREIRA NDLÁ, FANGIO MF, RODRIGUEZ YE, GARBARI DF, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2020a. Obtención de hidrolizados proteicos a partir de desechos de la industria pesquera. En: SARAIVA PINHEIRO MS, editor. *Oceanografía: develando la belleza, los misterios y los desafíos del mar*. Curitiba: Editora Artemis. p. 99-110.
- PEREIRA NDLÁ, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2016. Revalorización de subproductos de la pesca y su estado actual en Argentina y otros países de América Latina. Düsseldorf: Editorial Académica Española. 72 p.
- PEREIRA NDLÁ, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2017. Exogenous enzymes in dairy technology: acidic proteases from processing discards of

- shrimp *Pleoticus muelleri* and their use as milk-clotting enzymes for cheese manufacture. *Int J Food Sci Technol*. 52: 341-347.
- PEREIRA NDLÁ, HARÁN NS, RODRIGUEZ YE, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2020b. Propuesta de un desarrollo industrial sostenible post covid19: coagulante lácteo a partir de la utilización de restos del procesamiento de especies pesqueras comerciales mediante tecnología verde. *Latvia: Editorial Académica Española*. 76 p.
- PEREIRA NDLÁ, RODRIGUEZ YE, GARBARI D. 2018. Técnicas de obtención y utilización de enzimas de interés industrial provenientes de desechos del procesamiento del langostino argentino comercial *Pleoticus muelleri*. *Latvia: Editorial Académica Española*.
- PETTOVELLO AD, BOSCHI EE. 2016. La fauna acompañante del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) en el Golfo San Jorge y adyacencias: análisis de alternativas de manejo. En: BOSCHI EE, editor. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. Tomo 6. Los crustáceos de interés pesquero y otras especies relevantes en los ecosistemas marinos. *Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)*. p. 89-94.
- RODRÍGUEZ YE, LAITANO MV, PEREIRA NA, LÓPEZ-ZAVALA AA, HARAN NS, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2018. Exogenous enzymes in aquaculture: alginate and alginate-bentonite microcapsules for the intestinal delivery of shrimp proteases to Nile tilapia. *Aquaculture*. 490: 5-43.
- RODRÍGUEZ YE, PEREIRA NA, HARAN NS, MALLO JC, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2017. A new approach to fishery waste revalorization to enhance Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) digestion process. *Aquacult Nutr*. 23 (6): 1351-1361.
- RODRÍGUEZ YE, PEREIRA NA, LAITANO MV, MORENO P, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ AV. 2021. Exogenous proteases from seafood processing waste as functional additives in rainbow trout aquaculture. *Aquacult Res*. 52 (9): 4350-4361. doi:10.1111/are.15272
- RODRÍGUEZ-CASARIEGO J, PERDOMO-MORALES R, PERERA E. 2014. Purificación de isoformas de proteasas tipo tripsina de crustáceos. *Rev Invest Mar*. 32: 1-8.
- THEIN M, MICHALKE W. 1988. Bisulfite interacts with binding sites of the auxin-transport inhibitor N-1-naphthylphthalamic acid. *Planta*. 176 (3): 343-350.
- WHITEHEAD RE, FERRER JV, JAVITCH JA, JUSTICE, JB. 2001. Reaction of oxidized dopamine with endogenous cysteine residues in the human dopamine transporter. *J Neurochem*. 76: 1242-1251.
- XU ZH, REGENSTEIN JM, XIE DD, LU WJ, REN XC, YUAN JJ, MAO LC. 2018. The oxidative stress and antioxidant responses of *Litopenaeus vannamei* to low temperature and air exposure. *Fish Shellfish Immunol*. 72: 564-571.
- ZHANG L, SUN XS. 2008. Effect of sodium bisulfite on properties of soybean glycinin. *J Agr Food Chem*. 56 (23): 11192-11197.

ORIGINAL RESEARCH

Beneficios económicos provenientes de servicios ecosistémicos del Área Marina de Manejo Montes Submarinos (AMM MS), Costa Rica

MARY LUZ MORENO DÍAZ y KEYLIN JIMÉNEZ ELIZONDO*

Centro Internacional de Política Económica para el Desarrollo Sostenible, Universidad Nacional de Costa Rica, 40104 Heredia, Costa Rica; mary.moreno.diaz@una.ac.cr (MLMD). ORCID *Mary Luz Moreno Díaz*  <https://orcid.org/0000-0003-0838-745X>, *Keylin Jiménez Elizondo*  <https://orcid.org/0000-0002-3715-4340>



RESUMEN. El Área Marina de Manejo Montes Submarinos (AMM MS) provee servicios ecosistémicos que son aprovechados por el ser humano mediante actividades como la pesca deportiva y turística, y la pesca con palangre. La investigación pretende estimar estos beneficios económicos, que son posibles gracias a la existencia, estado y conservación del AMM MS. Los beneficios se cuantifican mediante la metodología de conglomerados y cadena de valor, que identifica no solo las actividades que se desarrollan de manera directa en el área, sino aquellas que funcionan como soporte. Entre los principales resultados se reconocieron cuatro conglomerados: investigación y educación, gestión, ocio y vivencia espiritual y actividades económicas. El primero y el tercero se pueden clasificar dentro de los servicios ecosistémicos culturales, y el cuarto dentro de los de provisión. Sin embargo, son los servicios de provisión los que permiten el desarrollo de las actividades económicas, brindando un aporte económico anual de USD 21.001.137 en el caso de la pesca deportiva y turística, y de USD 10.572.644 por la pesca de palangre. Por tal razón, se puede indicar que algunos de los servicios ecosistémicos que brinda el AMM MS generan un total de USD 31.573.781 anualmente.

Palabras clave: Conglomerados, conservación, ambiente marino, Isla del Coco, clúster, pesca deportiva, pesca artesanal.



Economic benefits from ecosystem services of the Seamounts Management Marine Area (AMM MS), Costa Rica

*Correspondence:
keylin.jimenez.elizondo@est.una.ac.cr

Received: 1 June 2021
Accepted: 23 November 2021

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

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

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



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

ABSTRACT. The Seamounts Management Marine Area (AMM MS, for its acronym in Spanish) provides ecosystem services that are exploited by humans through activities such as sport and tourism fishing, and longline fishing. This research aims to bring these economic benefits that are possible thanks to the existence, status and conservation of AMM MS. The benefits are quantified by the cluster and value chain methodologies, which identifies not only the activities that are carried out directly in the area, but also those that work as support activities. Among the main results, four clusters were identified: research and education, management, leisure and spiritual experience, and economic activities. The first and third can be classified within cultural ecosystem services, and the fourth within provision. However, provision services are those that allow the development of economic activities, providing an annual economic contribution of USD 21,001,137 in the case of sport and tourist fishing, and USD 10,572,644 for longline fishing. For this reason, it can be indicated that some of the ecosystem services provided by the AMM MS generate a total of USD 31,573,781 annually.

Key words: Artisanal fishing, conservation, marine environment, Cocos Island, cluster, fishing, sport fishing.

INTRODUCCIÓN

Los montes submarinos son elevaciones que se forman en el fondo marino sin sobresalir a la superficie. Las características de estos ecosistemas (pendientes fuertes, corrientes rápidas, lejanía geográfica, entre otras), los convierten en espacios ideales para el desarrollo de especies bentónicas y zonas de alimentación para especies migratorias.

En Costa Rica, debido a la relevancia que tienen estos ecosistemas sobre todo alrededor del Parque Nacional Isla del Coco (PNIC), han sido declarados áreas marinas de manejo con el fin de proteger las especies que ahí viven o los utilizan de paso, ya que, por su riqueza marina, son altamente utilizadas para la pesca. En 2011, se estableció el Área Marina de Manejo Montes Submarinos (AMM MS), la cual abarca un área de 9.649 km² de espacios marinos y es administrada por el Área de Conservación Marina Cocos (ACMC) (SINAC 2013).

El AMM MS tiene espacios de protección absoluta que colindan con los límites de protección del parque, funcionando como una zona de amortiguamiento (Figura 1). Es parte de la cordillera submarina más extensa de Centroamérica. Se ubica en el Pacífico Oriental Tropical, dentro del cual se incluyen cinco archipiélagos oceánicos: Revillagigedo, atolón de Clipperton, Isla del Coco, Malpelo y Galápagos, separadas del continente por 350-1.000 km de océano profundo (Zapata y Robertson 2006). Adicionalmente, los montes submarinos están conformados por una agrupación de 15 estructuras submarinas incluyendo donde se asienta la Isla del Coco y estructuras adicionales menores que se extienden menos de 200 km hacia el oeste y suroeste de la isla (Pacheco et al. 2008 citado por SINAC 2013). El monte más cercano a la costa costarricense, específicamente a la de Puntarenas, se encuentra a 120 km de distancia.

La biodiversidad que presenta el AMM MS y sus particularidades en general brindan una serie de beneficios que son aprovechados por los seres humanos; por ende, la pregunta de investigación radica en determinar ¿Cuál es el valor monetario de los servicios ecosistémicos que aporta la existencia de esta área?

Se debe tener presente que los ecosistemas están conformados por comunidades de plantas, animales y organismos en general, que son esenciales para la vida y que los seres humanos también son una parte importante de ese espacio complejo y dinámico. Estos ecosistemas prestan beneficios que son claves para el desarrollo de las personas. Tales servicios se han estudiado desde diferentes marcos conceptuales. Siguiendo a Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005), se pueden clasificar en cuatro grupos:

- Servicios de soporte: hace referencia a servicios indispensables para el surgimiento de los otros servicios que también proveen los ecosistemas; por ejemplo, formación del suelo, ciclos de los nutrientes o producción de materias primas.
- Servicios de provisión: incluye bienes o productos que se obtienen en los ecosistemas: alimentos, agua pura, leña, fibras, entre otros.
- Servicios de regulación: estos son beneficios intrínsecos que brinda la naturaleza y permiten la regulación de los procesos de los ecosistemas; en otras palabras, regulación del clima, regulación de las enfermedades, regulación y purificación del agua.
- Servicios culturales: son beneficios intangibles que las personas aprovechan de los ecosistemas. Se pueden señalar los espirituales y religiosos, la recreación y el ecoturismo, los estéticos, de inspiración, el sentido de identidad y la herencia cultural.

En 2017 surge un nuevo marco conceptual que organiza estos servicios en otras categorías, aunque no difiere de forma total con el reseñado anteriormente. En este caso la Intergovernmental

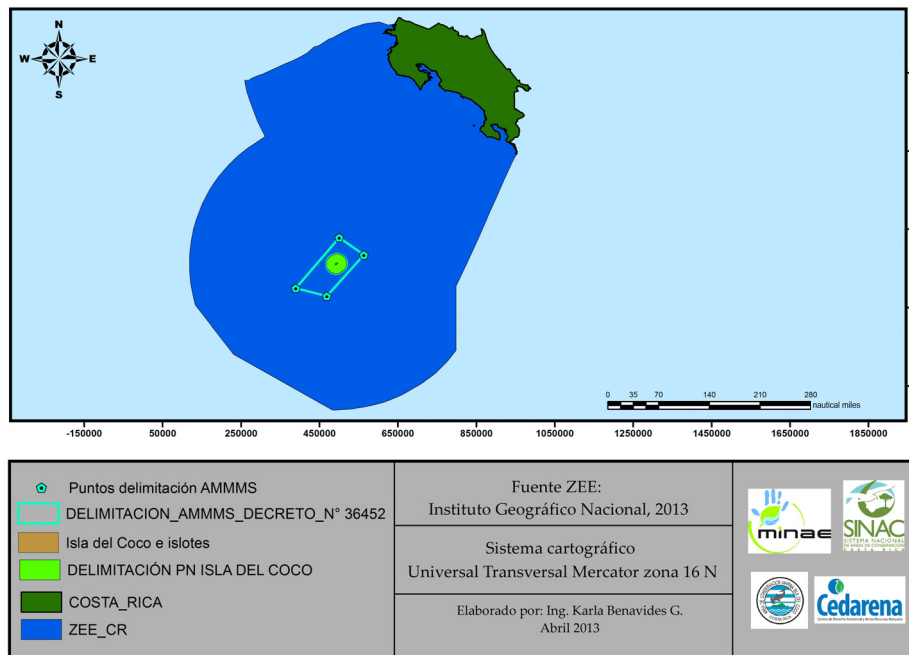


Figura 1. Ubicación del PNIC y el AMM MS con respecto a Costa Rica. Tomado de la Fundación Amigos de la Isla del Coco-FAICO, <https://www.cocosisland.org/galeria-de-fotos/>.

Figure 1. Location of PNIC and AMM MS with respect to Costa Rica. Taken from Friends of Cocos Island Foundation-FAICO, <https://www.cocosisland.org/galeria-de-fotos/>.

Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) clasifica los servicios ecosistémicos en tres grupos: contribuciones reguladoras, materiales y no materiales (IPBES 2017).

En este estudio, se analizan los servicios que aporta la naturaleza a los seres humanos bajo el primer marco conceptual; sin embargo, bajo el marco más reciente, las contribuciones descritas corresponden a servicios tanto materiales como no materiales.

Los servicios que brinda la naturaleza no poseen el mismo valor para todos los individuos; por ende, la agregación de los distintos valores marginales por debajo de algún tipo de umbral mínimo es el valor económico total (VET) (Cristeche y Penna 2008). Este se divide entre valores de uso y de no uso. Al observar y comprender el uso que se le da a un recurso, se discrimina entre diferentes métodos de valoración económica que permiten un análisis mayor con respecto a la utilidad o

bienestar que ofrecen los servicios ecosistémicos a los individuos. Estas metodologías se clasifican en métodos de preferencias reveladas o indirectos y preferencias declaradas o directos. En el primer caso, se pretende inferir la valoración que hacen las personas de un hecho que ya ocurrió a partir de la observación de su conducta en el mercado; mientras que en el segundo caso se presentan una situación hipotética que aún no se ha producido (Cristeche y Penna 2008). El presente trabajo se basa en las preferencias reveladas, es decir, se consideran aquellos individuos que están realizando un uso directo del servicio ecosistémico, en este caso, mediante la extracción de un producto para su comercialización o actividad recreativa, o bien, un uso indirecto a través del disfrute de observar las riquezas naturales. Debido al objetivo del estudio, no se miden los valores de uso indirecto, opción o existencia, por lo que se obtendrá un valor económico parcial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los parques nacionales y zonas adyacentes generan externalidades: estos son beneficios que otros perciben sin pagar por ellos de forma directa. En este caso, la existencia del AMM MS permite el desarrollo de actividades que conforman una cadena productiva y brinda utilidades a nivel local, regional, nacional e internacional.

La correspondencia conglomerado-cadena implica una serie de actividades que se encuentran interrelacionadas, es decir, forman parte de una cadena de ingresos. La labor de una es necesaria para la realización de las demás. Se determina como una herramienta que permite identificar las actividades productivas y reproductivas, asociadas a parques y áreas aledañas. Este instrumento se percibe (conceptual y operativamente) como el más útil para realizar el tipo de análisis esbozado, constituye entonces la combinación del análisis de conglomerado local y cadena transversal (es decir, desde la localidad de origen hasta el destino final). Con esto, se pueden arrastrar los múltiples efectos de vinculación hacia delante que tienen las áreas de manejo sobre la vida socioeconómica (Moreno 2015).

Lo anterior se relaciona a una dinámica de cadena de valor agregado. Por ende, el conglomerado debe comprenderse desde un aspecto metodológico, como un impulso que genera un desequilibrio del *statu quo*. En otras palabras, lo que equivale a una concentración sectorial y territorial de actividades y empresas que surgen a causa de determinados “cuellos de botella” (demanda por materias primas y servicios a suministrar por otras), que interactúan cada vez más entre ellas en términos productivos y organizacionales, que dependen en última instancia de la conservación o no del AMM MS (Moreno 2015).

Bajo este enfoque metodológico, se determinaron los actores y las actividades que forman parte de la cadena productiva y generan benefi-

cios económicos en los distintos niveles. Los conglomerados *per se* pueden representar o albergar dentro de ellos servicios ecosistémicos; por tal razón, se deben reconocer estos para facilitar la comprensión de los beneficios que pueden ser considerados como un servicio de la naturaleza. Por lo tanto, se identificaron en primer lugar los conglomerados existentes, y en segundo término, se revisó si existe una cadena productiva en la realización de las actividades. En los casos afirmativos, se midió el aporte de los diferentes participantes. Finalmente, se clasificó por servicios ecosistémicos.

En la fase de identificación, se realizó una amplia revisión bibliográfica y entrevistas con el fin de conocer los conglomerados que se presentan en el caso de estudio; posteriormente, se llevó a cabo una investigación previa para determinar los actores involucrados en cada uno de los conglomerados. En el caso de las actividades económicas, se efectuaron llamadas telefónicas que permitieron registrar que de 114 empresas que brindan el servicio de pesca deportiva y turística en el país, solamente 11 chárteres visitan el AMM MS. El número de turistas que realizan pesca deportiva en el país es una variable que presenta dificultad para ser calculada debido a que no existe un registro formal que indique la actividad que vienen a realizar los extranjeros cuando ingresan. Por ende, el cálculo del número de pescadores deportivos que viajan al AMM MS se determinó por el lado de la oferta, es decir, se consultó a diferentes chárteres que ofrecen sus servicios a la zona de estudio, la cantidad de viajes efectuados de forma anual y el número de personas en cada *tour*.

Por otra parte, de acuerdo con el Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPECA <https://www.incopescas.go.cr/>), que realiza un monitoreo de dispositivos de ubicación satelital o balizas, se reconocieron 36 barcos palangreros, y se determinó que tal cantidad de barcos se divisaron en la zona de forma regular. Se llevaron a cabo 72 encuestas considerando los actores seña-

lados con anterioridad y aquellos que forman parte de las actividades conexas, así como entrevistas a individuos claves. La información tomada de estudios anteriores fue actualizada considerando la inflación.

RESULTADOS

Conglomerados

Las características del AMM MS permiten el desarrollo de actividades que proveen beneficios de forma directa e indirecta en distintos ámbitos. Al realizar un análisis de conglomerados se simplifica la identificación de actividades que son servicios ecosistémicos y su posterior valoración. En este caso, se determinaron cuatro ejes primordiales: investigación y educación, gestión, ocio y vivencia espiritual, y actividades económicas.

Investigación y educación

Desarrollada por universidades, organizaciones no gubernamentales, fundaciones y otras entidades. Usualmente se ha concentrado en el PNIC; sin embargo, se han llevado a cabo estudios sobre el AMM MS, debido principalmente a su importancia como zona de paso y alimentación para especies migratorias y con el fin de ampliar el conocimiento existente sobre las virtudes de estas elevaciones submarinas. Es posible catalogar esta actividad dentro de los servicios culturales o no materiales.

Gestión

De igual forma que en el caso anterior, la gestión se realiza en el PNIC. El AMM MS cuenta con un plan de manejo donde se indican los recursos económicos requeridos; sin embargo, aún no hay un presupuesto directo, por lo que los recursos del PNIC se utilizan para el monitoreo de esta área también.

Ocio y vivencia espiritual

Los pescadores deportivos que visitan el ACMC, en específico el AMM MS, según indican capitanes y dueños de empresas que ofrecen chárteres, son turistas que están en busca de una nueva experiencia. El viaje a los montes submarinos representa, sin duda, una variación a la pesca que realizan normalmente, sobre todo por la belleza escénica que ofrece el área y por otra serie de actividades que realizan como *snorkeling* y observación de tiburones. Se clasifica dentro de los servicios culturales o no materiales. Si bien este servicio ecosistémico provee un aporte económico invaluable, su incidencia sobre el bienestar de las personas es altamente relevante.

Actividades económicas

Debido a la lejanía del área y las regulaciones que presenta, son pocas las actividades que se desarrollan en el AMM MS, pero en vista de las especies que es posible capturar, se convierte en un lugar de interés tanto para la pesca turística como para los barcos palangreros. Además, generan actividades que dan soporte a las anteriores, como los proveedores, empresas exportadoras, agencias de viajes, marinas y líneas aéreas. Este servicio se puede clasificar en la categoría de provisión o materiales.

De los cuatro conglomerados identificados, tres corresponden a servicios ecosistémicos. La investigación y educación, así como el ocio y la vivencia espiritual, se clasifican como servicios culturales. Por otro lado, las actividades económicas que se realizan en el área son posibles debido a los recursos existentes en el sitio, por lo que corresponden a un servicio de provisión.

Valoración de los servicios ecosistémicos

Como se explicó anteriormente, se identificaron los servicios ecosistémicos culturales y de provisión. Para este caso particular, la investigación y la educación, del mismo modo que el ocio y la vivencia espiritual, corresponden a un valor

de uso indirecto. El servicio de provisión, por su parte, es un valor de uso directo. Por ende, debido a que la medición de valores de no uso está fuera del alcance de este estudio, solamente se realizó la valoración económica del servicio de provisión, y los apartados siguientes se centran en desarrollar una síntesis de los beneficios que se obtienen de las actividades económicas (pesca deportiva y turística y pesca con palangre) que tienen lugar en el AMM MS.

Beneficios obtenidos de la pesca deportiva y turística

Según datos de INCOPECA (2019 com. pers. M Mug Villanueva), 444 botes están registrados para pesca turística y 183 para pesca deportiva. De las embarcaciones de pesca deportiva, solamente 52 son nacionalizadas y 131 son extranjeras; por lo tanto, estas últimas pueden permanecer en el país por un tiempo limitado (tres, seis o doce meses). En esta actividad, los pescadores deben cumplir con una serie de medidas que tienen como fin proteger los peces capturados; además, no pueden subir las especies declaradas de interés al bote debido a que se exponen a una multa. Es una práctica que se continúa realizando, aunque cada vez en menor medida.

Con los datos obtenidos a través de la oferta se determinó que en promedio 160 personas van al AMM MS. Los meses de mayor visita son los de temporada baja, que se extiende desde finales de abril hasta inicios de diciembre.

La mayoría de los individuos que practican pesca deportiva fueron hombres (87,5%), mientras que 12,5% mujeres (ICT 2011). Respecto a la nacionalidad de los entrevistados, el 93,3% fueron estadounidenses y el 6,7% canadienses, aunque según lo señalado por algunos expertos (gerente y trabajadores de la Marina Pez Vela), existe un pequeño porcentaje de turistas que provienen de otros países como Brasil y Venezuela.

Para la estimación del gasto, se identificaron siete rubros principales, obtenidos de estudios realizados anteriormente por el ICT (2011), Borowy (2004)¹ y consultas realizadas a empresas que ofrecen el servicio de chárter (Tabla 1). Para la identificación de los gastos (USD, dólares americanos) se realizó un desglose por país (Estados Unidos versus Canadá), ya que la diferencia en los billetes aéreos es significativa. Con los datos obtenidos, el pago por el alquiler de un chárter al AMM MS representó el 73% del total de gastos en el caso de los estadounidenses y 69% en el caso de los canadienses (Tabla 1). En el caso de un estadounidense, su gasto total en una semana de estadía en Costa Rica fue USD 11.203, mientras que para un canadiense fue de USD 11.773.

Contribuciones de la pesca deportiva y turística en el ámbito local, nacional e internacional

Los aportes de la pesca deportiva y turística mayoritariamente se realizaron en el ámbito local, ya que dentro de las marinas, tanto en Quepos como en Jacó, se desarrolla una serie de actividades conexas. La marina ofrece la infraestructura para que las personas interesadas coloquen sus restaurantes, motivo por el cual todos pagan un alquiler mensual de USD 2.481 en promedio. Al considerar los ingresos, así como sus gastos y costos de operación, el beneficio anual obtenido fue de USD 19.512,69.

Un *tour* al área de montes submarinos tiene una dinámica compleja, razón por la cual la cantidad de chárteres que ofrecen el *tour* es baja. El precio promedio fue de USD 8.108 y la estadía se extendió por 3 a 4 días. La principal motivación por la que visitan el área fue la cantidad de especies. Todos los entrevistados indicaron que se captura marlín rayado (*Kajikia audax*), 90% dijo que se captura pez vela (*Istiophorus nigricans*), 80% otras especies de marlín negro (*Istiompax indica*) y azul (*Makaira mazara*), y en menor medida atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*),

¹Los datos se convirtieron en valor presente realizando un ajuste con la inflación.

Tabla 1. Gasto promedio (USD, dólares americanos) de un pescador deportivo según país de procedencia a partir de datos de entrevistas realizadas en 2019.

Table 1. Average expenditure (USD American dollars) of a sport fisherman by country of origin based on data from interviews conducted in 2019.

Rubro	Estados Unidos (USD)	Canadá (USD)
Billete aéreo	549,31	1.119,71
Transporte	346,67	346,67
Hospedaje	1.033,35	1.033,35
Alimentación	325,70	325,70
Tour al AMM MS	8.140,00	8.140,00
Gastos relacionados con la actividad de pesca	486,55	486,55
Otros gastos de viaje	321,73	321,73
Total	11.203,30	11.773,70
Gasto promedio anual*	1.669.292,25	129.510,74

Tipo de cambio utilizado = 612,42.

*Se multiplicó el gasto promedio por la cantidad promedio de visitantes al año.

dorado (*Coryphaena hippurus*) y wahoo (*Acanthocybium solandri*).

La actividad de chárter genera 94 empleos directos y beneficios anuales netos por USD 69.779. Respecto al transporte dentro del país, muchas empresas de la marina Los Sueños ofrecen dentro del paquete que pagan los turistas un transporte que los recoge en el aeropuerto y posteriormente los regresa; el resto de los turistas llegan en autos alquilados. En cuanto a la marina Pez Vela, los turistas suelen optar por tomar un vuelo en avioneta, ya que cerca de la ciudad de Quepos está el aeropuerto La Managua. Los precios varían en cada caso. El gasto promedio de un turista si alquila un auto fue de USD 800 por semana, mientras que el costo del transporte de las empresas fue de USD 70 y USD 170 si viaja en avioneta.

El hospedaje es otro factor que varía, debido a que las marinas cuentan con condominios o villas; por ende, los pescadores deportivos pueden elegir uno de estos espacios, o bien, buscar un hotel cercano. Considerando las diferentes

opciones disponibles, se obtuvo que el precio promedio que invierte una persona por una semana de estadía fue de USD 1.033.

Las marinas son una plataforma que permite el desarrollo de la pesca deportiva y de las actividades conexas que surgen a su alrededor, como restaurantes, condominios o villas, tiendas de artículos deportivos o *souvenirs*, entre otras. Sus ingresos son significativos debido a que la condición socioeconómica de los turistas que visitan el área es por lo general alta. El beneficio anual aproximado se estimó en USD 2.156.520.

Cada una de estas actividades generó un beneficio económico a nivel local (Tabla 2). Los viajes al AMM MS conformaron el porcentaje más significativo: 62,7%, seguido, muy por debajo, por los salarios y el hospedaje.

A nivel nacional encontramos una serie de beneficios que aporta la pesca deportiva: servicios públicos, entre otros, incluidos en este ámbito. Sobre este punto es preciso aclarar que, en el caso de las marinas, el dato no se brindó desagre-

Tabla 2. Sistematización de los aportes anuales locales de la pesca deportiva y turística a partir de datos de encuestas de 2019 (USD, dólares americanos).

Table 2. Systematization of the local annual contributions of sport and tourist fishing based on survey data from 2019 (USD, American dollars).

Alcance-escala del aporte	Actividad beneficiada	Tipo de aporte (bien/servicio/externalidad) valorado según fuente de ingresos (USD)	Porcentaje del aporte total
Local	Transporte	553.567,04	2,7
	Hospedaje	1.650.066,35	8,0
	Tour al AMM MS	12.998.054,93	62,7
	Gastos relacionados con pesca	776.929,19	3,7
	Restaurantes	19.512,69	0,1
	Chárteres	69.778,91	0,3
	Salarios	2.677.861,60	12,9
	Alquileres	138.649,95	0,7
	Alimentos	576.075,24	2,8
	Bebidas	65.778,39	0,3
	Gastos de mantenimiento	73.870,87	0,4
	Gastos operativos	602.194,57	2,9
	Gastos por patentes	2.612,59	0,01
	Limpieza	783,78	0,004
	Otros gastos	528.438,33	2,5
	Total	20.734.174,42	100

Tipo de cambio = 612,42.

gado; por ende, al momento de la sistematización de los aportes, el rubro se clasifica como “otros servicios” (Tabla 3).

Considerando que los pescadores deportivos tomados en cuenta para este estudio fueron extranjeros, estos deben pagar un impuesto de salida del país, valorado en USD 29, que viene a fortalecer la economía costarricense. Se valoraron también en este ámbito los impuestos de renta pagados por chárteres y marinas, así como los gastos financieros que estos deben realizar. Además, se contempló la licencia de pesca turística que deben pagar anualmente las empresas que ofrecen estos servicios, así como el pago de un carné que debe portar todo pescador que desee participar en esta actividad recreativa (Tabla 3).

Finalmente, se consideró el ámbito internacional debido a que el aporte de los billetes aéreos genera réditos a las compañías internacionales de aerolíneas. Se obtuvo un gasto anual de USD 93.939 considerando el porcentaje indicado por el ICT (2019) de extranjeros provenientes de EE.UU. (93,3%) y Canadá (6,7%), respectivamente.

Beneficios obtenidos de la pesca con palangre

La actividad palangrera se desarrolla en el país desde la década de los 70 aproximadamente. Este sector se clasifica dentro de la pesca artesanal; sin embargo, debido al tamaño de las embarcaciones y su autonomía, se diferencia de los pescadores artesanales de pequeña escala. Además, divergen

Tabla 3. Sistematización de los aportes anuales nacionales de la pesca deportiva y turística a partir de datos de encuestas de 2019 (USD, dólares americanos).

Table 3. Systematization of the annual national contributions of sport and tourist fishing based on survey data from 2019 (USD American dollars).

Alcance-escala del aporte	Actividad beneficiada	Tipo de aporte (bien/servicio/externalidad) valorado según fuente de ingresos (USD)	Porcentaje del aporte total
Nacional	Electricidad	33.394,73	19,3
	Agua	23.979,62	14,0
	Teléfono	7.225,83	4,2
	Internet	2.719,70	2,0
	Otros servicios	49.965,71	28,9
	Impuesto de salida del país	4.636,82	3,0
	Licencias pesca turística	5.424,93	3,1
	Carné	2.398,35	1,0
	Impuesto de renta	28.287,78	16,3
	Gastos financieros	14.989,71	9,0
	Total	173.023,18	100

Tipo de cambio = 612,42.

en cuanto a las especies objetivo de pesca. Las embarcaciones tanto de mediana escala como de avanzada tienen la capacidad de permanecer en el mar un mes o más, según sea el caso, y se inclinan por la pesca de grandes pelágicos.

Datos brindados por INCOPECA (2019 com. pers. M Mug Villanueva) indican que las embarcaciones dedicadas al palangre actualmente registradas corresponden a 351, de las cuales aproximadamente 79 son de escala avanzada y 272 son de mediana escala (no todas se encontraban trabajando).

En la consulta realizada a los propietarios de embarcaciones de palangre, se consideró la población total identificada por INCOPECA que realiza actividades en el AMM MS. Según los datos de las encuestas, 61% de las embarcaciones se encontraron en Puntarenas y 39% en Quepos. Se detectó además una cantidad mayor de embarcaciones de mediana escala que desarrollan su actividad en la zona de estudio, en comparación

con las de escala avanzada. En concreto, se identificó que el 42% de las embarcaciones eran de escala avanzada y el 58% de mediana escala, lo que significa que estas últimas han sido modificadas para obtener mayor autonomía. Según los datos brindados por los palangreros, los barcos de escala avanzada que no se encuentran en esta área (la mayoría) pescan en zonas fuera del territorio costarricense.

Ingresos de la actividad palangrera

Según los resultados de las encuestas realizadas, el sector palangrero extrae anualmente un promedio de 3.809,3 t. Si se visualiza por especie, el dorado (*C. hippurus*) (1.602 t) representó la principal especie capturada, seguida por el pez espada (*Xiphias gladius*) (904,7 t), atún aleta amarilla (*T. albacares*) (735,3 t), el marlín (*K. audax*; *I. indica*; *M. mazara*) (324 t), el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) (184,5 t) y el pez vela (*I. nigricans*) (58,8 t) (Tabla 4). La pesca anual obtenida explíci-

Tabla 4. Captura (t) por marea de las embarcaciones palangreras de todo el sector y del AMM MS a partir de datos de encuestas de 2019.

Table 4. Catch (t) per trip from longline vessels across the sector and from the AMM MS based on 2019 survey data.

Especies	Captura promedio por viaje	Captura por viaje del sector	Porcentaje promedio del AMM MS	Captura anual por el sector en el AMM MS
Dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>)	4,94	178,00	18	288,36
Atún (<i>Thunnus albacares</i>)	2,27	81,70	62	455,89
Pez vela (<i>Istiophorus nigricans</i>)	0,24	6,54	19	11,18
Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	2,79	100,52	57	515,67
Marlín (<i>Kajikia audax</i> ; <i>Istiompax indica</i> ; <i>Makaira mazara</i>)	1,03	36,00	48	155,52
Tiburón martillo (<i>Sphyrna lewini</i>)	0,57	20,50	34	62,73
Total	11,85	423,26	No aplica	1.180,78

tamente por todo el sector del AMM MS representó 1.180,8 t. Como es posible visualizar, no todo lo capturado proviene de esta área; los palangreros viajan a otras zonas cerca de islas Galápagos, Nicaragua, Panamá o se quedan en otras áreas cercanas a la zona económica exclusiva.

Los precios de venta por especie por lo general responden a cuestiones de oferta y demanda, aunque en ocasiones el monto de venta es decidido por las empresas exportadoras que les compran el producto a los palangreros (Tabla 5). De las especies capturadas, el atún fue el que se comercializó con un mejor precio, seguido por el pez espada y el marlín. Por el contrario, el pez vela y el tiburón fueron especies menos rentables posiblemente debido a que son especies que solamente se venden en el mercado local y no son sujetas a exportación.

Con los datos se realizó una aproximación de los ingresos a nivel individual y sectorial por la venta de pescado. Para este caso específico, se estimaron los ingresos considerando únicamente lo extraído en el AMM MS. Un palangrero individual genera, de forma anual, USD 188.416 aproximadamente. Por ende, el sector palangrero genera USD 6.782.968 al año (Tabla 6).

Para la estimación de los costos en que incurren, se consultó a los encuestados por los gastos en servicios básicos como electricidad, agua, teléfono y otros servicios como internet, cable, limpieza, salarios y mantenimiento (los primeros cinco rubros solo aplican para aquellos que cuentan con un local o empresa); adicionalmente, se consultó por el costo del alisto y las artes de pesca. El total de egresos representó USD 2.873.765, por lo que los beneficios netos anuales fueron de USD 3.909.203.

Actividades conexas: proveedores y empresas exportadoras

La existencia de la actividad palangrera trae consigo la presencia de otras actividades económicas como son los proveedores y las empresas exportadoras, los cuales, además, crean fuentes de empleo y utilizan productos de otros proveedores, formando una cadena de valor alrededor de los palangreros.

En el caso de los proveedores, son tres los que abastecen mayoritariamente a los palangreros tanto de la zona de Quepos como de Puntarenas, en el rubro de equipamiento para pesca, manteni-

Tabla 5. Precio de venta según especie a partir de datos de encuestas 2019.
 Table 5. Sale price according to species based on 2019 survey data.

Especie	Precio promedio (USD kg ⁻¹)	Precio mínimo (USD kg ⁻¹)	Precio máximo (USD kg ⁻¹)
Dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>)	3,63	1,55	5,71
Atún (<i>Thunnus albacares</i>)	5,83	3,09	8,57
Pez vela (<i>Istiophorus nigricans</i>)	1,47	0,93	2,00
Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	4,63	3,12	6,15
Marlín (<i>Kajikia audax</i> ; <i>Istiompax indica</i> ; <i>Makaira mazara</i>)	3,65	2,05	5,26
Tiburón martillo (<i>Sphyrna lewini</i>)	1,66	1,14	2,17

Tipo de cambio = 612,42.

Tabla 6. Estimación de ingresos brutos (USD, dólares americanos) generados anualmente por un palangrero promedio y por el sector palangrero en el AMM MS, a partir de datos de encuestas 2019.
 Table 6. Estimated annual gross income (USD, American dollars) generated by an average longliner and by the longliner sector in the AMM MS based on 2019 survey data.

Ingresos por venta de pescado	Ingreso promedio individual (USD)	Ingresos sector palangrero (USD)
Dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>)	29.101,35	1.047.648,67
Atún (<i>Thunnus albacares</i>)	73.819,75	2.657.511,22
Pez vela (<i>Istiophorus nigricans</i>)	456,17	16.422,33
Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	66.367,25	2.389.221,15
Marlín (<i>Kajikia audax</i> ; <i>Istiompax indica</i> ; <i>Makaira mazara</i>)	15.783,28	568.198,30
Tiburón martillo (<i>Sphyrna lewini</i>)	2.887,94	103.966,15
Total	188.415,77	6.782.967,82

Tipo de cambio = 612,42.

miento y reparación. Los productos que brindan las empresas provienen en su mayoría del extranjero, y otros son comprados en el área metropolitana o a nivel local. La venta de estos insumos generó ingresos anuales por USD 1.633.497. Con respecto a los gastos, se incluyeron los salarios, alquiler y servicios públicos, lo cual sumó USD 212.599 y brindó una utilidad de USD 1.420.897.

Es importante señalar que en los gastos no se

incluye el costo de las mercancías que finalmente comercializan, es decir, esos productos que ellos compran y luego revenden a los pescadores con un precio más elevado no se consideraron. Por ende, se muestran los beneficios brutos.

Las empresas exportadoras, por su parte, son las que reciben lo capturado por los palangreros para posteriormente dispensarlo al exterior del país, principalmente al mercado estadounidense.

Para el cálculo de los ingresos se consideró el precio de venta al mercado internacional por kilogramo, brindado por INCOPECA (2019 com. pers. M Quirós). El total de ganancias anuales que obtuvo el sector exportador fue de USD 2.156.180 cuando se consideran únicamente las cantidades obtenidas del AMM MS. Nuevamente, se hace referencia a los beneficios brutos.

Contribuciones de la actividad palangrera al AMM MS en el ámbito local, regional y nacional

A nivel local, los beneficios anuales correspondieron a USD 10.325.197 (Tabla 7). De estos, el 38% fue por la actividad en sí, 21% por aporte de las exportadoras, y 14% se debió a los proveedores. El porcentaje restante provino de salarios, gastos de insumos, artes de pesca, entre otros.

Respecto a los beneficios regionales, el aporte anual fue de USD 189.041, correspondiente a los gastos realizados principalmente en alisto y artes de pesca; asimismo, la compra de carnada fue lo que generó el mayor gasto (51%) (Tabla 8). Algunos de estos rubros se repiten de la Tabla 7, ya que son adquiridos en una localidad distinta a donde desarrollan la actividad; por ende, el aporte se convierte en regional. A nivel nacional, el aporte anual fue de USD 58.406, el cual provino del pago de servicios, pago de la licencia y navegabilidad (Tabla 9).

Considerando todos los niveles (local, regional y nacional), el aporte total de lo capturado en esta área fue de USD 10.572.644 anuales. Aquí es importante acotar que el aporte por parte de la pesca con palangre a nivel general, es decir, tanto fuera como dentro del AMM MS, correspondió a un total de USD 22.831.739 anualmente. En resumen, la sistematización de los aportes mencionados con anterioridad, según los diferentes ámbitos y actividades económicas, evidencia que la actividad que más aportó fue la pesca deportiva y turística: significó aproximadamente USD 31.573.781 al año, lo que equivalió al valor de los servicios ecosistémicos cuantificables que provee el área (Tabla 10).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los servicios ecosistémicos del AMM MS corresponden a los culturales y de provisión, ya que se toman en cuenta únicamente los conglomerados identificados; sin embargo, esta área brinda otra serie de servicios como los de soporte o regulación.

Los servicios culturales son intangibles, pero pueden brindar al ser humano mayor bienestar que otras actividades con algún costo. La riqueza marina del AMM MS comprende un espacio de admiración estética que brinda una experiencia espiritual gracias al entorno natural. El disfrute de actividades como *snorkeling*, la observación de diversidad de especies, o el simple silencio que la zona brinda, la convierten en un ambiente ideal para el ocio y la vivencia espiritual.

En el caso de los servicios de provisión, se observa que el aporte se da mediante la extracción, en este caso de alimentos; si bien en la pesca deportiva la mayoría de las ocasiones el pez es devuelto al mar, se considera que el AMM MS provee un servicio en beneficio de las personas. Por ende, se contabilizan todas las ganancias como el valor monetario que brindan los servicios ecosistémicos del AMM MS, los cuales podrían verse afectados si no se regula la pesca en el sitio.

El viaje a los montes submarinos puede ser una experiencia única para las personas dedicadas a la pesca deportiva y turística, debido principalmente al tamaño de las especies y ejemplares que se pueden capturar, entre estas, tres tipos de marlín, que es la especie más buscada por los pescadores deportivos, como se indicó en las entrevistas. El bajo impacto de la pesca deportiva en el espacio marino es relevante; sin embargo, se debe siempre constatar y supervisar que se cumpla con las medidas establecidas.

En el caso de la pesca con palangre, el panorama es un poco más complejo. Al ser grandes embarcaciones con una mayor capacidad de

Tabla 7. Sistematización de los aportes anuales locales que provienen del AMM MS, a partir de datos de encuestas 2019 (USD, dólares americanos).

Table 7. Systematization of local annual contributions that come from the AMM MS, based on 2019 survey data (USD, American dollars).

Alcance-escala del aporte	Actividad beneficiada	Tipo de aporte (bien/servicio/externalidad) valorado según fuente de ingresos (USD)	Porcentaje del aporte total
Local	Actividad palangrera	3.909.203,08	38,0
	Proveedores	1.420.897,42	14,0
	Empresas exportadoras	2.156.180,17	21,0
	Salarios	1.227.392,97	12,0
	Compra de combustible	637.769,41	6,0
	Compra de carnada	73.994,74	1,0
	Compra de hielo	66.640,72	0,6
	Compra de aceite	2.840,49	0,03
	Limpieza	28.215,93	0,3
	Mantenimiento	573.121,39	6,0
	Compra de artes de pesca	47.938,87	0,5
	Alimentación para el viaje	171.204,87	2,0
	Alquiler	9.797,20	0,1
	Total	10.325.197,24	100,00

Tipo de cambio = 612,42.

Tabla 8. Sistematización de los aportes anuales regionales que provienen del AMM MS, a partir de datos de encuestas 2019 (USD, dólares americanos).

Table 8. Systematization of the regional annual contributions that come from the AMM MS, based on 2019 survey data (USD, American dollars).

Alcance-escala del aporte	Actividad beneficiada	Tipo de aporte (bien/servicio/externalidad) valorado según fuente de ingresos (USD)	Porcentaje del aporte total
Regional	Compra de carnada	96.813,66	51
	Compra de hielo	47.940,71	25
	Compra de aceite	11.525,20	6
	Compra de artes de pesca	33.761,44	18
	Total	189.041,01	100

Tipo de cambio = 612,42.

Tabla 9. Sistematización de los aportes anuales nacionales que provienen del AMM MS, a partir de datos de encuestas 2019 (USD, dólares americanos).

Table 9. Systematization of the national annual contributions that come from the AMM MS, based on 2019 survey data (USD, American dollars).

Alcance-escala del aporte	Actividad beneficiada	Tipo de aporte (bien/servicio/externalidad) valorado según fuente de ingresos (USD)	Porcentaje del aporte total
Nacional	Licencia	9.101,60	16
	Certificado de navegabilidad	2.258,61	4
	Electricidad	22.494,37	39
	Agua	7.602,63	13
	Teléfono	12.834,33	22
	Internet	4.114,82	7
	Total	58.406,36	100

Tipo de cambio = 612,42.

Tabla 10. Aporte total de las actividades desarrolladas en el PNIC y el AMM MS, a partir de datos de encuestas 2019 (USD, dólares americanos).

Table 10. Total contribution of the activities developed in the PNIC and the AMM MS, based on 2019 survey data (USD, American dollars).

Actividad	Ámbito				Total por actividad (USD)
	Local (USD)	Regional (USD)	Nacional (USD)	Internacional (USD)	
Pesca deportiva y turística	20.734.174	No aplica	173.023	93.939	21.001.137
Pesca con palangre	10.325.197	189.041	58.406	No aplica	10.572.644
Total por ámbito	31.059.371	189.041	231.429	93.939	31.573.781

Tipo de cambio = 612,42.

pesca, pueden capturar gran cantidad de especies vulnerando de esta manera la zona. El AMM MS cuenta con espacios de protección donde se prohíbe la pesca, con el fin de proteger especies que son de suma importancia para el ecosistema, pero al lanzar la red incluso en áreas donde es permitido, las fuertes corrientes que caracterizan el AMM MS pueden moverlas hasta las zonas de

protección. Adicionalmente, el palangre tiene alta pesca incidental, es decir que captura especies que no son objetivo.

Una alternativa para minimizar el daño en el AMM MS es implementar artes cuya pesca incidental sea menor. También es necesario restringir el acceso a cerqueros internacionales que recurren a métodos como la pesca con explosi-

vos, lo cual mata de forma indiscriminada un gran número de peces (Ramírez 2013; Rojas 2013), afectando la preservación de los recursos ante la sobreexplotación y eventual daño del ecosistema marino.

Otro punto relevante es la protección del tiburón martillo (*S. lewini*), entre otras especies, ya que según la investigación realizada, las ganancias por su captura en el AMM MS y su posterior venta equivalen a USD 103.966 anualmente. Sin embargo, “los tiburones vivos proveen un beneficio de USD 14.522.596 de forma anual” (Moreno et al. 2021), una diferencia muy significativa. Si bien el sector de pesca y el de buceo no son el mismo, debido a que los montes submarinos Las Gemelas se encuentran a una distancia aproximada “de 79,83 km desde la Isla del Coco” (2020 com. pers. R Arauz), se evidenció que existe una conectividad entre ambos espacios.

En años recientes, como parte de una investigación científica, se realizó el marcaje de un tiburón martillo hembra (*S. lewini*). Los resultados indican que:

“Fue detectado 139 veces de manera intermitente por los receptores de la Isla del Coco y Las Gemelas hasta mayo del 2016, las cuales nunca ocurrieron por más de tres días consecutivos (...). Adicionalmente, se registró la presencia de un tiburón zorro pelágico en Las Gemelas el 18 de marzo del 2016, casi un año después de su marcaje (5 mayo del 2015). *A. pelagicus* permaneció durante cinco días más en este monte submarino, siendo detectado un total de 30 veces (Chávez et al. 2020, p. 323-324)”.

Considerando que otros tiburones mantengan un comportamiento similar a los registrados, se podría estar reduciendo la población de especies que visitan de forma constante la isla y son el principal atractivo de turismo. Moreno et al. (2021) señalan en su estudio que:

“El 67% de los entrevistados indicó que dejarí-

an de visitar el parque ante la desaparición de los tiburones, lo cual equivale a 1.284 personas menos por año; esto incidiría de forma significativa y directa en los beneficios obtenidos por el parque y la economía del país que se favorece de este tipo de turismo (hoteles, transporte, restaurantes, turoperadores, entre otros). Además, tomando en cuenta que la mayoría de los turistas (82%) se informa de la existencia del parque mediante amigos, esto significaría que no se recomendaría la visita al parque en caso de disminuir la especie objetivo por la que vienen, incrementando el número de personas que podrían no visitar el parque (p. 24)”.

Los estudios realizados ratifican la necesidad de brindarles más protección a las distintas poblaciones de tiburones que transitan entre el AMM MS y la Isla del Coco, y que son un elemento esencial para el desarrollo económico y ambiental de Costa Rica, valiendo más vivos que muertos.

Respecto al AMM MS, su riqueza marina le permite ser una zona con recursos llamativos para los pescadores deportivos: las especies son de mayor tamaño, según se ha indicado y, además, es posible encontrar diferentes tipos de marlín, la cual es una de las principales especies por la que los pescadores deportivos visitan Costa Rica, pues es de los pocos países donde es posible visualizar esta especie y sus diferentes tipos (2019 com. pers. J Duchesneau).

La gran diversidad biológica, y sus numerosas especies, no significa que puedan ser capturadas sin preocupación alguna; por el contrario, es necesario velar por una pesca sostenible que preserve a especies en peligro de extinción (SINAC 2013).

En el caso de la pesca deportiva, tomando en cuenta la conservación, si bien existe un límite de especies que pueden ser capturadas y, por ende, su impacto sobre las poblaciones de peces es menor, es importante incrementar la vigilancia para constatar que las especies declaradas de

interés no sean subidas a la embarcación, ya que, aunque sean devueltas al agua en muchas ocasiones, si no se siguen medidas estrictas de “captura y suelta” las posibilidades de sobrevivencia para el pez son escasas (Fundación MarViva 2011).

La pesca con palangre es una actividad que se debe analizar con mayor profundidad, debido a su importancia socioeconómica y a su impacto ambiental. Es de suma relevancia que la actividad se acompañe de medidas establecidas por las instituciones encargadas y otras consideradas por MarViva (Ross 2014), que velan por la implementación de prácticas que conllevan una mayor sostenibilidad del arte. Por ejemplo, la eficiencia del arte *greenstick* es mayor que la pesca con palangre; por ello, capacitar a los palangreros que aún no utilizan este arte permitirá la captura de la especie con mayor rentabilidad (atún) y, además, disminuirá el impacto negativo de la pesca en el área.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos profundamente a la Fundación Amigos de la Isla del Coco (FAICO, <https://www.cocosisland.org>) por su apoyo en la elaboración y financiamiento de la investigación. Agradecemos al equipo de supervisión técnica de MINAE: Silvia Matamoros y Damián Martínez; ACOM: Gina Cuza, Esteban Herrera y Geiner Golfín; FAICO: Alejandra Villalobos y Andrea Montero, por la retroalimentación realizada a los avances y versión final del estudio que dio origen al presente artículo. También nuestro agradecimiento por la información suministrada en las entrevistas a Moisés Mug Villanueva y Marianela Quirós, vicepresidente ejecutivo y agente del departamento de mercadeo de INCOPESCA, respectivamente; al biólogo consultor Dr. Randall Arauz; y a Jeff Duchesneau, director general de Marina Pez Vela.

REFERENCIAS






- BOROWY F. 2004. Investigación sobre el impacto socioeconómico de las instalaciones conocidas como Marina Los Sueños, localizadas en Playa Herradura, Distrito de Jacó, Cantón de Garabito, Puntarenas. San José, Costa Rica: ICT. <https://www.ict.go.cr/es/documentos-institucionales/comisi%C3%B3n-marinas-y-atracaderos-tur%C3%ADsticos-cimat/810-informe-final-los-suenos/file.html>.
- CHÁVEZ E-J, RANDALL A, HEARN A, NALESSO E, STEINDER T. 2020. Asociación de tiburones con el monte submarino Las Gemelas y primera evidencia de conectividad con la Isla del Coco, Pacífico de Costa Rica. *Rev Biol Trop.* 68 (1): S320-S329. doi:10.15517/rbt.v68is1.41202
- CRISTECHE E, PENNA J. 2008. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. N° 3. 55 p. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-metodos_doc_03.pdf.
- FUNDACIÓN MARVIVA. 2011. Guía de buenas prácticas para la pesca deportiva en el mar. Bogotá. 16 p. <https://www.marviva.net/es/node/152>.
- [ICT] INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO. 2011. Estudio del perfil del turista que practica pesca deportiva y turística, a realizarse en los aeropuertos internacionales y en la marina Los Sueños. Informe Final de Partida N° 2. Instituto Costarricense de Turismo (ICT). CIMAT. TATUM. <https://www.ict.go.cr/es/documentos-institucionales/comisi%C3%B3n-marinas-y-atracaderos-tur%C3%ADsticos-cimat/806-estudio-del-perfil-turista-que-practica-pesca-deportiva-y-turistica/file.html>.
- [ICT] INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO. 2019. Principales actividades realizadas por turistas. Unidad de Administración de la Información. Instituto Costarricense de Turismo. <https://www.ict.go.cr/es/documentos->

- institucionales/estad%C3%ADsticas/cifras-tur%C3%ADsticas/actividades-realizadas/1404-principales-actividades/file.html.
- [IPBES] INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. 2017. Update on the classification of nature's contributions to people by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services IPBES/5/INF/24. Bonn, Germany, 7-10 March 2017. <https://ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/ipbes-5-inf-24.pdf>.
- [MEA] MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystems and their services. <https://millenniumassessment.org/documents/document.300.aspx.pdf>.
- MORENO ML. 2015. Valoración de los efectos socioeconómicos y los recursos naturales en el contexto de la variabilidad climática en zonas costeras de Costa Rica [tesis de doctoral]. Repositorio TEC. https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/9230/valoracion_efectos_socioeconomico_recursos_naturales_costas_cr.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- MORENO ML, JIMÉNEZ K, VILLALOBOS C. 2021. Approximation of the benefits of socioeconomic activities in Cocos Island National Park and the effects of climate change. RIAT, 17 (1), 14-26. <https://riat.otalca.cl/index.php/test/article/view/582>.
- RAMÍREZ M. 2013. Coincidencias políticas atuneras en el Pacífico. Diario Extra. <http://www.diarioextra.com/Dnew/noticiaDetalle/173200>.
- ROJAS P. 2013. Denuncian afectación de embarcaciones atuneras sobre pescadores turísticos. CrHoy. <https://archivo.crhoy.com/denuncian-afectacio-de-embarcaciones-atuneras-sobre-pescadores-turisticos/ambiente/>.
- ROSS E. 2014. Artes, métodos e implementos de pesca. San José, Costa Rica. Fundación MarViva. p. 86. <https://www.marviva.net/es/biblioteca-del-mar>.
- [SINAC] SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN. 2013. Plan de Manejo del Área Marina de Manejo de Montes Submarinos (AMM MS), Costa Rica. Área de Conservación Marina Cocos (ACMC). Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). 102 p. <http://isladelcoco.go.cr/wp-content/uploads/2018/06/PLAN-DE-MANEJO-DEL-AREA-MARINA-DE-MANEJO-MONTES-SUBMARINOS-AMM-MS-1.pdf>.
- ZAPATA FA, ROBERTSON DR. 2006. How many species of shore fishes are there in the tropical Eastern Pacific? *J Biogeogr.* 34: 38-51. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01586.x

ORIGINAL RESEARCH

Trophic ecology of Patagonian flounder *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) in the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem

GONZALO H. TROCCOLI¹, ANDRÉS C. MILESSI^{2,3,*}, NOEMÍ MARÍ¹, DANIEL FIGUEROA⁴ and AGUSTÍN M. DE WYSIECKI⁵

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Argentina. ³Organización para la Conservación de Cetáceos (OCC), Uruguay. ⁴Laboratorio de Biología de Peces, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ⁵Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Boulevard Brown 2915, U9120ACD - Puerto Madryn, Argentina. ORCID Gonzalo H. Troccoli  <https://orcid.org/0000-0002-0057-4325>, Andrés C. Milessi  <https://orcid.org/0000-0003-3897-4970>, Noemí Marí  <https://orcid.org/0000-0003-2278-6510>, Daniel Figueroa  <https://orcid.org/0000-0003-3258-1092>, Agustín M. De Wysiecki  <https://orcid.org/0000-0002-0506-3495>



ABSTRACT. Food habits and diet composition of Patagonian flounder *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) were studied on the basis of stomach content analyses from 828 specimens (512 females, 304 males, 12 unsexed) collected during 16 commercial cruises between February 2009 and April 2010 in the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem (34° S-41° S). A total of 272 stomachs (32.9%) contained food (184 females and 84 males), among which 20 prey taxa were identified. The most important prey category was pelagic fish, primarily Argentine anchovy (*Engraulis anchoita*), followed by rough scad (*Trachurus lathami*). Evidence showed that females consumed a higher total wet weight of prey compared to males. Results also suggested a specialised diet over *E. anchoita*, across all sex and size groups. The estimated trophic level for the population of *P. patagonicus* was 4.16. This study suggests that *P. patagonicus* is a tertiary piscivorous consumer of the trophic food web in the region, and reveals changes in the prey consumption compared with previous studies.

Key words: Diet, feeding strategy, spatio-temporal variation, trophic level.



*Correspondence:
andresmilessi@yahoo.com

Received: 5 September 2021
Accepted: 1 December 2021

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

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

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



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

Ecología trófica del lenguado patagónico *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) en el Ecosistema Costero Argentino-Uruguayo

RESUMEN. Se estudiaron los hábitos alimentarios y la composición de la dieta del lenguado patagónico *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) sobre la base del análisis del contenido estomacal de 828 especímenes (512 hembras, 304 machos, 12 indeterminados) recolectados durante 16 cruceros comerciales entre febrero de 2009 y abril de 2010 en el Ecosistema Costero Argentino-Uruguayo (34° S-41° S). Un total de 272 estómagos (32,9%) contenían alimento (184 hembras y 84 machos), entre los que se identificaron 20 taxones de presas. La categoría de presa más importante fue los peces pelágicos, principalmente la anchoíta argentina (*Engraulis anchoita*), seguida por el surel (*Trachurus lathami*). La evidencia mostró que las hembras consumieron un mayor peso húmedo total de presa en comparación con los machos. Los resultados también sugirieron una dieta especializada sobre *E. anchoita* para todos los sexos y tamaños. El nivel trófico estimado para toda la población de *P. patagonicus* fue 4,16. Este estudio sugiere que *P. patagonicus* es un consumidor piscívoro terciario de la trama trófica en la región, y revela cambios importantes en el consumo de presas en comparación con estudios previos.

Palabras clave: Dieta, estrategia alimenticia, variación espacio-temporal, nivel trófico.

INTRODUCTION

Predation in nature is a central ecological process as it contributes to understanding the interactions of predators with their prey within an ecosystem (Elton 1927). Today, it is known that relationships between two or more species are described as nodes of a food web which can interact with each other and, therefore, any alteration can affect its stability (Lawton and Pimm 1978; Sterner et al. 1997).

The main coastal fishery in Argentina is carried out along the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem (AUCE, 34° S-41° S), namely the Bonaerense Coastal Fishery (Carozza et al. 2004). More than 40 species are caught including crustaceans, molluscs and fish. The latter are grouped into the 'varied coastal', which is composed of about 30 species, both bony and cartilaginous fish (Lasta et al. 1998; Massa et al. 2004). In 2009, declared landings of 30 species making up the coastal assemblage was 105,361 t, from which 86.7% was obtained within the AUCE (Fernández Aráoz et al. 2010).

In particular, the Patagonian flounder (*Paralichthys patagonicus*) is one of the main fishing resources in the AUCE, due to both its excellent meat quality and its high market price (Fabrè 1992). As a result of its high commercial importance, overfishing is a major threat in the region, leading this species to a vulnerable conservation status (Riestra et al. 2020). Over the past decades, annual catches ranged from 6,000 to 7,000 t year⁻¹, but more recently they shifted to an average of ~ 3,200 t year⁻¹ (MAGyP 2021). In 2008, for example, catches of *P. patagonicus* contributed to 7% (6,930 t) of total declared landings in the AUCE (Rico and Lagos 2010), whereas in 2009, this percentage slightly decreased to 6.4% (5,890 t) (Fernández Aráoz et al. 2010). During 2020, the capture of flounders in Argentina and Uruguay diminished significantly to 1,891 t,

accounting for 2.2% of total harvest (CTMFM 2021). Nevertheless, *P. patagonicus* continues to be the one that predominates the catches among the four species of flounder landed in the AUCE (Rico and Perrotta 2009; Rico 2010).

Paralichthys patagonicus is a benthic species inhabiting soft bottoms (Menni 1983), characterized as an ichthyophagous as well as a generalist mesopredator (Carneiro 1995; Sánchez and Díaz de Astarloa 1999). Its diet is based on fish with demersal-benthic habits (40.4%), mainly banded cusk-eel *Raneya brasiliensis*, and followed by pelagic fish (31.0%), including rough scad *Trachurus lathami* and Argentine anchovy *Engraulis anchoita* (Sánchez and Díaz de Astarloa 1999). Previous studies were based on qualitative analysis and did not provide the feeding strategy of *P. patagonicus*, nor its trophic role or any changes in diet concerning sex and size. Therefore, this work aimed to quantitatively determine the diet composition of *P. patagonicus* and find possible differences in prey consumption between sex and size groups, as well as its feeding strategies and trophic position in the AUCE.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study area is located in the AUCE region at the northern part of the Argentine Continental Shelf, between 34° S and 41° S and from the coastline to the 50 m deep isobath (Figure 1). On a large scale, the AUCE is influenced by various sources of oceanographic variability. In the northern area, it receives the influence of the coastal branch of the Brazil Current and the freshwater discharge from the Río de la Plata (Guerrero et al. 1997). In the southern area, it is influenced by the discharge of the Negro and Colorado rivers and the salty waters of San Matías Gulf (Lucas et al. 2005). In the outer eastern waters, it receives the

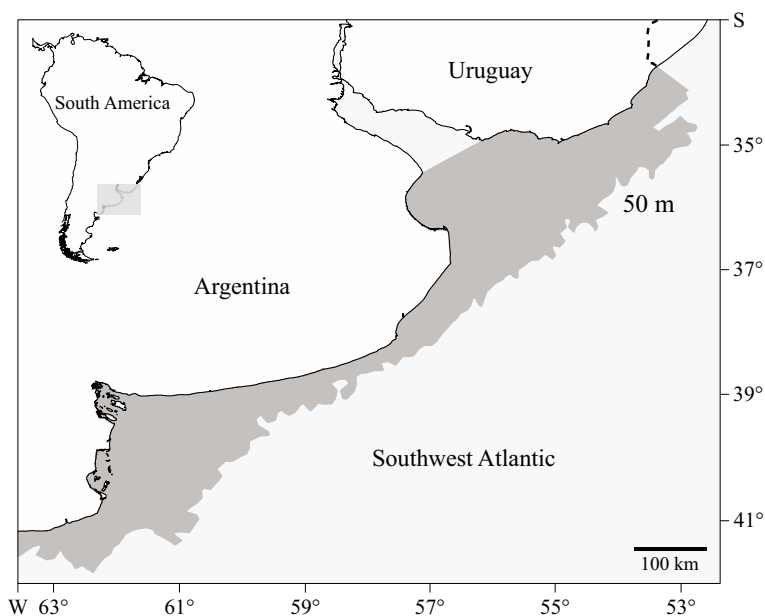


Figure 1. Study area (grey shade) from which samples were taken within the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem (AUCE), delimited by the 50 m isobath.

influence of the Continental Shelf Current (Lucas et al. 2005).

Data sources

P. patagonicus were obtained from 16 fishery landings of the commercial coastal fleet, carried out between February 2009 and April 2010 in the AUCE. Total length (L_T , to the nearest cm), total wet weight (W_T , to the nearest g) and sex were recorded from each specimen, and stomachs were frozen to analyse prey composition.

Stomach content analysis

Prey items were identified to the lowest possible taxonomic level, counted and weighed. In the case of fish remains such as otoliths, L_T - W_T and otolith size- L_T regression curves to estimate the L_T and W_T of the prey were used (Koen Alonso et al. 1998; Waessle et al. 2003; Díaz de Astarloa 2005; Barquete et al. 2008). In order to quantify the importance of each prey item in the diet of *P.*

patagonicus, the percentage in number (%N), percentage in W_T (%W), frequency of occurrence (%FO), Index of Relative Importance or IRI [$IRI_i = \%FO_i \times (\%N_i + \%W_i)$ for each prey item i] (Pinkas et al. 1971), and the IRI expressed as a percentage (%IRI, Cortés 1997) were calculated.

Representativeness of stomach samples in the description of the diet of species was analysed by the minimum sample size and the intrinsic variability using randomization that considered 300,000 arrangements that produced curves for accumulated prey groups (i.e. pelagic fish, demersal fish, benthic fish, molluscs and crustaceans). For each randomization, the minimum, mean, maximum and coefficient of variation were obtained, which made possible to assess whether analysed sample met the minimum sample size.

Variations in the diet with sex and size

Possible quantitative differences in diet between females and males, and among size groups of *P. patagonicus*, were analysed by running a

non-parametric Mann-Whitney and Kruskal-Wallis tests, respectively. Data were arranged into three different size groups according to the criteria provided by previous growth studies of the species (Riestra 2010): Group I (22-34 cm L_T ; 2 to 4 years), Group II (35-47 cm L_T ; 4 to 7 years) and Group III (> 47 cm L_T ; > 8 years). In addition, prey type composition (main prey categories) was examined between sexes and among size groups.

Feeding strategy

In order to determine the feeding strategy (i.e. generalist or specialist) of *P. patagonicus* and the importance of the prey, the graphic method of Amundsen et al. (1996) was used. The specific abundance of prey i was plotted against %FO $_i$.

Trophic level

The trophic level (TL) makes reference to the position of a species or population in the trophic web and its classification ranges from primary producers with a value of 1 to large top predators with values of 4 or 5 (Lindeman 1942). In the present work, the fractional form was used as suggested by Odum and Heald (1975), and then, TL was calculated for the population of *P. patagonicus* by applying the methodology suggested by Cortés (1999):

$$TL = 1 + \left(\sum_{j=1}^n P_j \times TL_j \right)$$

where TL is the trophic level of *P. patagonicus* (predator), P_j is the proportion of the prey item j in the predator's stomach, TL_j is the trophic level of each prey item j , and n is the number of prey items recorded in the stomach of the predator. Trophic level of prey was obtained from online resources (Froese and Pauly 2019) and published literature (Jaureguizar and Milessi 2008; Milessi 2008).

RESULTS

Stomach contents

Out of 828 stomachs of *P. patagonicus* analysed, 272 (32.9%) presented prey contents, of which 184 were females and 84 males. Of the stomachs with contents, 36 (13.24%) corresponded to size group I, 176 (64.71%) to size group II, and 60 (22.05%) to size group III. In a very low percentage of specimens (1.45%), the sex could not be determined. The cumulative curves of the number of prey categories as a function of the number of stomachs sampled with prey content indicated that the number of samples was sufficient to describe and quantitatively analyse the diet of *P. patagonicus* and compare it between size groups and sexes (Figure 2).

Twenty prey items were identified, corresponding to three taxonomic groups: fish, molluscs and crustaceans. Fish were the most frequently encountered prey (%FO = 87.55), followed by crustaceans (%FO = 8.20) and cephalopod (%FO = 3.41) (Table 1). The most frequent prey item was *E. anchoita* (%FO = 37.60), followed by *T. lathami* (%FO = 18.12) and *R. brasiliensis* (%FO = 9.19). The most common prey item was *E. anchoita* (%N = 52.94), followed by *T. lathami* (%N = 18.21) (Table 1). Regarding the percentage by weight, fish were the most important group (%W = 96.53), followed by molluscs (%W = 2.31) and crustaceans (%W = 0.71) (Table 1). The best-represented species by weight were *E. anchoita* (%W = 36.62) and *T. lathami* (%W = 26.17). The Relative Importance Index (%IRI) indicated that the most important item in the diet was fish (98.73), followed by crustaceans (0.91) and cephalopods (0.35) (Table 1). Among fish prey, the species with the highest contribution was *E. anchoita* (%IRI = 74.25), followed by *T. lathami* (%IRI = 18.22) and *R. brasiliensis* (%IRI = 4.18). Among cephalopod prey, squid (*Loligo*

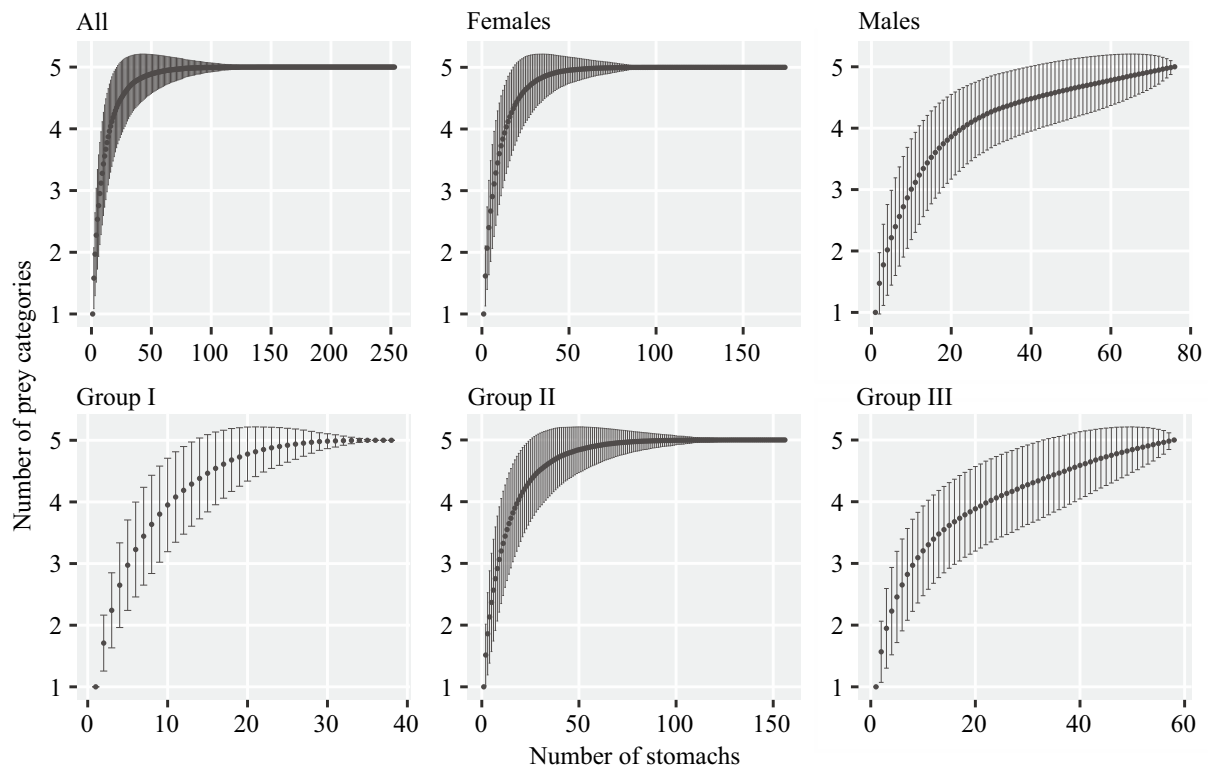


Figure 2. Cumulative number of prey categories of Patagonian flounder *Paralichthys patagonicus* as a function of stomachs sampled with prey content, arranged by sex or size group. Group I = 23-34 cm L_T , Group II = 35-47 cm L_T , and Group III = > 47 cm L_T . Mean values are denoted by points and standard deviation by error bars. Stomachs with only bony fish and/or unidentified rests were excluded from this analysis.

sanpaulensis) accounted for 0.35%, and the Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) represented 0.86% among crustaceans.

Variations in the diet according to sex and size

Results revealed that females consumed a greater amount of food than males, both in number and weight (Figure 3 A). Statistically significant differences between sexes were observed in both the number (Mann-Whitney, $W = 8579$; $p = 0.006$), and weight (Mann-Whitney, $W = 9910$; $p < 0.001$) of prey consumed. Size groups consumed the same amount of prey in number but not in weight, being size group III the category consuming the greatest weight of prey (Figure 3 B). Statistical analysis indicated no significant

differences in number of prey consumed by size groups (Kruskal-Wallis, $H = 4.74$, $p = 0.192$) and significant differences in weight of prey (Kruskal-Wallis, $H = 39.14$, $p < 0.001$).

Pelagic fish were by far the predominant prey category both in number and weight in stomachs of all sex and size groups (Figure 4 A and B). The second most important prey category for group I was crustaceans, while benthic and demersal fish (number and weight) for groups II and III (Figure 4 B). Consumption of crustaceans was negligible across specimens larger than 47 cm L_T .

Feeding strategy

Based on Amundsen's graphical method, *P. patagonicus* presented a specialist type strategy

Table 1. Diet composition of Patagonian flounder (*Paralichthys patagonicus*) caught within the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem (AUCE). Frequency of occurrence (%FO), number (%N), total wet weight (%W), and Index of Relative Importance (%IRI) were indicated and expressed in percentages. TL = trophic level.

Prey	TL	%N	%FO	%W	%IRI
Chordata					
Osteichthyes		88.51	87.18	96.53	98.73
<i>Conger orbignyanus</i>	3.40	1.68	2.21	1.68	0.16
<i>Cynoscion guatucupa</i>	3.74	3.36	4.41	6.41	0.97
<i>Dules auriga</i>	3.49	1.40	1.47	2.91	0.14
<i>Engraulis anchoita</i>	2.73	52.94	37.60	36.62	74.25
<i>Menticirrhus americanus</i>	3.73	0.28	0.37	0.04	0.00
<i>Mullus argentinae</i>	3.73	0.84	1.10	0.36	0.03
<i>Prionotus nudigula</i>	3.73	0.28	0.37	0.27	0.00
<i>Raneya brasiliensis</i>	3.73	7.28	9.19	13.89	4.18
<i>Symphurus</i> spp.	3.73	0.28	0.37	2.30	0.02
<i>Trachurus lathami</i>	3.51	18.21	18.12	26.17	18.22
<i>Umbrina canosai</i>	3.73	1.12	1.47	2.57	0.12
<i>Urophycis brasiliensis</i>	3.80	0.84	1.10	0.68	0.04
Remains	-	-	9.40	2.63	0.60
Chondrichthyes	-	0.28	0.37	0.32	0.00
Rajidae	3.59	0.28	0.37	0.32	0.00
Mollusca					
Cephalopoda	-	3.08	3.41	2.31	0.35
<i>Loligo sanpaulensis</i>	3.04	2.80	3.35	2.09	0.35
<i>Octopus</i> spp.	3.20	0.28	0.37	0.22	0.00
Arthropoda					
Crustacea	-	8.13	8.20	0.71	0.91
Grapsidae	2.00	1.68	1.10	0.03	0.04
<i>Heterosquilla platensis</i>	2.00	0.56	0.74	0.26	0.01
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	2.00	0.28	0.37	0.00	0.00
<i>Pinixa patagonica</i>	2.00	0.28	0.37	0.00	0.00
<i>Pleoticus muelleri</i>	2.20	5.33	5.62	0.42	0.86
Unidentified remains	-	-	0.84	0.13	0.01

due to the consumption of *E. anchoita* and *T. lathami* as main prey items (Figure 5). Argentine anchovy was the most selected prey among both female and male groups (Figure 5). Juvenile sizes

of flounder specialized only on *E. anchoita*, whereas intermediate sizes on *E. anchoita* and *T. lathami*, and larger sizes on *E. anchoita*, *T. lathami* and *R. brasiliensis* (Figure 5).

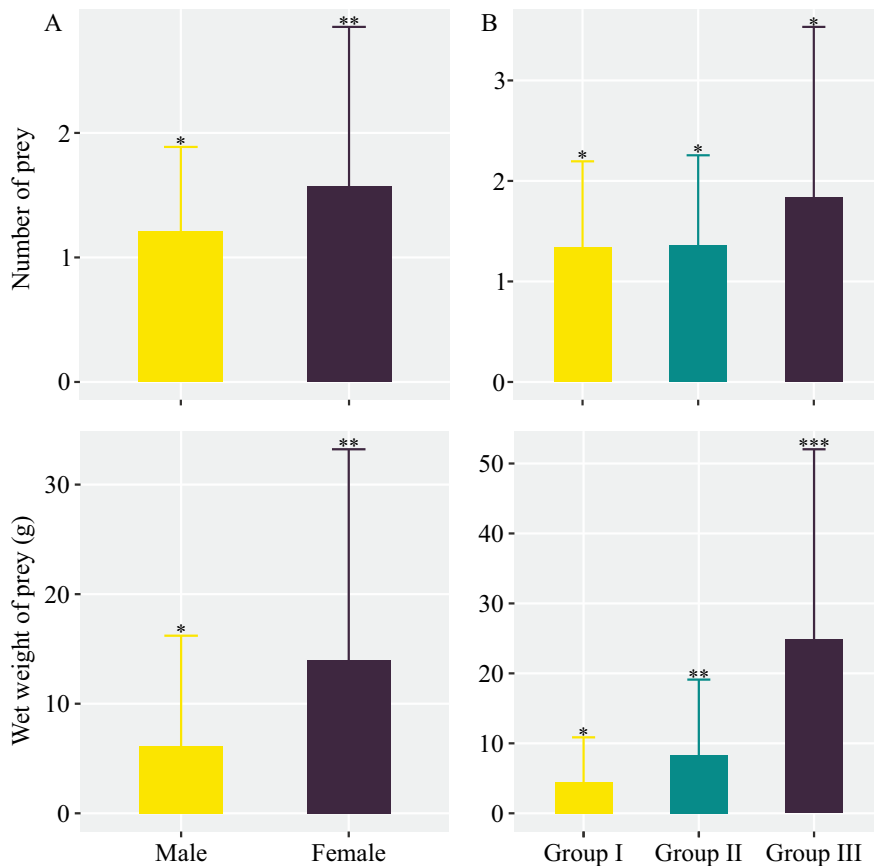


Figure 3. Diet composition (in number and wet weight of prey) of Patagonian flounder *Paralichthys patagonicus* arranged by sex (A) and size groups (B). Group I = 23-34 cm L_T , Group II = 35-47 cm L_T , and Group III = > 47 cm L_T . Asterisks indicate significant differences.

Trophic level

Estimated TL for the population of *P. patagonicus* between 2009 and 2010 was 4.16, with females presenting a value of 4.18 and males a value of 4.10.

DISCUSSION

Patagonian flounder diet presented 20 prey items and was specialized in pelagic fish. The main consumed species were *E. anchoita*, followed by *T. lathami* and *R. brasiliensis*. This

study supports previous observations that *P. patagonicus* is an ichthyophagous predator, which bases its diet preferentially on *E. anchoita*, allowing it to be allocated as a tertiary consumer in the AUCE food web. The number of stomachs analysed was statistically adequate to describe the diet of *P. patagonicus*. Only 33% of the analysed specimens presented food in their stomachs, which is consistent with other studies on ichthyophagous bony fishes and flounder species (Carneiro 1995; Sánchez and Díaz de Astarloa 1999; Link et al. 2002). A high number of empty stomachs could be a consequence of fish suffering stress or water pressure differences during their extraction from the aquatic

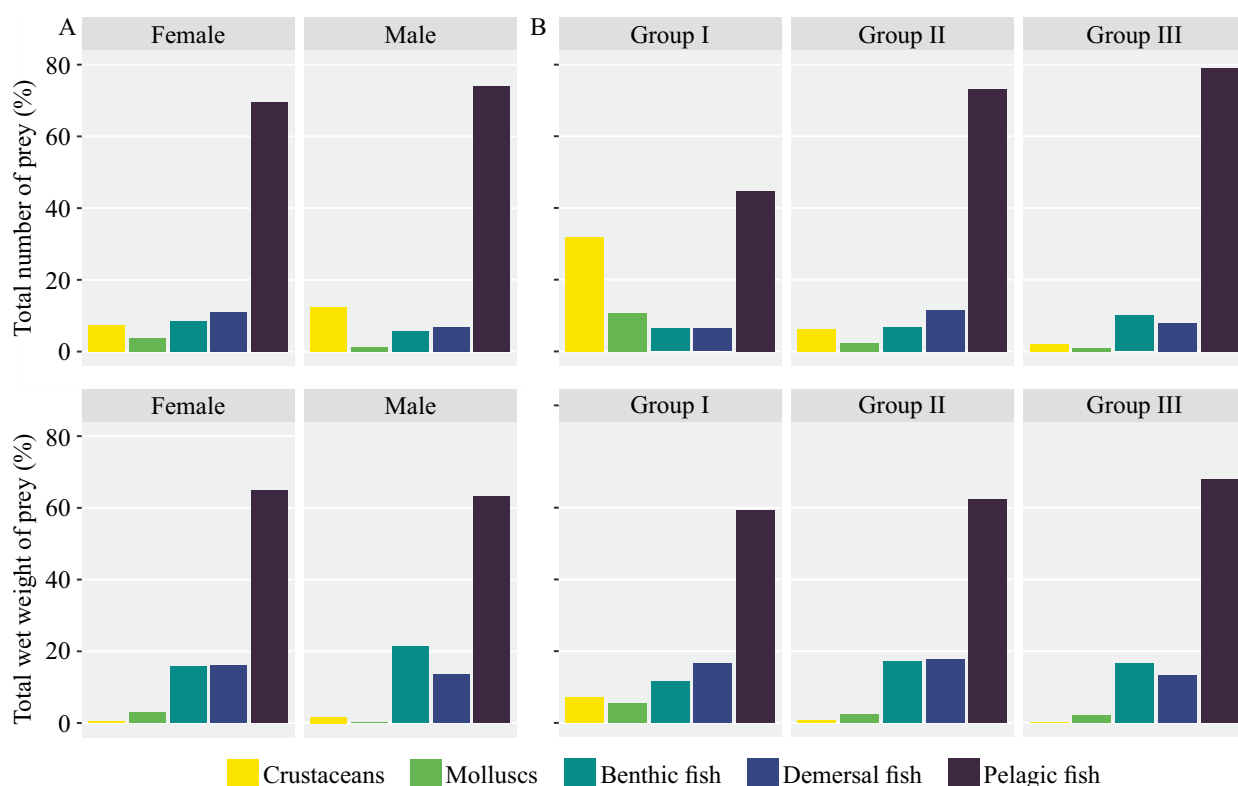


Figure 4. Prey type composition of Patagonian flounder *Paralichthys patagonicus* arranged by sex (A) and size groups (B). Values are expressed as percentage of total number and wet weight of main prey categories. Group I = 23-34 cm L_T , Group II = 35-47 cm L_T , and Group III = > 47 cm L_T .

environment, a process manifested with the stomach eversion or regurgitation of contents (Bowman 1986). In particular, regurgitations could be one factor explaining why the proportion of individuals with stomach content did not exceed 1/3 of the total, as it was repeatedly observed in *P. patagonicus* being caught on fishing gear (pers. obs. A Milessi). In addition, the samples used in this study came from bottom trawl fishing operations which are less likely to have associated bias regarding regurgitation rate, compared to other fishing gears (e.g. longlines).

Patagonian flounder bases its diet primarily on bony fish. Ichthyophagy seems to be a characteristic of intermediate and large-sized flounders like the species studied here, e.g., *P. dentatus*

(Link et al. 2002), *P. orbignyanus* (Norbis and Galli 2004; López Cazorla and Forte 2005); *Syacium micrurum* (Marques et al. 2009), and *Cyclosetta panamensis* (Amezcuca and Portillo 2010), with a less important presence of crustaceans and molluscs in the diet. This characteristic is common in *P. patagonicus* from both southern Brazil (Carneiro 1995) and AUCE (Sánchez and Díaz de Astarloa 1999). However, *P. patagonicus* have changed past feeding patterns observed in the AUCE between years 1992-1993, when the diet was based predominantly on *R. brasiliensis*, followed by *T. lathami* and to a lesser extent by *E. anchoita* (Sánchez and Díaz de Astarloa 1999). This situation was also observed in other piscivorous fish like *Percophis brasiliensis* (Milessi and Marí 2012) and

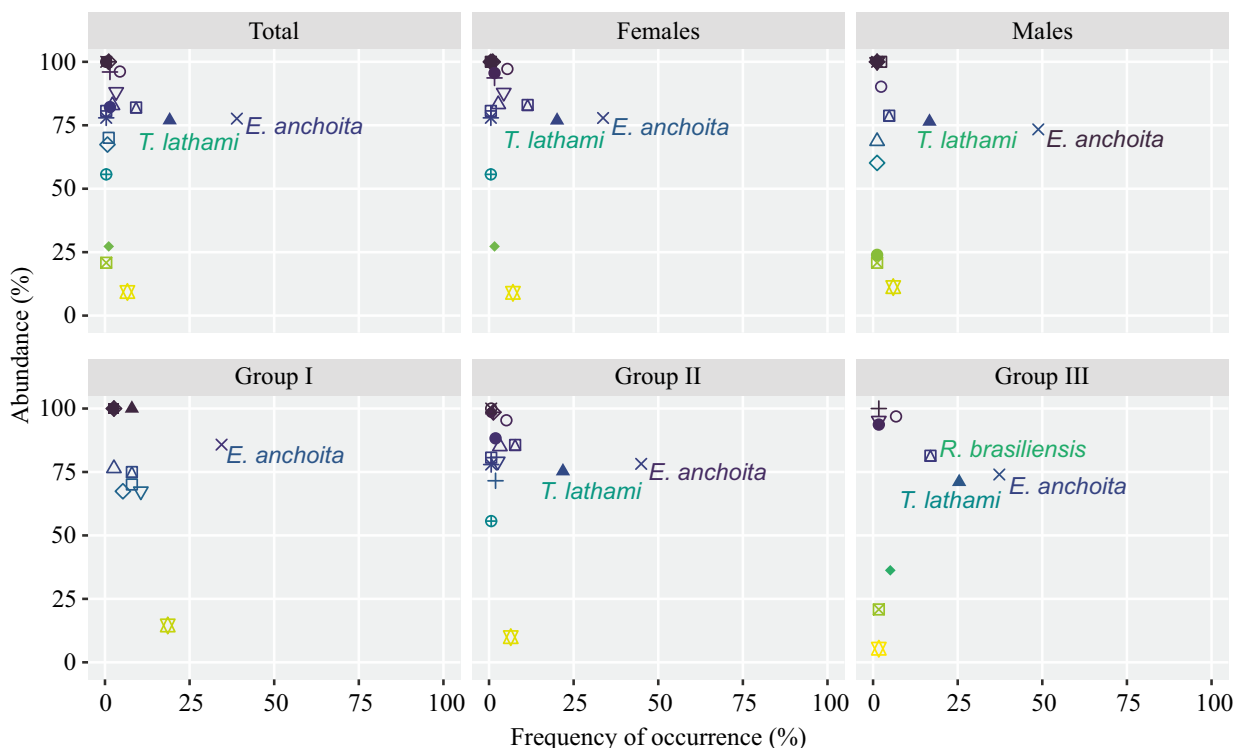


Figure 5. Abundance (% total wet weight) versus frequency of occurrence (% in number) of each prey found in stomachs of Patagonian flounder (*Paralichthys patagonicus*) arranged by sex and size. Group I = 23–34 cm L_T , Group II = 35–47 cm L_T , and Group III = > 47 cm L_T . The analysis is based on the method in Amundsen et al. (1996) to determine feeding strategies of fish. Each prey is represented by a unique symbol; only names from abundant and frequently occurring prey are shown to facilitate visualization. Darker colours in symbols and prey names indicate higher abundance and frequency of occurrence, respectively.

Squalus acanthias (Belleggia et al. 2012), which would reflect a change in the structure of the AUCE trophic web, mainly due to fishing exploitation (Jaureguizar and Milessi 2008). Another explanation for the observed shift between past and present diet may be due to a variation in the spatial operability of the coastal fishing fleet, which currently operates in areas that were not previously used, and consequently, prey captured by *P. patagonicus* in the present could be different from those found in stomachs from previous studies.

Statistical differences in diet between sexes found in *P. patagonicus* are likely a result of females consuming more prey both in number and weight because they attain larger sizes than

males (Riestra 2010), and therefore have a higher consumption rate, greater stomach capacity and higher energy requirements (e.g. Scharf et al. 2000; Vögler et al. 2009). Although not possible to evaluate in this study, it has been proposed that there is a spatial overlap between sexes (Riestra 2010), suggesting that females and males would feed on the same prey but in different quantities. This last suggestion is in line with a study carried out on the Uruguayan coast, where no differences were observed in the prey type consumption between sexes of *P. patagonicus* (Correa 2011).

Furthermore, Amundsen graphical results indicated that *P. patagonicus* is specialized in consuming *E. anchoita* and *T. lathami*, and this pref-

erence increased with size. This was expected given that *E. anchoita* is the most abundant fish species in the AUCE with a biomass estimated between 1,000,000 and 5,000,000 t (Hansen and Madirolas 1996; Hansen et al. 2007; Pájaro et al. 2009), it represents the main food source not only for *P. patagonicus* but also for other teleosts (Bergonzi 1997; Sánchez 2002; Giberto 2008, Milessi and Marí 2012) and chondrichthyans (Vögler et al. 2003; Belleggia et al. 2011), as well as seabirds (Silva et al. 2000; Mauco et al. 2001; Mauco and Favero 2004; Barquete et al. 2008) and marine mammals (Rodríguez et al. 2002; Suárez et al. 2005). Dense shoals formed near the seafloor by *E. anchoita* as a result of daily vertical migrations (Hansen 2004), would allow predation by *P. patagonicus* in the AUCE. Therefore, *P. patagonicus* specialization on *E. anchoita* should be interpreted with caution because it is possible that the high consumption arises from the abundance of prey in the habitats used by the predator.

Molluscs and crustaceans were more consumed by *P. patagonicus* of smaller sizes than larger sizes. This behaviour was also observed in other congeners like *P. isosceles*, (García 1987) and *P. orbignyianus* (López Cazorla and Forte 2005), in which smaller sizes preyed more on crustaceans and molluscs. This pattern is probably explained by the ability of smaller fish sizes to capture small and less motile prey (e.g., molluscs and crustaceans), while bigger and more dynamic prey are captured as individuals reach greater size and experience in predation (Link et al. 2014).

The increase in the size of the consumed prey can be attributed to the increase in the size of the predator's mouth (Stoner and Livingston 1984; Mittelbach and Persson 1998), or to the elevated metabolic requirement for movement, growth and reproduction that is supported by the consumption of prey with higher energy value (Scharf et al. 2000). In this sense, pelagic fish have a higher lipid content and therefore a higher

amount of calories (Massa et al. 2013); e.g. *E. anchoita* has a value of 129 kcal and *T. lathami* of 149 kcal, whereas the squid *L. sanpaulensis* of 80 kcal and Argentine red shrimp *P. muelleri* of 97 kcal (Mendez et al. 1996; Celik 2008). Thus, as flounders grow, they need to feed on prey that meets their basic energy requirements, which would be achieved with the increasing consumption of small pelagic fish.

Finally, the estimated TL (4.16) allowed the identification of the Patagonian flounder as a tertiary ichthyophagous consumer, a position similar to that outlined in the southern coasts of Brazil (TL = 4.18; Carneiro 1995). It represents an important predator of the Argentine anchovy (*E. anchoita*), which is the pelagic species with the highest abundance and widest geographic distribution in the Southwest Atlantic, ranging from 24° S to 48° S, with biomass estimates in the order of 5,000,000 t (Hansen et al. 2010). This characteristic highlights the role of *P. patagonicus* in regulating the abundance of its prey, among which the main prey not only represents the sustenance of a large number of marine fish, mammals and birds but it also contributes to be an important fishery resource in the AUCE (Hansen et al. 2010).

ACKNOWLEDGMENTS

Authors thank the people involved in the project Especies Demersales Costeras from Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP, Argentina) for their kind predisposition to prepare this work. To colleagues A. Jau-reguizar, J. Waessle and J. Rodriguez for their contributions and collaboration. A.C.M. wants to acknowledge support from 'Un Solo Mar' project. We thank the two anonymous referees who provided substantial improvements to the manuscript. This work is part of the undergraduate thesis of G. Troccoli. INIDEP Contribution no 2257.

REFERENCES

- AMEZCUA F, PORTILLO A. 2010. Hábitos alimenticios del lenguado panámico *Cyclopsetta panamensis* (Paralichthyidae) en el Sureste del Golfo de California. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 45: 335-340.
- AMUNDSEN PA, GABLER HM, STALDVIK FJ. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *J Fish Biol.* 48: 607-614.
- BARQUETE V, BUGONI L, VOOREN CM. 2008. Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Mar Biol.* 153: 431-443.
- BELLEGGIA M, FIGUEROA DE, SÁNCHEZ F, BREMEC C. 2011. The feeding ecology of *Mustelus schmitti* in the southwestern Atlantic: geographic variations and dietary shifts. *Environ Biol Fish.* 95: 99-114.
- BELLEGGIA M, FIGUEROA D, SÁNCHEZ F, BREMEC C. 2012. Long-term changes in the spiny dogfish (*Squalus acanthias*) trophic role in the southwestern Atlantic. *Hydrobiologia.* 684: 57-67.
- BERGONZI C. 1997. Interrelaciones tróficas de algunas especies de peces del área costera de la Provincia de Buenos Aires [tesis de licenciatura]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 27 p.
- BOWMAN RE. 1986. Effect of regurgitation on stomach content data of marine fishes. *Environ Biol Fish.* 16 (1): 171-181.
- CARNEIRO MH. 1995. Reprodução e alimentação dos linguados *Paralichthys patagonicus* e *Paralichthys orbignyanus* (Pleuronectiformes: Bothidae), no Rio Grande do Sul, Brasil [tesis de maestría]. Río Grande: Universidad de Río Grande. 181 p.
- CAROZZA C, LASTA C, RUARTE C, COTRINA C, MIANZAN H, ACHA M. 2004. Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). In: SÁNCHEZ RP, BEZZI S, 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.
- CELIK M. 2008. Seasonal changes in the proximate chemical compositions and fatty acids of chub mackerel (*Scomber japonicus*) and horse mackerel (*Trachurus trachurus*) from the north eastern Mediterranean Sea. *Int J Food Sci Tech.* 5: 933-938.
- CORREA P. 2011. Estimación y análisis del consumo de alimento en peces del Río de la Plata y Costa Atlántica Uruguay [tesis de grado]. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 46 p.
- CORTÉS E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can J Fish Aquat Sci.* 54: 726-738.
- CORTÉS E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels in sharks. *ICES J Mar Sci.* 56: 707-717.
- [CTMFM] COMISIÓN TÉCNICA MIXTA DEL FRENTE MARÍTIMO. 2021. Desembarques del área del tratado. [accessed 2021 November]. <http://www.ctmfm.org/archivos-de-captura/>.
- DÍAZ DE ASTARLOA JM. 2005. Osteología craneal comparada de tres especies de lenguado del Género *Paralichthys* (Pleuronectiformes, Paralichthyidae) del Atlántico suroccidental. *Rev Chil Hist Nat.* 78: 343-391.
- ELTON C. 1927. Animal ecology. New York: Macmillan. 209 p.
- FABRÉ NN. 1992. Análisis de la distribución y dinámica poblacional de lenguados de la Provincia de Buenos Aires (Pisces, Bothidae) [tesis doctoral]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 266 p.

- FERNÁNDEZ ARÁOZ NC, LAGOS N, CAROZZA C. 2010. Asociación Íctica Costera Bonaerense “Variado Costero”. Capturas declaradas por la flota comercial argentina durante el año 2009. Inf Téc INIDEP N° 34/2010. 32 p.
- FROESE R, PAULY D. 2019. FishBase. www.fishbase.org/.
- GARCÍA M. 1987. Pleuronectiformes de la Argentina, IV. Alimentación de *Paralichthys isosceles* (Bothidae, Paralichthinae). Rev Mus La Plata (Nueva Serie) (Secc Zool). 21: 111-125.
- GIBERTO DA. 2008. Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Scienidae (Phisces; Osteichthyes) en el Estuario del Río de la Plata [tesis doctoral]. Universidad Nacional del Comahue. 224 p.
- GUERRERO RA, ACHA M, FRAMIÑAN MB, LASTA C. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. Cont Shelf Res. 17: 727-742.
- HANSEN JE. 2004. Anchoíta (*Engraulis anchoita*). In: SÁNCHEZ RP, BEZZI S, 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. 101-115.
- HANSEN JE, BURATTI CC, GARCIARENA AD. 2010. Diagnóstico de la población de anchoíta al sur de 41° S mediante un modelo de producción estructurado por edades y estimación de capturas biológicamente aceptables en el año 2010. Inf Téc Of INIDEP N° 6/2010. 16 p.
- HANSEN JE, GARCIARENA AD, BURATTI CC. 2007. Evolución entre los años 1990 y 2006 de la población de anchoíta (*Engraulis anchoita*) al norte de 41° S, y estimación de una captura biológicamente aceptable durante el año 2007. Inf Téc INIDEP N° 53/2007. 23 p.
- HANSEN JE, MADIROLAS A. 1996. Distribución, evaluación acústica y estructura poblacional de la anchoíta. Resultados de las campañas del año 1993. Rev Invest Desarr Pesq. 10: 5-21.
- JAUREGUIZAR AJ, MILESSI AC. 2008. Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. Sci Mar. 72: 25-36.
- KOEN ALONSO M, CRESPO EA, GARCÍA NA, PEDRAZA SN, COSCARELLA M. 1998. Diet of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, in waters of Patagonia, Argentina. Fish Bull. 96: 366-374.
- LASTA C, BREMEC C, MIANZÁN H. 1998. Áreas ícticas costeras en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguayo (ZCPAU) y en el litoral de la provincia de Buenos Aires. In: LASTA C, editor. Resultados de una campaña de evaluación de recursos demersales costeros de la Provincia de Buenos Aires y litoral Uruguayo. Noviembre, 1994. INIDEP Inf Téc. 21: 91-101.
- LAWTON JH, PIMM SL. 1978. Population dynamics and the length of food chains (reply). Nature. 272: 190.
- LINDEMAN RL. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology. 23: 399-418.
- LINK JS, BOLLES K, MILLIKEN CG. 2002. The feeding ecology of flatfish in the Northwest Atlantic. J Northw Atl Fish Sci. 30: 1-17.
- LINK JS, SMITH BE, PACKER DB, FOGARTY MJ, LANGTON RW. 2014. The trophic ecology of flatfishes. In: GIBSON RN, NASH RDM, GEFEN AJ, VAN DER VEER HW, editors. Flatfishes: biology and exploitation. Hoboken: John Wiley & Sons p. 283-313.
- LÓPEZ CAZORLA A, FORTE S. 2005. Food and Feeding Habits of Flounder *Paralichthys orbignyanus* (Jenyns, 1842) in Bahía Blanca Estuary, Argentina. Hydrobiologia. 549: 251-257.
- LUCAS AJ, GUERRERO R, MIANZAN H, ACHA M, LASTA C. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34°-43° S). Estuar Coast Shelf Sci. 65: 405-420.
- [MAGYP] MINISTERIO DE AGRICULTURA GANADERÍA Y PESCA. 2021. Desembarques de capturas






- marítimas totales. [accessed 2021 November]. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/.
- MARQUES JF, TEIXEIRA CM, PINHEIRO A, PESCHKE E, CABRAL HN. 2009. A multivariate approach to the feeding ecology of the Channel flounder, *Syacium micrurum* (Pisces, Pleuronectiformes), in Cape Verde, Eastern Atlantic. *Cienc Mar*. 35: 15-27.
- MASSA A, HOZBOR N, COLONELLO J. 2004. Situación actual y avances en el estudio de los peces cartilaginosos. *Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 57/2004*. 18 p.
- MASSA AE, FERNÁNDEZ COMPÁS AS, PENNISI FARELL SC, MANCA EA. 2013. Composición química y perfil de ácidos grasos de la anchoíta bonaerense en función del tamaño de los ejemplares y la zona de pesca. *Rev Invest Desarr Pesq*. 23: 161-174.
- MAUCO L, FAVERO M. 2004. Diet of the common tern (*Sterna hirundo*) during the nonbreeding season in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Ornit Neot*. 15: 121-131.
- MAUCO L, FAVERO M, BÓ MS. 2001. Food and feeding biology of the Common Tern during the nonbreeding season in Samborombón Bay, Buenos Aires, Argentina. *Waterbirds*. 24: 89-96.
- MENDEZ E, GONZÁLEZ R, INOCENTE G, GIUDICE H, GROMPONE M. 1996. Lipid content and fatty Acid composition of fillets of six fishes from the Rio de la Plata. *J Food Compos Anal*. 9: 163-170.
- MENNI RC. 1983. Los peces en el medio marino. Buenos Aires: Estudio SIGMA. 169 p.
- MILESSI AC. 2008. Modelación ecotrófica para el Ecosistema Costero Bonaerense (34°-41°S) años '81-83. *Inf Téc INIDEP N° 8/2008*. 55 p.
- MILESSI AC, MARÍ N. 2012. Ecología trófica del pez palo, *Percophis brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) en el Ecosistema Costero Argentino-Uruguayo (34-41° S). *Inf Invest INIDEP N° 65/2012*. 12 p.
- MITTELBACH GG, PERSSON L. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Can J Fish Aquat Sci*. 55: 1454-1465.
- NORBIS W, GALLI O. 2004. Feeding habits of the flounder *Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1842) in a shallow coastal lagoon of the southern Atlantic Ocean: Rocha, Uruguay. *Cienc Mar*. 30: 619-626.
- ODUM WE, HEALD EJ. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In: CRONIN LE, editor. *Estuarine research*. Vol. 1. New York: Academic Press. p. 265-286.
- PÁJARO M, HANSEN JE, LEONARDUZZI E, GARCIA-RENA AD. 2009. Biomasa de los reproductores de la población bonaerense de anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el año 2008: estimación mediante el método de producción diaria de huevos. *Inf Téc Of INIDEP N° 29/2009*. 19 p.
- PINKAS LM, OLIPHANT S, IVERSON ILK. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Calif Fish Game*. 152: 1-105.
- RICO MR. 2010. Pesquería de lenguados en el ecosistema costero bonaerense al norte de 39° S. *Frente Marít*. 21: 129-135.
- RICO MR, LAGOS AN. 2010. Lenguados del sistema costero bonaerense. Herramientas para la identificación de especies. *Inf Téc Of INIDEP N° 58/2010*. 15 p.
- RICO MR, PERROTTA RG. 2009. Análisis de la captura y el esfuerzo de pesca aplicado al grupo lenguados en el área costera bonaerense. Período 1981-2005. *Inf Téc Of INIDEP N° 35/2009*. 22 p.
- RIESTRA MC. 2010. Edad, crecimiento e influencia del ambiente en la distribución de *Paralichthys patagonicus* en el Sistema Costero del Atlántico Sudoccidental (34°-41° S) [tesis de grado]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 55 p.
- RIESTRA MC, DÍAZ DE ASTARLOA JM, VIEIRA JP, BURATTI CC, IRIGOYEN AJ, LANDAETA M,

- HÜNE M. 2020. *Paralichthys patagonicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T195089A165017727.
- RODRÍGUEZ D, RIVERO L, BASTIDA R. 2002. Feeding ecology of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina. LAJAM. 1: 77-94.
- SÁNCHEZ MF. 2002. Alimentación de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya entre los años 1995 y 2000. Inf Téc Int-DNI INIDEP N° 118/2002. 14 p.
- SÁNCHEZ MF, DÍAZ DE ASTARLOA JM. 1999. Alimentación del lenguado *Paralichthys patagonicus*. 8° COLACMAR, Congreso Latinoamericano Ciencias del Mar. Trujillo, Perú. p. 186-188.
- SCHARF FS, JUANES F, ROUNTREE RA. 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size trophic-niche breadth. Mar Ecol Prog Ser. 208: 229-248.
- SILVA M, BASTIDA R, DARRIEU C. 2000. Dieta de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en zonas costeras de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ornít Neot. 11: 331-339.
- STERNER RW, BAJPAI A, ADAMS T. 1997. The enigma of food chain length: absence of theoretical evidence for dynamic constraints. Ecology. 78: 2258-2262.
- STONER AW, LIVINGSTON RJ. 1984. Ontogenetic patterns in diet and feeding morphology in sympatric sparid fishes from seagrass meadows. Copeia. 1984 (1): 174-187.
- SUAREZ AA, SANFELICE D, CASSINI MH, CAPPOZZO HL. 2005. Composition and seasonal variation in the diet of the South American Sea Lion (*Otaria flavescens*) from Quequén, Argentina. LAJAM. 4 (2): 163-174.
- VÖGLER R, MILESSI AC, DUARTE LO. 2009. Changes in trophic level of *Squatina guggenheim* with increasing body length: relationships with type, size and trophic level of its prey. Environ Biol Fish. 84: 41-52.
- VÖGLER R, MILESSI AC, QUIÑONES RA. 2003. Trophic ecology of *Squatina guggenheim* on the continental shelf off Uruguay and northern Argentina. J Fish Biol. 62: 1254-1267.
- WAESSLE JA, LASTA C, FAVERO M. 2003. Otolith morphology and body size relationships for juvenile Sciaenidae in the Río de la Plata Estuary (35-36°S). Sci Mar. 67: 233-240.

ORIGINAL RESEARCH

Alimentación de los lenguados *Cyclopsetta querna* y *Syacium latifrons* en la costa de Jalisco y Colima, México

MIRELLA SAUCEDO LOZANO¹, LUZ E. RODRÍGUEZ IBARRA², VÍCTOR LANDA JAIME¹, IRMA I. GUERRERO SAUCEDO³ y JESÚS EMILIO MICHEL MORFIN^{4,*}

¹Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Gómez Farías #82, 48980 - San Patricio-Melaque, México. ²Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo, A.C. Sábalo Cerritos s/n, 82010 A.P. 711 - Mazatlán, México. ³Sistema de Educación Media Superior, Escuela Preparatoria De Tonalá, Universidad de Guadalajara, Calle Independencia N° 232, 45400 - Colonia Centro Tonalá, México. ⁴Departamento de Ecología Aplicada, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Camino Ing. Ramón Padilla Sánchez N° 2100, 45510 - Zapopan, México. ORCID *Mirella Saucedo Lozano*  <https://orcid.org/0000-0002-4566-6266>, *Luz E. Rodríguez Ibarra*  <https://orcid.org/0000-0001-8369-1000>, *Victor Landa Jaime*  <https://orcid.org/0000-0002-8464-1299>, *Irma I. Guerrero Saucedo*  <https://orcid.org/0000-0003-3854-3994>, *Jesús Emilio Michel Morfin*  <https://orcid.org/0000-0002-9861-3360>



RESUMEN. Los lenguados forman un componente importante como fauna de acompañamiento del camarón. El objetivo del presente trabajo consistió en analizar la alimentación de *Cyclopsetta querna* y *Syacium latifrons*, con el fin de ampliar el conocimiento biológico de estas especies. Los ejemplares se colectaron en siete estaciones de muestreo con redes de arrastre de camarón. Se analizaron los estómagos de 196 individuos de *C. querna* y 313 de *S. latifrons*. El espectro trófico de *C. querna* estuvo constituido por 12 componentes alimentarios, mientras que para *S. latifrons* se registraron 24. Las presas principales de *C. querna* fueron los peces, mientras que para *S. latifrons* fueron los crustáceos, como por ejemplo, estomatópodos. Se observó una ligera variación ontogénica en la dieta de *C. querna*, no así en *S. latifrons*; sin embargo, en la dieta por sexos no se observaron diferencias. Los análisis de diversidad del espectro alimentario fueron menores de 0,5 para ambas especies. Se considera que en ambas especies la alimentación se da principalmente por la disponibilidad de recursos en las estaciones del año y por la capacidad de captura de presas. Por otra parte, la coexistencia de estas especies en una misma zona se da por diferencias en el consumo preferencial de sus presas al disminuir la competencia por alimento.



*Correspondence:
emilio.michel@academicos.udg.mx

Received: 21 June 2021
Accepted: 6 December 2021

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

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

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



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

Palabras clave: Peces planos, trofodinámica, plataforma continental, Pacífico Este tropical.

Feeding of flatfish *Cyclopsetta querna* and *Syacium latifrons* on the coast of Jalisco and Colima, Mexico

ABSTRACT. Flatfish are important components of shrimp fisheries bycatch. The purpose of this study was to analyze feeding habits of *Cyclopsetta querna* and *Syacium latifrons*, with the aim of expanding the biological knowledge of these species. Specimens were collected in seven sampling stations with shrimp trawl nets. Stomachs of 196 individuals of *C. querna* and 313 of *S. latifrons* were analyzed. The trophic spectrum of *C. querna* consisted of 12 food components, while 24 were recorded for *S. latifrons*. The main prey for *C. querna* were fish, while for *S. latifrons* it was crustaceans, such as stomatopods. A slight ontogenetic trophic variation was observed in *C. querna*, not so in *S. latifrons*; however, no differences were observed considering only the diet by sex. Diversity analyses of the food spectrum were less than 0.5 for both species. It is considered that in both species feeding is given mainly by the seasonal availability of resources and by the ability to capture

prey. On the other hand, the coexistence of these species in the same area is due to the difference in the preferential consumption of prey hence reducing the competition for food.

Key words: Flatfish, trophodynamic, continental shelf, Eastern tropical Pacific.

INTRODUCCIÓN

Dentro de las comunidades demersales, los peces constituyen un componente faunístico muy diversificado y de gran importancia económica y ecológica. Entre los grupos que forman un componente importante como fauna de acompañamiento del camarón se encuentran los lenguados o peces planos, pertenecientes al Orden Pleuronectiformes. Se ha reportado para el año 2018 un volumen en la producción pesquera mexicana de 5.331 t de lenguados, de las cuales 5.215 t correspondieron al Pacífico y 115 t al Golfo de México y Caribe, lo que lo posiciona a este recurso pesquero en el lugar número 34 en la lista de las principales especies en volumen de producción pesquera nacional (Anuario estadístico de pesca y acuicultura 2018). Los lenguados son frecuentemente citados como organismos más representativos, comunes o frecuentes en este tipo de pesquerías (Rodríguez Ibarra 2006; Rodríguez Romero et al. 2008; López Martínez et al. 2010).

Los estudios para determinar los hábitos alimentarios cobran gran relevancia para comprender el papel biológico y ecológico que desempeña un organismo dentro del ecosistema, ya que el alimento constituye uno de los factores funcionales más importantes debido a que regula o afecta el crecimiento y reproducción, así como la forma en que se desarrolla su ciclo de vida, procesos que se dan a expensas de la energía que recibe del exterior (Nikolsky 1963; Lagler et al. 1984; Wootton 1990; Gerking 1994).

Existen pocos trabajos de alimentación en pleuronectiformes (Amezcuca y Portillo 2010; Amezcuca et al. 2010; Flores Ortega et al. 2013). La gran mayoría tratan otros aspectos biológicos

y ecológicos como son la edad y crecimiento, distribución y abundancia, o solo se limitan a mencionarlos en listados taxonómicos (Murakami y Amoka 1992; Aceves-Medina et al. 2003; Khidir et al. 2005; Rodiles-Hernández et al. 2005; Rodríguez Ibarra 2006; Rojas y Zapata 2006; Rodríguez Romero et al. 2008; Tobón-López et al. 2008; López Martínez et al. 2010).

Cyclopsetta querna (Jordan y Bollaran, 1890) y *Syacium latifrons* (Jordan y Gilbert, 1882) no forman parte de una pesquería especial en la zona de estudio; sin embargo, aparecen frecuentemente en las capturas con redes de arrastre, y en ocasiones en grandes cantidades. Los estudios de alimentación y de población aportan datos para comprender la dinámica de las relaciones ecológicas que existen entre las especies, además de proporcionar las bases para establecer una correcta administración de los recursos pesqueros. No solo es importante generar este tipo de conocimiento para las especies de valor económico, sino también para todas aquellas con las que se relacionan ecológicamente, ya que una alteración en la dinámica de alguna especie podría afectar directa o indirectamente la supervivencia de otras especies. Dado lo anterior, en el presente estudio se fija el objetivo de proporcionar información sobre los hábitos alimentarios de *C. querna* y *S. latifrons* en la costa de Jalisco y Colima, México, mediante el análisis del contenido estomacal y la evaluación de la variabilidad trófica anual por grupos de talla y sexo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ejemplares de *C. querna* y *S. latifrons* se recolectaron en la plataforma continental de Jalisco y Colima en un área comprendida desde la

desembocadura del Río Cuitzmala, Punta Farallón, Estado de Jalisco ($19^{\circ} 21' N$, $105^{\circ} 01' W$) como límite norte, hasta Cuyutlán, Estado de Colima ($18^{\circ} 55' N$, $105^{\circ} 01' W$) al sur (Figura 1).

Las recolectas se realizaron a bordo del barco de investigación pesquera BIP-V del Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras de la Universidad de Guadalajara, en arrastres nocturnos realizados cuatrimestralmente en 1996, 1997 y 1998. Los arrastres se realizaron en siete sitios de muestreo definiendo cuatro niveles batimétricos a profundidades promedio de 20, 40, 60 y 80 m, con un total de 28 arrastres por campaña. Adicionalmente durante el mismo período se llevaron a cabo muestreos mensuales en Bahía Navidad, Jalisco y Playa el Coco, Colima, a profundidades de 20 y 60 m, siguiendo la misma metodología. En cada una de las profundi-

dades se realizaron arrastres de aproximadamente 30 min, utilizando redes de babor y estribor simultáneamente, a una velocidad media de dos nudos.

Para cada ejemplar se registró la longitud total (LT, cm). Los estómagos se conservaron en solución de formalina al 10% hasta su posterior análisis. Los diversos componentes de la dieta fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible mediante el uso de claves y de literatura especializada. Para invertebrados, Rathbun (1930), Brusca (1980), Hendrickx y Salgado-Barragán (1991), Hendrickx (1995a, 1995b), Pérez Farfante y Kensley (1997). Para peces, Allen y Robertson (1994), Fischer et al. (1995), Nelson (2006). La vigencia de todos los nombres científicos fue verificada de acuerdo con la página WORMS considerando los nuevos cambios taxonómicos propuestos en años recientes.

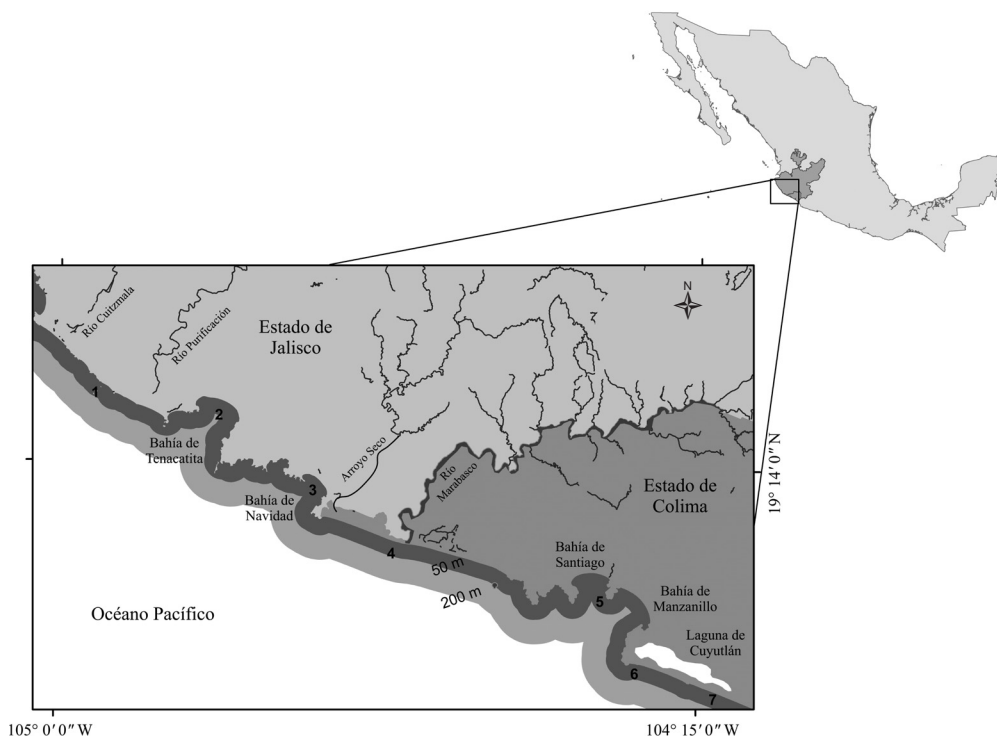


Figura 1. Área de estudio indicando los sitios de muestreo: (1) Cuitzmala, (2) Tenacatita, (3) Bahía de Navidad, (4) El Coco, (5) Manzanillo-Santiago, (6) Tepalcates, (7) Cuyutlán. Costa de Jalisco y Colima, México.

Figure 1. Study area with sampling sites: (1) Cuitzmala, (2) Tenacatita, (3) Bahía de Navidad, (4) El Coco, (5) Manzanillo-Santiago, (6) Tepalcates, (7) Cuyutlán. Jalisco and Colima coast, Mexico.

Las entidades alimentarias del contenido estomacal fueron contadas y pesadas. Para describir la dieta de las especies se utilizó el método numérico (%N), el método gravimétrico (%W) (Rosecchi y Novaze 1987) y el método de frecuencia de ocurrencia (%FO) (Pinkas et al. 1971). La importancia relativa de cada especie presa de los lenguados fue establecida por el Índice de Importancia Relativa Específico para Presas (%PSIRI) = $\%F_i * (\%PN_i + \%PW_i) / 2$ (Brown et al. 2012), donde $\%F_i$ es el porcentaje del número de estómagos donde se encontró la presa i , $\%PN_i$ es el porcentaje en número específico para la presa i y $\%PW_i$ es el porcentaje en peso específico para la presa i .

Para evaluar si el tamaño de la muestra (número de estómagos) es suficiente para describir la dieta de los lenguados, se realizó una curva de acumulación de presas para cada especie a partir del número total de especies presa identificadas mediante el uso del *software* EstimateS 9.1.0 (Colwell 2019), basado en 100 aleatorizaciones sin reemplazo para asegurar que las curvas alcanzaran un valor asintótico. El valor del índice de Shannon (Magurran 2004) se representó en función del número acumulado de estómagos examinados (Figueiredo et al. 2005). Cada curva de diversidad trófica se consideró asintótica si al menos dos valores anteriores a la diversidad trófica ($H'TOT$) estuvieran en un intervalo $H'TOT \pm 0,05 H'TOT$ (Alonso et al. 2002).

Con los valores de la longitud total de *C. querna* y *S. latifrons*, se determinó el número de intervalos de talla. Para los intervalos de clase se utilizó la fórmula de Sturges (1926): $k = 1 + 3,322 (\log_{10} n)$, donde, k = número de intervalos de clase y n = número total de valores. Posteriormente, se procedió a determinar la amplitud del intervalo, el cual se calculó con la fórmula propuesta por Daniel (1997): $W = R/k$, donde W = amplitud del intervalo y R = valor máximo menos el valor mínimo. Se denominaron cuatro grupos de talla para *C. querna* (0-15 cm, 15,1-30 cm, 30,1-45 cm y 45,1 cm <) y dos grupos para *S. latifrons* (0-15 cm y 15,1-30 cm). Esta aproximación

al número y amplitud de intervalos de talla ha sido aplicada anteriormente en otras especies de peces (Bocanegra-Castillo et al. 2000; Kouame-lan et al. 2000; Raymundo Huizar y Saucedo Lozano 2008), considerándose apropiado para explicar variaciones en la dieta respecto a la talla.

Se realizó una evaluación de la amplitud del espectro trófico (amplitud de nicho), con el fin de determinar el grado de especialización en la dieta. Para tal efecto, se utilizó la medida de Levins (1968), estandarizada por el método de Hespheiden (1975), utilizando una escala de 0 a 1, considerándose como especialista cuando el valor es cercano a cero y generalista cuando el valor es cercano a uno (Krebs 1989):

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n P_j^2} \quad B_a = \frac{B-1}{n-1}$$

donde B es la medida de Levins sobre la amplitud de la dieta; B_a la medida de Levins estandarizada; P_j equivale a la proporción con la cual cada categoría de presa contribuye a la dieta y n es el número total de recursos alimenticios.

Se estableció el grupo de presas de mayor importancia en la dieta, así como aquellos que son consumidos de manera accidental, con el Índice Alimentario (IA) modificado por Lauzanne (1975), $IA = \%F \times \%P (\%A) / 100$. Al relacionar las preferencias alimentarias (%FO) y la importancia relativa de las presas en peso (%P) o área (%A), se integran los artículos alimentarios, lo que permite distinguir al alimento preferencial de aquel cuyo consumo es de baja frecuencia (Rosecchi y Novaze 1987). Los valores de IA varían de 0 a 100% y se categorizar en función de su importancia relativa como: 1) alimento preferencial ($IA > 50$), 2) secundario ($25 < IA < 50$), 3) frecuente ($10 < IA < 25$) y 4) accidental ($IA < 10$) (Lauzanne 1975).

Por último, se realizó una evaluación cuantitativa del grado de uso de los recursos alimentarios que comparten ambas especies al coexistir en un

mismo hábitat, a través de un análisis de conglomerados por medio del índice de Morisita (1959), modificado por Horn (1966):

$$Im = (2 \sum_{i=1}^n XiYi) / (\sum_{i=1}^n Xi^2 + \sum_{i=1}^s Yi^2)$$

donde Im es el índice de traslape entre dos especies depredadoras, n el número total de categorías alimentarias, Xi e Yi , son las proporciones de la dieta total de las especies X e Y , tomadas de la categoría alimentaria i con respecto al total de los recursos utilizados por ambas especies ($i = 1, 2, 3, \dots, n$). El índice varía de 0, cuando no hay elementos de la dieta en común, a 1 cuando todos los artículos alimentarios son comunes. Para corroborar los resultados de traslape de la dieta o las posibles diferencias de alimentación entre ambas especies, se utilizó la prueba de X^2 (Ludwing y Reynolds 1988).

RESULTADOS

Durante las campañas realizadas, se recolectaron un total de 509 ejemplares. De éstos, 196 correspondieron a *C. querna*, de los cuales 115 (58,67%) presentaron contenido estomacal y 81 (41,33%) estómagos vacíos. *S. latifrons* totalizó 313 organismos, de los cuales 238 (76,04%) presentaron contenido estomacal y 75 (23,96%) se encontraron con el estómago vacío. El rango de longitud total varió entre 2,8 y 48,8 cm para *C. querna*, y entre 6,5 y 26 cm para *S. latifrons* (Tabla 1).

Las curvas de acumulación de las presas registradas para *C. querna* y *S. latifrons* (Figura 2 A y B) muestran una tendencia a la asíntota, por lo que se considera que el tamaño de muestra analizado es adecuado. Por ende, las inferencias obtenidas de este estudio son representativas de la población de lenguados.

Tabla 1. Número de ejemplares de *Ciclopsetta querna* y *Syacium latifrons* con presencia de contenido estomacal, en función de su talla y sexo.

Table 1. Number of specimens of *Ciclopsetta querna* and *Syacium latifrons* with presence of stomach content by size and sex classes.

	<i>Cyclopsetta querna</i>			<i>Syacium latifrons</i>		
	1996	1997	1998	1996	1997	1998
Grupos de tallas						
0-15	5					
15,1-30	25	3	0	24	22	46
30,1-45	20	17	13	67	15	64
45 >	0	9	19	0	0	0
Total número de organismos	50	4	0	0	0	0
Sexos						
Indeterminados	7	0	0	0	0	0
Hembras	17	11	17	49	18	41
Machos	26	22	15	46	19	69

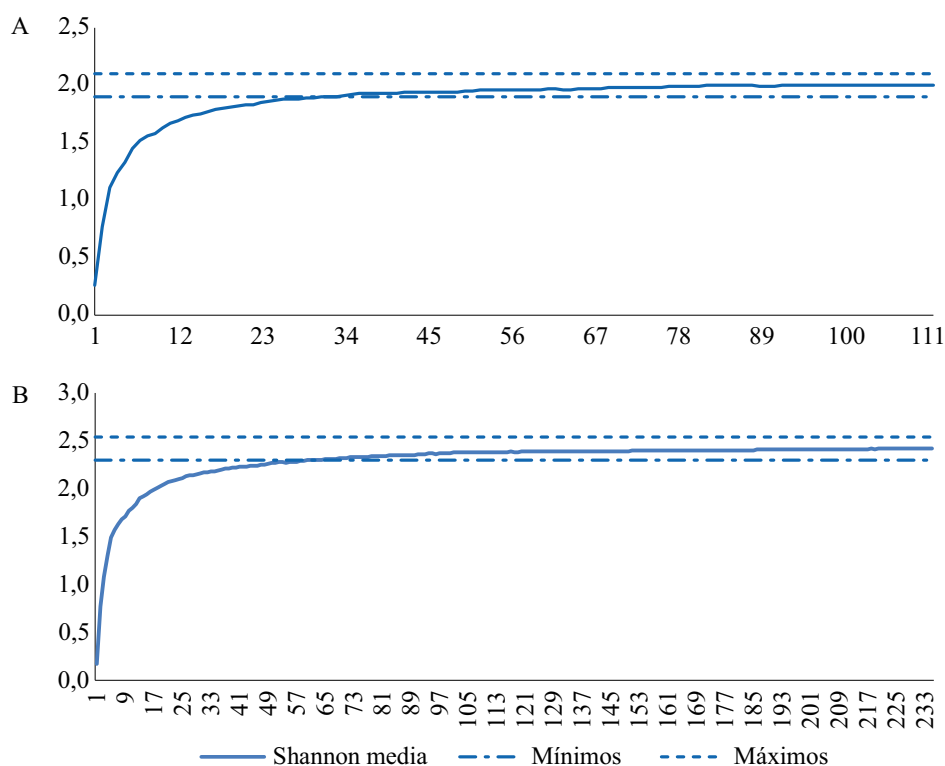


Figura 2. Curva de acumulación de diversidad trófica. Las líneas intermitentes indican el $H'_{max} \pm 0,05 H'_{max}$. A) Para *Cyclopsetta querna*. B) Para *Syacium latifrons*.

Figure 2. Trophic diversity accumulation curve. Flashing lines indicate $H'_{max} \pm 0.05 H'_{max}$. A) For *Cyclopsetta querna*. B) For *Syacium latifrons*

El espectro trófico de *C. querna* estuvo constituido por 12 componentes alimentarios pertenecientes a dos taxas (peces y crustáceos), mientras que para *S. latifrons* se registraron 24 componentes alimentarios pertenecientes a tres taxas (peces, crustáceos y moluscos) (Tabla 2).

Para fines de la descripción general de la dieta, los componentes alimentarios se agruparon en cinco categorías para *C. querna* (peces, estomatópodos, portúnidos, peneidos y otros crustáceos) y seis para *S. latifrons* (peces, estomatópodos, portúnidos, peneidos, otros crustáceos y otros moluscos). El grupo de peces fue el dominante para *C. querna* en los tres años en número (73,53%, 81,82% y 75,00%), en peso (92,07%, 94,30%, 93,59%), en índice de importancia específico para presas (82,80%, 88,01%, 84,29%)

(Figura 3). Sin embargo, en la frecuencia de ocurrencia, los mayores porcentajes los presentaron los restos de crustáceos (38,00%) en 1996, la Familia Congridae (36,36%) en 1997 y los restos de peces (52,50%) en 1998 (Tabla 2).

En cuanto a *S. latifrons*, solo en 1996 se registraron variaciones, ya que los estomatópodos presentaron el mayor porcentaje en peso (44,29%) mientras que los peneidos lo presentaron en número (71,61%) y en el índice de importancia específico para presas (45,99%). En 1997 y 1998, dominaron los estomatópodos con porcentajes de 68,48 %W, 61,11 %N, 64,80 %PSIRI y 63,05 %W, 62,79 %N, 62,92 %PSIRI, respectivamente (Figura 4). En lo que respecta a la frecuencia de ocurrencia, los restos de estomatópodos presentaron el mayor porcentaje en 1996 y 1998 con 20,88% y

Tabla 2. Listado de las especies que conforman la composición trófica de *Cyclopsetta querna* y *Syacium latifrons* (%FO (frecuencia de ocurrencia), %N (porcentaje de número), %W (porcentaje de peso), %PSIRI (porcentaje del índice de importancia relativa específico para presas).

Table 2. Species that make up the trophic composition of *Cyclopsetta querna* and *Syacium latifrons* (%FO (percentage of frequency of occurrence), %N (percentage of number), %W (percent of weight), %PSIRI (percentage of relative importance for prey)).

Especies presa	1996				1997				1998			
	%FO	%N	%W	%PSIRI	%FO	%N	%W	%PSIRI	%FO	%N	%W	%PSIRI
<i>Cyclopsetta querna</i>												
Peces												
<i>Xenistius</i>	4,00	5,88	10,44	8,16	6,06	9,09	5,58	7,34	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Syacium ovale</i>	4,00	5,88	6,30	6,09	6,06	18,18	30,94	24,56	0,00	0,00	0,00	0,00
Familia Ophichthidae	8,00	14,71	14,22	14,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Familia Congridae	24,00	47,06	33,30	40,18	36,36	54,55	33,16	43,85	18,75	75,00	31,18	53,09
Restos de peces	28,00	0,00	27,81	13,91	30,30	0,00	24,62	12,31	62,50	0,00	62,40	31,20
Estomatópodos												
<i>Squilla hancocki</i>	4,00	5,88	2,79	4,34	3,03	4,55	1,55	3,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>squilla parva</i>	2,00	2,94	0,63	1,79	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	12,50	1,25	6,87
Restos de estomatópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	3,03	0,0	0,20	0,10	12,50	0,00	2,85	1,43
Portunidos												
<i>Potunus xantusii</i>	2,00	5,88	1,44	3,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Peneidos												
<i>Trachysalambria brevisuturae</i>	4,00	5,88	1,08	3,48	3,03	4,55	0,27	2,41	3,13	0,01	1,43	0,71
<i>Trachisalambria</i> spp.	4,00	5,88	0,27	3,08	0,06	9,09	2,49	5,79	3,13	12,50	0,36	6,43
Restos de peneidos	20,00	0,00	0,34	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	0,00	0,18	0,19
Restos de crustáceos	38,00	0,00	1,37	0,69	30,30	0,00	1,19	0,60	6,25	0,00	0,36	0,18
<i>Syacium latifrons</i>												
Peces												
Familia Ophichthidae	2,20	1,94	1,67	1,80	2,70	2,78	3,30	3,04	0,91	2,33	0,24	1,28
Familia Congridae	2,20	1,29	2,50	1,90	0,00	0,00	0,00	0,00	2,73	6,98	3,77	5,37
Restos de peces	14,29	0,00	14,53	7,26	16,22	0,00	14,41	7,21	15,45	0,00	17,25	8,62

Tabla 2. Continuación.
Table 2. Continued.

Especies presa	<i>Syacium latifrons</i>											
	1996				1997				1998			
	%FO	%N	%W	%PSIRI	%FO	%N	%W	%PSIRI	%FO	%N	%W	%PSIRI
Estomatópodos												
<i>Meisquilla swetti</i>	3,30	2,58	4,05	3,31	8,11	8,33	6,01	7,17	0,91	2,33	0,73	1,53
<i>Euryquilla veleronis</i>	4,40	3,23	10,95	7,09	35,14	41,67	42,04	41,85	9,09	23,26	12,39	17,82
<i>Squilla hancocki</i>	2,20	1,94	8,22	4,08	0,00	0,00	0,00	0,00	4,55	11,63	6,92	9,28
<i>Squilla parva</i>	1,10	0,65	3,93	2,29	2,70	2,78	4,50	3,64	0,91	2,33	1,09	1,71
<i>Alachosquilla diqueti</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	8,11	8,33	3,60	5,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lystosquilla panamíca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,36	23,26	7,17	15,21
Restos de estomatópodos	20,88	0,00	17,14	9,86	29,73	0,00	12,34	6,17	47,27	0,00	34,75	17,38
Peneidos												
Juveniles de peneidos	13,19	63,87	12,26	38,07	2,70	2,78	0,60	1,69	0,91	2,33	0,24	1,28
<i>Sicyonia discorsalis</i>	5,49	3,23	3,57	3,40	5,41	5,56	3,90	4,73	1,82	4,65	1,21	2,93
<i>Trachysalambria brevisuturæ</i>	3,30	3,23	4,17	3,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trachisalambria</i> spp.	2,20	1,29	0,37	0,83	8,11	0,33	3,00	5,67	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rymapenaeopsis pacificus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70	2,78	0,30	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Metapenaeopsis bebei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	2,33	0,24	1,28
Otros crustáceos												
<i>Portunus (P.) xantusii</i>	2,20	1,29	0,48	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Portunus</i> spp.	9,89	10,32	2,51	6,42	2,70	2,78	0,30	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Euphyllax robustus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	6,98	1,58	4,28
Familia Xanthidae	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70	2,78	1,20	1,99	2,73	6,98	2,43	4,70
<i>Cryptosoma bairdii</i>	1,10	0,65	0,01	0,33	5,41	11,11	1,17	6,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Raninoides benedicti</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	2,33	0,36	1,34
Restos de crustáceos	31,87	0,00	9,36	4,68	16,22	0,00	3,30	1,65	25,45	0,00	7,55	3,78
Moluscos												
<i>Lolliguncula diomedæ</i>	3,30	1,94	4,29	3,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	2,33	2,06	2,20

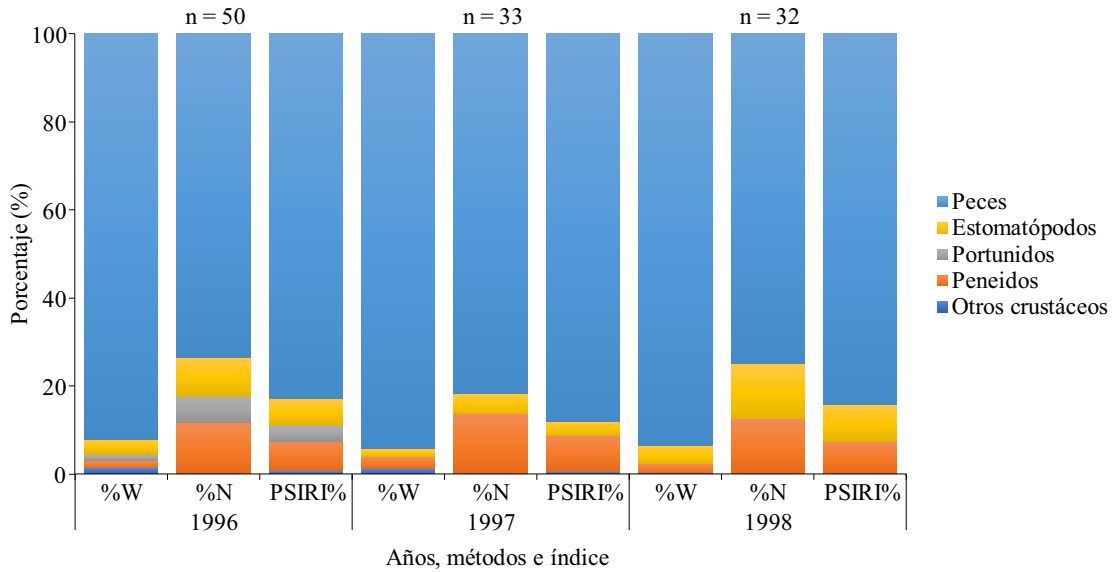


Figura 3. Variación del espectro alimentario de acuerdo con el porcentaje en peso (%W), porcentaje en número (%N) y porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), para la dieta de *Cyclosetta querna* durante los tres años del estudio.

Figure 3. Variation of the alimentary spectrum according to the percentage in weight (%W), percentage in number (%N) and percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI), for food items of *Cyclosetta querna* during three years of study.

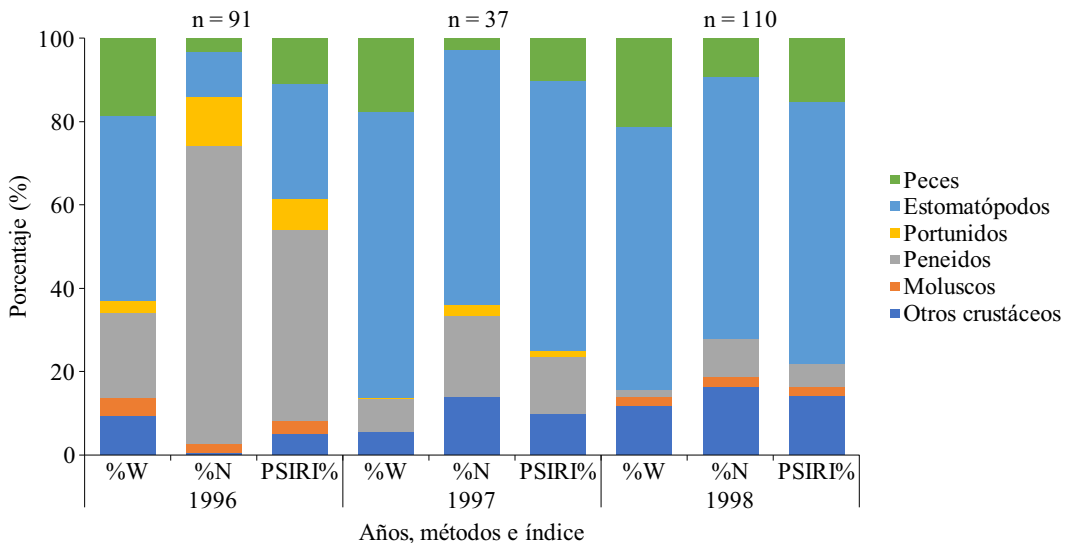


Figura 4. Variación del espectro alimentario de acuerdo con el porcentaje en peso (%W), porcentaje en número (%N) y porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), para la dieta de *Syacium latifrons* durante los tres años del estudio.

Figure 4. Variation of the alimentary spectrum according to the percentage in weight (%W), percentage in number (%N) and percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI), for food items of *Syacium latifrons* during three years of study.

47,27%, respectivamente, y para 1997 fue el grupo de otros crustáceos con 45,06%, seguido de *Eurysquilla veleronis* con 35,14% (Tabla 2).

Variación anual en la dieta

C. querna consumió en los tres años preferentemente peces de la Familia Congridae con valores de 40,18, 43,85 y 53,09 %PSIRI, respectivamente. El segundo componente en importancia en 1996 fueron los peces de la Familia Ophichthidae (14,46 %PSIRI), en 1997 fue *S. ovale* (24,56 %PSIRI), y por último en 1998 los restos de peces (31,20 %PSIRI) (Figura 5).

El lenguado *S. latifrons* presentó en 1996 como presa principal a los juveniles de peneidos (38,07 %PSIRI), seguido de restos de estomatópodos (9,86 %PSIRI). Para 1997 fue *E. veleronis* con 41,85 %PSIRI, seguida de restos de peces (7,21 %PSIRI), y en 1998 nuevamente aparece *E. veleronis* como la presa más importante (17,82 %PSIRI), seguida por restos de estomatópodos (17,38 %PSIRI) (Figura 6).

Variación ontogénica en la dieta

Se observaron variaciones en la dieta de *C. querna* relacionadas con la talla (Figura 7). Así, para 1996 en el primer grupo de talla (0-15 cm LT) dominaron los restos de crustáceos (90,15 %PSIRI); en el segundo grupo (15,1-30 cm LT) las presas más importantes fueron los peces de la Familia Congridae (51,83 %PSIRI) y restos de peces (13,28 %PSIRI); para el tercer grupo (30,1-45 cm LT) nuevamente fueron peces de la Familia Congridae (24,85 %PSIRI) y *Xenistius californiensis* (19,24 %PSIRI); y para el cuarto grupo (45,1 < cm LT) no se registraron organismos. En 1997, las presas más importantes para los organismos de tallas de 0 a 15 cm LT fueron *X. californiensis* (87,71 %PSIRI) y restos de crustáceos (12,29 %PSIRI); en los de talla 15,1-30 cm LT los peces de la Familia Congridae (56,68 %PSIRI) y *S. ovale* (17,27 %PSIRI); para el tercer grupo (30,1-45 cm LT) las especies dominantes fueron nuevamente *S. ovale* (37,77 %PSIRI) y peces de la Familia Congridae (32,70

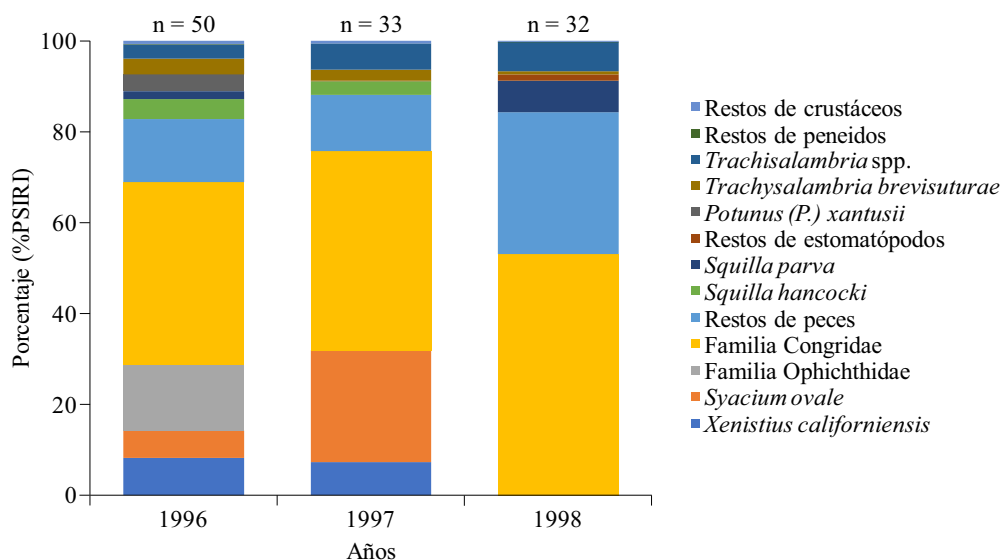


Figura 5. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI) de las especies presas para la dieta de *Cyclopsetta querna* durante los tres años de estudio.

Figure 5. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Cyclopsetta querna* during three years of study.

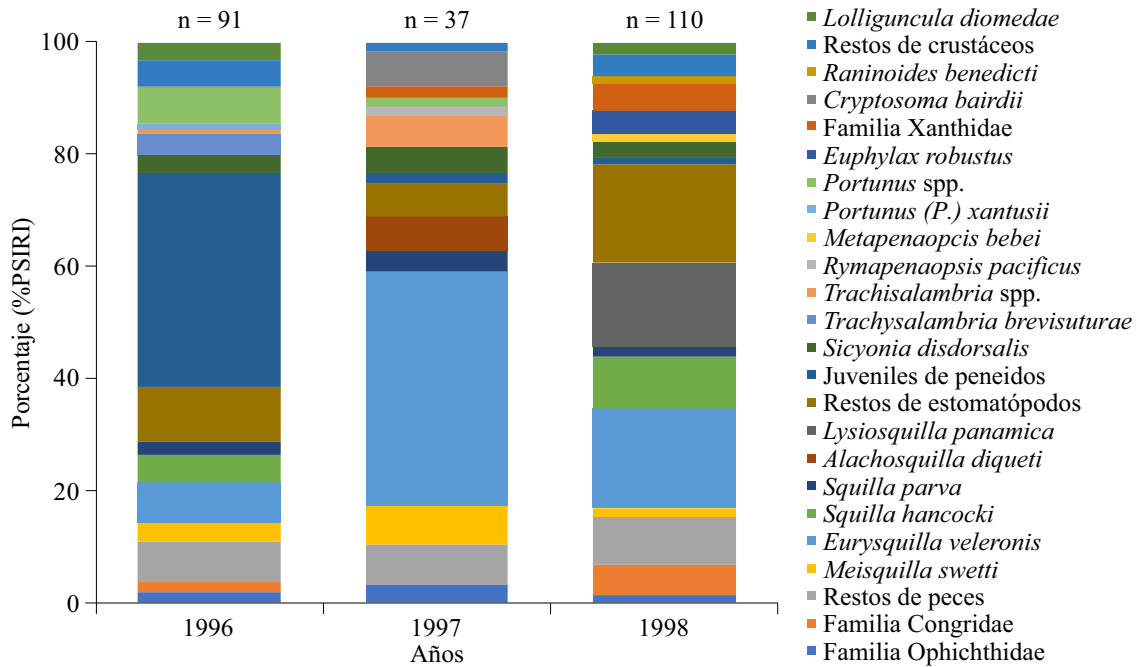


Figura 6. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI) de las especies de presas para la dieta de *Syacium latifrons* durante los tres años de estudio.

Figure 6. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Syacium latifrons* during three years of study.

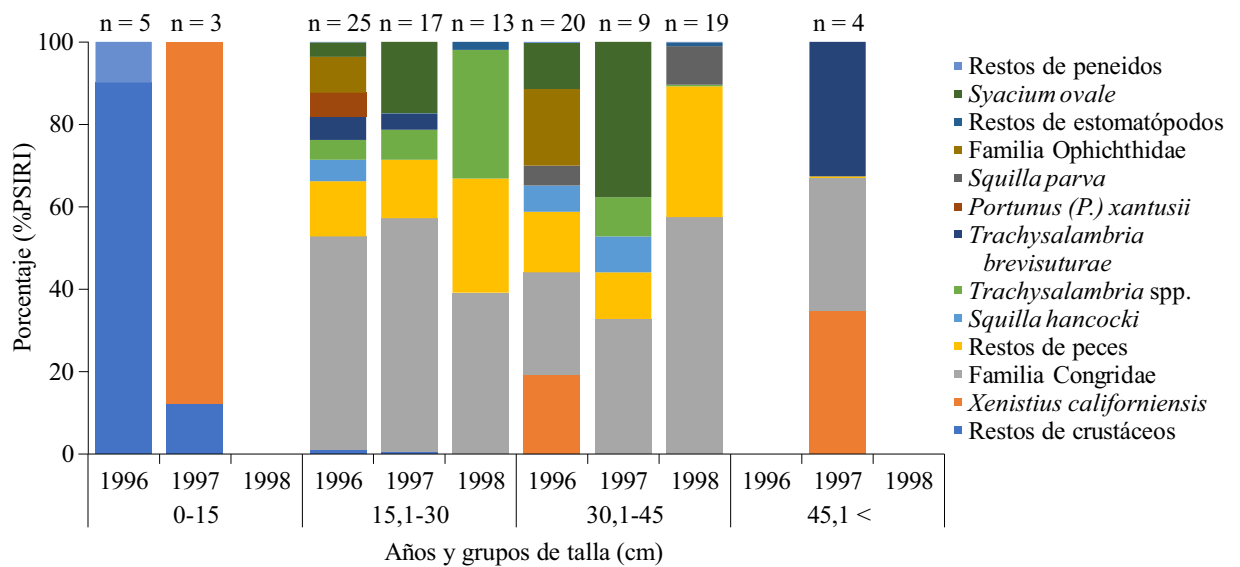


Figure 7. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), con respecto a los grupos de talla (cm LT) de *Cyclopsetta querna* durante los tres años de estudio.

Figure 7. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Cyclopsetta querna* by length class (cm TL) during three years of study.

%PSIRI). Para el último grupo (45,1 <) dominaron como presas *X. californiensis* (34,72 %PSIRI) y *Trachysalambria brevisuturæ* (32,64 %PSIRI). En 1998 no se registraron organismos en los grupos de 0 a 15 cm LT y en el de mayores de 45,11 cm LT. No obstante, para los organismos del grupo de tallas 15,1-30 cm LT y de 30,1-45 cm LT, las presas más importantes fueron los peces de la Familia Congridae (39,00% y 57,35 %PSIRI) y *Trachysalambria* spp. (31,20 %PSIRI), y restos de peces (31,71 %PSIRI), respectivamente.

Con respecto a la variación ontogénica para *S. latifrons*, solo se registraron dos grupos de tallas en los tres años (0-15 cm y 15,1-30 cm). En 1996 dominaron los restos de crustáceos (22,58 %PSIRI), seguido de *Meiosquilla swetti* (19,85 %PSIRI). En el segundo grupo, las presas más importantes fueron los juveniles de peneidos (39,28 %SPIRI) y restos de estomatópodos (9,84 %PSIRI). Para 1997, la dieta de organismos pequeños (0-15 cm LT) estuvo dominada por *E. veleronis* (54,38 %PSIRI) y *M. swetti* (10,51 %PSIRI), mientras que en el segundo grupo (15,1-30 cm LT) primaron los restos de peces (18,44 %PSIRI), seguidos de *E. veleronis* (16,56 %PSIRI). Finalmente, para 1998, en el grupo de 0-15 cm LT la presa principal fue *Lysiosquilla panamica* (19,95 %PSIRI) y restos de estomatópodos (19,61 %PSIRI), mientras que para el grupo de 15,1-30 cm LT fue *E. veleronis* (17,09 %PSIRI), seguida de restos de estomatópodos (16,60 %PSIRI) (Figura 8).

Variación por sexos

La dieta de *C. querna* no muestra diferencias significativas entre sexos, ya que en los tres años, tanto para organismos inmaduros como para hembras y machos, las presas más importantes fueron los peces entre los que dominaron los de las familias Congridae y Ophichthyidae, *X. californiensis*, *S. ovale* y restos de otros peces (Figura 9). Por su parte, *S. latifrons* presenta un compor-

tamiento similar debido a que los grupos de presas dominantes fueron los crustáceos, con algunas variaciones en cuanto a las especies consumidas. Para 1996, las presas principales fueron los juveniles de peneidos, tanto en hembras (36,89 %PSIRI) como en machos (39,77 %PSIRI). En 1997, la presa principal fue *E. veleronis* en hembras (36,22 %PSIRI) y machos (49,72 %PSIRI). Por último, en 1998 las hembras consumieron principalmente a *E. veleronis* (18,98 %PSIRI), y en los machos el mayor porcentaje lo representaron los restos de estomatópodos (18,88 %PSIRI) (Figura 10).

Amplitud de nicho

La diversidad del espectro alimentario, considerada también como la amplitud del nicho trófico, indica el grado de especialización de los hábitos alimentarios de una especie. Valores cercanos a 0 indican que la especie es especialista en su dieta. En los tres años, la máxima diversidad observada fue menor de 0,5, por lo que se puede apreciar visualmente que las dos especies presentan cierto grado de especialización. En 1996, *S. latifrons* mostró la mayor amplitud en cuanto al valor del índice calculado en porcentaje en peso (0,45) (Figura 11 A). En lo que respecta al índice porcentaje en número, *C. querna* presentó para 1996 y 1997 valores $\leq 0,26$, mientras que para *S. latifrons* los valores más altos fueron en 1998 con 0,25 (Figura 11 B).

Índice alimentario

Los grupos que constituyen el espectro trófico de *C. querna* para 1996 y 1997 son principalmente peces de la Familia Congridae y la categoría de restos de peces, considerados como secundarios (Tabla 3). En conjunto, alcanzan entre el 80 y 90% del valor del índice. Para 1998, los restos de peces dominaron como alimento preferencial (86,13%), seguido de la Familia Congridae (12,91%) como alimento frecuente.

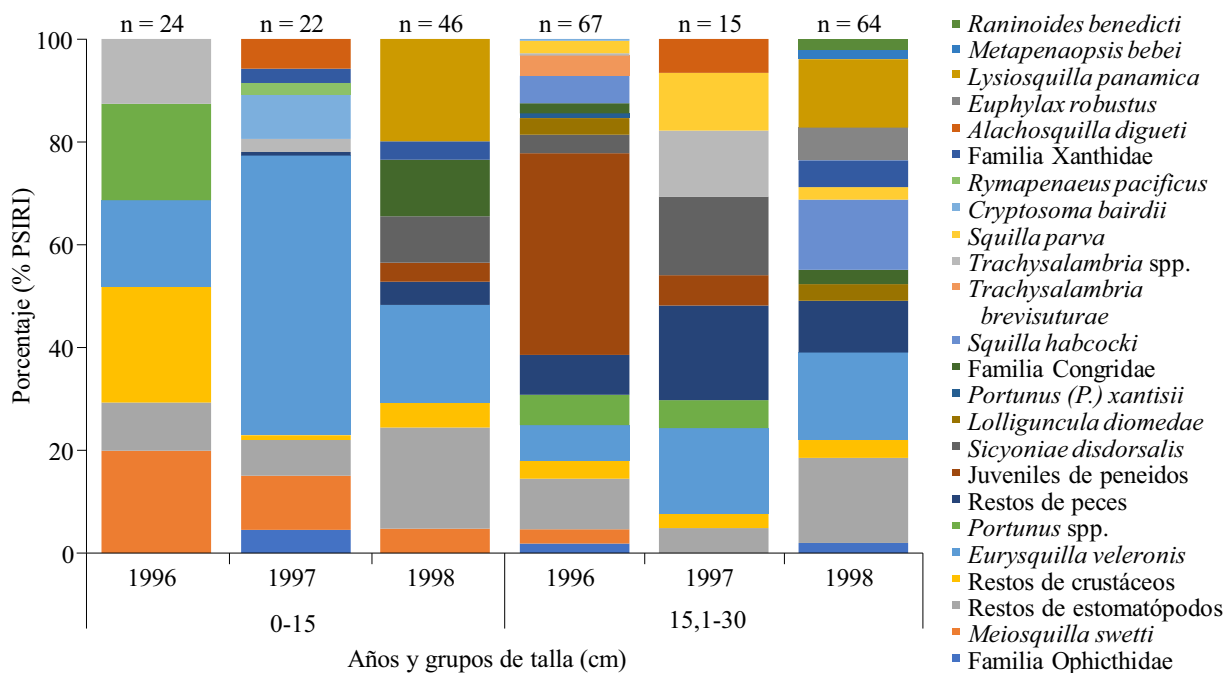


Figura 8. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), con respecto a los grupos de talla (cm LT) de *Syacium latifrons* durante los tres años de estudio.

Figure 8. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Syacium latifrons* by length class (cm TL) during three years of study.

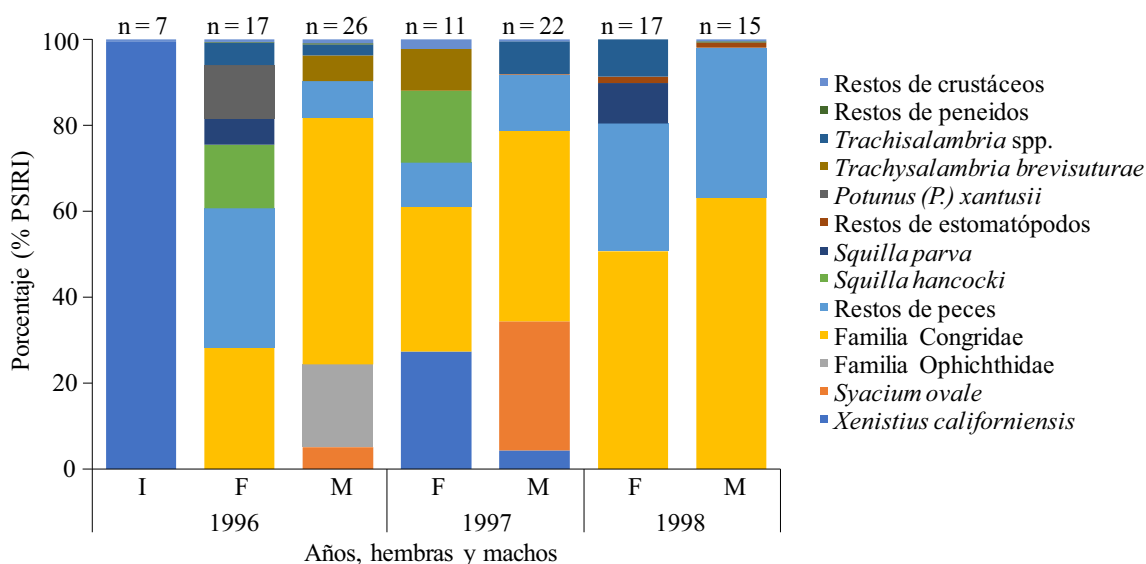


Figura 9. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), con respecto a hembras, machos e inmaduros de *Cyclopsetta querna* durante los tres años de estudio.

Figure 9. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Cyclopsetta querna* by female, male, and immature class (cm TL) during three years of study.

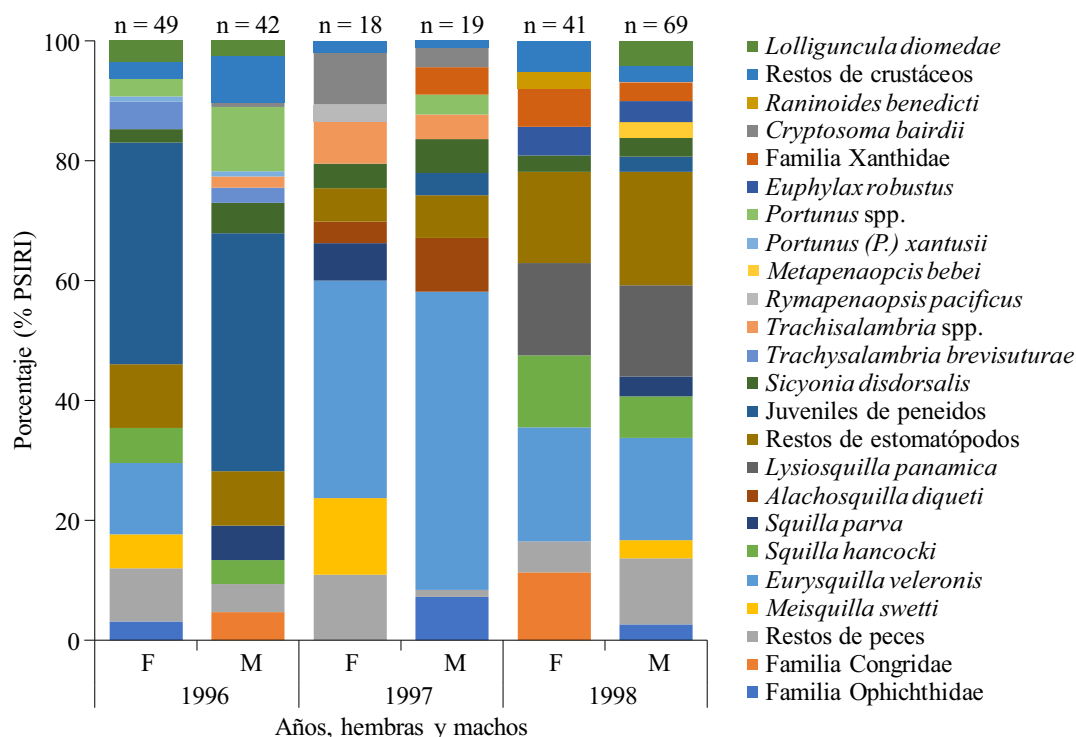


Figura 10. Porcentaje del índice de importancia presa específica (%PSIRI), con respecto a hembras y machos de *Syacium latifrons* durante los tres años de estudio.

Figure 10. Percentage of prey-specific index of relative importance (%PSIRI) for food items of *Syacium latifrons* by female, male, and immature class (cm TL) during three years of study.

Para 1996, *S. latifrons* se alimentó en primer término de los restos de estomatópodos (30,01%), seguido de los restos de crustáceos (25,01%), ambos considerados como alimento secundario. En 1997, *E. veleronis* es considerada como alimento preferencial (64,54%) y los restos de estomatópodos como alimento frecuente (16,03%). Para 1998, los restos de estomatópodos son considerados como alimento preferencial (70,87%) y los restos de peces como alimento frecuente (11,50%).

Superposición de dietas

Por último, el índice de traslape de dietas (Morisita) nos indica que no hay componentes alimentarios en común en la dieta de *C. querna* y *S. latifrons*, ya que los valores obtenidos se consideran muy bajos ($< 0,5$) en los tres años del

estudio. Los valores obtenidos del índice de Morisita fueron de 0,4 en peso y 0 en número para 1996, 0,2 en peso y 0,1 en número para 1997 y de 0,4 en peso y 0,1 en número para 1998.

DISCUSIÓN

Los ejemplares de *C. querna* y *S. latifrons* se encontraron distribuidos en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México entre los 20 y 60 m de profundidad, lo cual coincide con lo reportado por Mariscal Romero et al. (1998), quienes encontraron a estas dos especies entre los peces demersales más abundantes de la región a profundidades no mayores de 60 m, ubicándose en el lugar séptimo y tercero de sus valores de

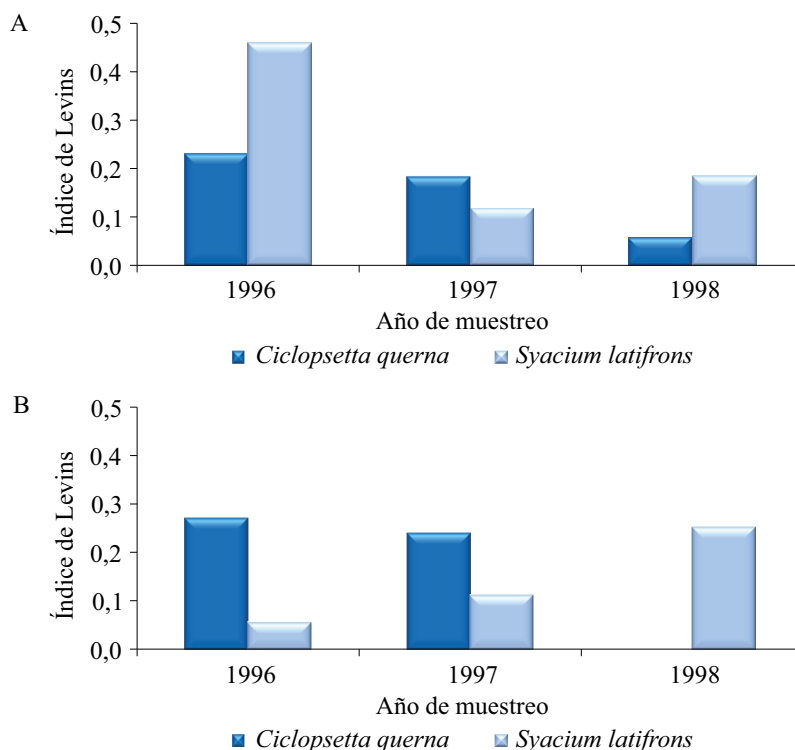


Figura 11. Diversidad anual (nicho trófico) en peso (A) y número de presas (B) de *Ciclopsetta querna* y *Syacium latifrons*.
 Figure 11. Annual diversity (trophic niche) in weight (A) and number (B) of prey of *Ciclopsetta querna* and *Syacium latifrons*.

abundancia, respectivamente. Rodríguez Ibarra (2006) considera a los lenguados como uno de los grupos más representativos de la ictiofauna demersal de los fondos blandos, ya que aportaron hasta el 44% de la captura total, presentando la mayor densidad a 60 m de profundidad. Por su parte, Flores Ortega et al. (2013) registraron para el Pacífico tropical mexicano a cinco especies de lenguados distribuidas en profundidades de 20 y 60 m, con la mayor abundancia y biomasa a los 20 m. Esta situación está determinada principalmente por la capacidad que tienen los lenguados para enterrarse en el sedimento, además de la abundancia de alimento y la necesidad de protegerse de los depredadores (Gibson 1994; Stoner y Abookire 2002).

En los contenidos estomacales de *C. querna* se identificaron 12 componentes alimentarios, mientras que para *S. latifrons* se identificaron 24 com-

ponentes. Al respecto, Aarnio et al. (1996) identificaron en juveniles de lenguados 30 especies diferentes de presas, y Norbis y Galli (2004) identificaron en *Paralichthys orbignyanus* cinco ítems alimentarios. Por su parte, Amezcua y Portillo (2010) identificaron para *C. panamensis* un total de 12 grupos de presas. Amezcua et al. (2011) registraron para *C. querna* 14 presas diferentes, y Flores Ortega et al. (2013) identificaron 14 entidades alimentarias para esta misma especie y 30 categorías de presas para *S. ovale*. Los resultados obtenidos en este estudio son acordes con lo reportado por los autores arriba mencionados, destacándose la similitud en el número de presas identificado para *C. querna*.

Las presas principales de *C. querna* fueron los peces, y dentro de estos, los pertenecientes a las familias Congridae y Ophichthidae, y en segundo término los crustáceos. Amezcua et al. (2011)

Tabla 3. Índice alimentario (IA) de *Cyclopsetta querna* y *Syacium latifrons* por año de estudio.
 Table 3. Food index (IA) of *Cyclopsetta querna* and *Syacium latifrons* by year of study.

Especies presa	<i>Cyclopsetta querna</i>		
	1996	1997	1998
	IA	IA	IA
Peces			
<i>Xenistius californiensis</i>	2,27	1,52	0
<i>Syacium ovale</i>	1,37	8,41	0
Familia Ophichthidae	6,19	0	0
Familia Congridae	43,47	54,06	12,91
Restos de peces	42,35	33,45	86,13
Estomatópodos			
<i>Squilla hancocki</i>	0,61	0,21	0
<i>squilla parva</i>	0,07	0	0,09
Restos de estomatópodos	0	0,03	0,79
Portunidos			
<i>Potunus (P.) xantusii</i>	0,16	0	0
Peneidos			
<i>Trachysalambria brevisuturæ</i>	0,23	0,04	0
<i>Trachisalambria</i> spp.	0,06	0,68	0,02
Restos de peneidos	0,37	0	0,01
Restos de crustáceos	2,85	1,62	0,05
	<i>Syacium latifrons</i>		
Peces			
Familia Ophichthidae	0,31	0,39	0,01
Familia Congridae	0,46	0	0,44
Restos de peces	17,4	10,21	11,5
Estomatópodos			
<i>Meisquilla swetti</i>	1,12	2,13	0,03
<i>Eurysquilla veleronis</i>	4,04	64,54	4,86
<i>Squilla hancocki</i>	1,51	0,00	1,36
<i>Squilla parva</i>	0,36	0,53	0,04

Tabla 3. Continuación.
Table 3. Continued.

Especies presa	<i>Syacium latifrons</i>		
	1996	1997	1998
	IA	IA	IA
<i>Alachosquilla diqueti</i>	0	1,28	0
<i>Lysiosquilla panamica</i>	0	0	1,97
Restos de estomatópodos	30,01	16,03	70,87
Peneidos			
Juveniles de peneidos	13,56	0,07	0,01
<i>Sicyonia disdorsalis</i>	1,65	0,92	0,1
<i>Trachysalambria brevisuturæ</i>	1,15	0	0
<i>Trachisalambria</i> spp.	0,07	1,06	0
<i>Rymapenaopsis pacificus</i>	0	0,04	0
<i>Metapenaopcis bebei</i>	0	0	0,01
Otros crustáceos			
<i>Portunus (P.) xantusii</i>	0,09	0	0
<i>Portunus</i> spp.	2,08	0,04	0
<i>Euphyllax robustus</i>	0	0	0,12
Familia Xanthidae	0	0,14	0,29
<i>Cryptosoma bairdii</i>	0	0,28	0
<i>Raninoides benedicti</i>	0	0	0,01
Restos de crustáceos	25,01	2,34	8,3
Moluscos			
<i>Lolliguncula diomedæ</i>	1,18	0	0,08

mencionan que la dieta de *C. querna* estuvo dominada por peces demersales como *Symphurus* sp., y que son la fuente principal en su alimentación. Por su parte, Flores Ortega et al. (2013) reportaron que *Manolene assædæ*, *Cyclopsetta panamensis* y *C. querna* son consumidoras de peces e incluyen también a los crustáceos en su dieta.

En contraste, para *S. latifrons* las presas principales fueron los estomatópodos (*E. veleronis* y *M.*

swetti). Amezcua y Portillo (2010) mencionan que *C. panamensis* es un consumidor activo de crustáceos y peces, pero que muestra preferencia por los primeros, donde *Squilla parva* es la presa de mayor biomasa (28,5%). Flores Ortega et al. (2013) reportan que *Bothus leopardinus* y *S. ovale*, son consumidores de micro-crustáceos y en menor proporción de peces, lo cual coincide con los resultados del presente estudio.

Se observó una ligera variación en la alimentación con los cambios ontogénicos de *C. querna*, dado que los organismos pequeños se alimentan principalmente del grupo de restos de crustáceos y *X. californiensis*, mientras que los individuos medianos y grandes prefieren a los peces como alimento principal. En contraste, la dieta de los ejemplares pequeños del primer grupo de talla de *S. latifrons* estuvo dominada por los estomatópodos, y en el segundo grupo por los estomatópodos, juveniles de peneidos y restos de peces. Lo anterior concuerda con los resultados de otros autores (Matallanas 1982; Wootton 1998 y Teixeira et al. 2010), quienes mencionan variaciones ontogénicas en la dieta de cuatro especies de lenguados y que esto podría estar relacionado con los cambios en las variaciones de espacio y en tiempo de las presas. Por su parte, Troccoli (2011) menciona que *Paralichthys patagonicus* mostró siempre una preferencia por los peces pelágicos, sin embargo, los de tallas menores consumen principalmente moluscos y crustáceos. Autores como Gerking (1994), Patell y Potter (1998), López Carzola y Forte (2005) y Marques et al. (2009), mencionan que los lenguados de tallas menores poseen habilidad para capturar presas pequeñas y con menor movilidad, que y capturan presas más grandes y móviles a medida que alcanzan mayor tamaño, comportamiento que puede ser atribuido también al aumento en tamaño de la boca del depredador (Stoner y Livingston 1984).

Con respecto a diferencias en la alimentación atribuibles al sexo, no se observaron diferencias entre la alimentación de hembras y machos de *C. querna*, dado que el grupo de presas principales fue el de peces en ambos sexos. El mismo patrón se observó en *S. latifrons*, ya que tanto las hembras como los machos consumieron principalmente estomatópodos y peneidos, con lo que se puede inferir que estos organismos se alimentan de presas que se distribuyen principalmente en el fondo. Lo anterior es similar a lo reportado por Amezcua et al. (2011) para *C. querna* en el Golfo de California, en donde tanto juveniles como

adultos, machos y hembras se alimentan principalmente de peces. Por su parte, Amezcua y Portillo (2010) reportaron que la dieta de *C. panamensis* en el Golfo de California estuvo dominada por estomatópodos y camarones, y que no mostró diferencias en lo que respecta al tamaño, sexo o la profundidad en donde se encuentren.

Con respecto a la diversidad del espectro alimentario (amplitud de nicho) el cálculo del índice de Levins presentó valores $< 0,5$ para las dos especies y durante los tres años de estudio, por lo que se puede concluir que ambas especies presentan cierto grado de especialización. Esto concuerda con lo expuesto por Amezcua et al. (2011), quienes encontraron valores para este índice de 0,13 para *C. querna*, e indicaron que la dieta de esta especie se centra solo en unas pocas presas disponibles del sistema que habita. En contraste, Flores Ortega et al. (2013) describieron a *C. querna* como una especie generalista en el Pacífico central tropical, con valores de amplitud de nicho de 0,65 y 0,79, a pesar de que solo identificaron 14 categorías alimentarias. Lo anterior podría estar relacionado con lo expuesto por De Raedemaeker et al. (2011), quienes mencionan que la alimentación de los lenguados se da principalmente por la disponibilidad de los recursos en las estaciones del año y de la capacidad de captura de presas de cada especie.

Finalmente, en lo que respecta a la superposición de la dieta de *C. querna* con la dieta de *S. latifrons*, los valores obtenidos fueron en todos los casos menores a 0,5, lo que indica que no hay competencia por el alimento entre estas especies de lenguados. Por su parte, Flores Ortega et al. (2013), encontraron valores de superposición de dieta de bajos a moderados en cinco especies de lenguados. Sin embargo, otros autores como Burke (1995) y Cabral et al. (2002), mencionan que la superposición de dietas en lenguados no causa necesariamente competencia interespecífica, ya que frecuentemente la superposición es minimizada por las diferencias en tiempo y espacio. Darnaude et al. (2001), mencionan que la

reducción de competencia por el alimento entre lenguados en una misma zona es lo que les permite coexistir. Lasiak y McLachlan (1987) y Vinagre et al. (2005), reconocen que los lenguados consumen el alimento más abundante de una manera generalista y oportunista.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio no hubiera sido posible sin la ayuda de la tripulación del Barco de Investigación Pesquera BIP-V de la Universidad de Guadalajara. Apreciamos también la ayuda de los estudiantes, investigadores y técnicos que participaron en los muestreos del Proyecto Demersales, del antiguo Centro de Ecología Costera. Alina B. Ortiz apoyo en la estructuración de los mapas y las figuras. Este estudio se realizó con el apoyo financiero del CUCSUR de la Universidad de Guadalajara.

REFERENCIAS

- AARNIO K, BONSDORFF E, ROSENBACK N. 1996. Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* and turbot *Scophthalmus maximus* in the Aland Archipelago, Northern Baltic Sea. *J Sea Res.* 36 (3/4): 311-320.
- ACEVES-MEDINA G, SALDIERNA-MARTÍNEZ JR, GONZÁLEZ EA. 2003. Distribution and abundance of *Syacium ovale* larvae (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) in the Gulf of California. *Rev Biol Trop.* 51 (2): 561-570.
- Allen GR, Robertson DR. 1994. *Fishes of the tropical eastern Pacific*. Honolulu: University of Hawaii Press. 332 p.
- ALONSO MK, CRESPOB EA, GARCÍA NA, PEDRAZA SN, MARIOTTIC PA, MORAC NJ. 2002. Fishery and ontogenetic driven changes in the diet of the spiny dogfish. *Squalus acanthias*, in Patagonian waters, Argentina. *Environ Biol Fishes.* 63:193-202.
- AMEZCUA F, PORTILLO A. 2010. Hábitos alimenticios del lenguado panámico *Cyclopsetta panamensis* (Paralichthyidae) en el sureste del Golfo de California. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 45 (2): 335-340.
- AMEZCUA F, PORTILLO A, AMEZCUA LINARES F. 2011. Feeding habits of the toothed flounder *Cyclopsetta querna* (Paralichthyidae) of the southeast Gulf of California. *J Mar Biol Assoc UK.* 91: 1225-1230.
- ANUARIO ESTADÍSTICO DE ACUACULTURA Y PESCA. 2018. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA). Mazatlán, Sinaloa, México. 293 p.
- BOCANEGRA-CASTILLO N, ABITIA CARDÉNAS LA, GÁLVAN MAGAÑA F. 2000. Espectro alimentario de la berrugata californiana *Menticirrhus undulatus* de Laguna Ojo de Liebre, baja California Sur, México. *Cienc Mar.* 26 (4): 659-675.
- BROWN SC, BIZZARRO JJ, CAILLIET GM, EBERT DA. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyrhaja aleuca* (Gilbert 1896). *Environ Biol Fishes.* 95 (1): 3-20.
- BRUSCA RC. 1980. *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. 2da ed. Tucson: University of Arizona Press. 153 p.
- BURKE JS. 1995. Role of feeding and prey distribution of summer and southern flounders in selection of estuarine nursery habitats. *J Fish Biol.* 47: 355-366.
- CABRAL HN, LOPES M, LOEPER R. 2002. Trophic niche overlap between flatfishes in a nursery area on the Portuguese coast. *Sci Mar.* 66 (3): 293-300.
- COLWELL RK. 2019. EstimaS: Statistical estimation of species richness and shared species from simples. Version S9.1.0. [consultado 10 febrero]. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>.

- DANIEL WW. 1997. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. 4ta ed. Ciudad de México: Limusa. 878 p.
- DARNAUDE AM, HARMELIN VIVIEN ML, SALEN PICARD C. 2001. Food portioning among flatfish (Pisces: Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow area. *J Mar Biol Assoc UK*. 81: 119-127.
- DE RAEDEMAECKER F, O'CONNOR I, BROPHY D, BLACK A. 2011. Macrobenthic prey availability and the potential for food competition between 0-year group *Pleuronectes platessa* and *Limanda limanda*. *J Fish Biol*. 79: 1918-1939.
- FIGUEIREDO M, MORATO T, BARREIROS JP, ALFONSO P, SANTOS RS. 2005. Feeding ecology of the White seabream, *Diplodus argus*, and the ballan wrasse, *Labrus bergylta*, in the Azores. *Fish Res*. 75: 107-119.
- FLORES ORTEGA JR, GODÍNEZ DOMÍNGUEZ E, GONZÁLEZ SANSÓN G, ROJO VÁZQUEZ JA, LÓPEZ PRADO AC, MORALES JAUREGUI MY. 2013. Abundancia, distribución, hábitos alimentarios e interacciones tróficas de cinco especies de lenguados (Pleuronectiformes) en el Pacífico central mexicano. *Lat Am J Aquat Res*. 41 (3): 423-439.
- FISCHER W, KRUPP F, SCHNEIDER W, SOMMER C, CARPENTER KE, NIEM VH. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico Centro-Oriental. Vertebrados. Parte I. Vol. II. Roma: FAO. p. 647-1200.
- GERKING SD. 1994. Feeding ecology of fish. First edition. Nueva York: Academic Press. 416 p.
- GIBSON RN. 1994. Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *J Sea Res*. 32: 191-206.
- HENDRICKX ME. 1995a. Camarones. En: FISCHER W, KRUPP F, SCHNEIDER W, SOMMER C, CARPENTER KE, NIEM VH, editores. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. I. Roma: FAO. p. 417-537.
- HENDRICKX ME. 1995b. Cangrejos. En: FISCHER W, KRUPP F, SCHNEIDER W, SOMMER C, CARPENTER KE, NIEM VH, editores. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. I. Roma: FAO. p. 565-636.
- HENDRICKX ME, SALGADO-BARRAGÁN J. 1991. Los estomatópodos (Crustacea: Hoplocarida) del Pacífico mexicano. *Inst Cienc del Mar y Limnol, Univ Nal Autón México, Publ Esp*. 10: 1-200.
- HESPENHEIDEN HA. 1975. Ecología de los productores primarios en la Laguna de Celestún, México. Patrones de variación espacial y temporal [tesis doctoral]. Universidad de Barcelona. 233 p.
- HORN HS. 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. *Amer Naturalist*. 100: 419-424.
- KHIDIR KT, CHAPLEAU F, RENAUD CB. 2005. Phylogenetic relationships of *Cyclosetta* and *Syacium* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae). *Cybium*. 29 (4): 321-326.
- KOUAMELAN PE, TEUGELS GG, GOURENE G, VAN DER AUDENAERDE DFET, OLLEVIER F. 2000. Feeding habits of *Mormyrops anguilloides* (Mormyridae) in lacustrine and riverine habitats of a West African basin. *Cybium*. 24 (1): 67-79.
- KREBS CJ. 1989. Ecological methodology. Nueva York: Harper and Row. 550 p.
- LAGLER KF, BARDACH JE, MILLER RR, MAY PASSINO DR. 1984. Ictiología. 1ra ed. Ciudad de México: AGT Editor. 489 p.
- LASIAK T, MCLACHLAN A. 1987. Opportunistic utilization of mysid shoals by surf-zone teleosted. *Mar Ecol Prog Ser*. 37: 1-7.
- LAUZANNE L. 1975. Régime alimentaire d'*Hydrocyon forskali* (Pisces: Characidae) dans le lac Tchad et ses tributaires. *Cahiers ORSTOM, Série Hydrobiologie*. 9 (2): 105-121.
- LEVINS R. 1968. Evolution in changing environments. Some theoretical explorations. Princeton: Princeton University Press. 123 p.





- LÓPEZ CARZOLA A, FORTE S. 2005. Food and feeding habits of flounder *Paralichthys orbignyanus* (Jenyns, 1842) in Bahía Blanca estuary, Argentina. *Hydrobiología*. 549: 25-257.
- LÓPEZ MARTÍNEZ J, HERRERA VALDIVIA E, RODRÍGUEZ ROMERO J, HERNÁNDEZ VÁZQUEZ S. 2010. Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Int J Trop Biol*. 58 (3): 925-942.
- LUDWING JA, REYNOLDS JF. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. Nueva York: Wiley-Interscience Publication. 337 p.
- MAGURRAN AE. 2004. *Ecological diversity and its measurement*. Nueva Jersey: Princeton University Press. 179 p.
- MATALLANAS J. 1982. Estudio del régimen alimentario de *Lampanyctus crodilus* (Risso, 1810) (Pisces, Myctophidae) en las costas catalanas (Med. Occid.). *Téthys*. 10: 254-260.
- MARISCAL ROMERO J, AGUILAR PALOMINO B, LUCANO RAMÍREZ G, RAYMUNDO HUIZAR AR, RODRÍGUEZ IBARRA LE, RUÍZ RAMÍREZ S, GONZÁLEZ SANSÓN G. 1998. Asociaciones de peces demersales de la plataforma continental de Colima y Jalisco, México (primavera, 1995). *Cienc Mar*. 24 (1): 35-54.
- MARQUES JF, TEIXEIRA CM, PINHEIRO A, PESCHKE K, CABRAL HN. 2009. A multivariate approach to the feeding ecology of the channel flounder *Syacium micrurum* (Pisces: Pleuronectiformes), in Cape Verde. Eastern Atlantic. *Cienc Mar*. 35 (1): 15-27.
- MORISITA M. 1959. Measuring interspecific association and similarity between communities. *Memoirs of the Faculty of Science. Kyushu University Series E (Biology)*. 3: 65-80.
- MURAKAMI T, AMAOKA K. 1992. Review of the genus *Syacium* (Paralichthyidae) with the description of a new species from Ecuador and Colombia. *Bull Fac Fish Hokkaido Univ*. 43 (2): 61-95.
- NELSON JS. 2006. *Fishes of the world*. Fourth edition. Hoboken, Nueva Jersey: John Wiley & Sons. 601 p.
- NIKOLSKY G. 1963. *The ecology of fishes*. Londres: Academic Press. 352 p.
- NORBIS W, GALLI O. 2004. Hábitos de alimentación del lenguado *Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1842) en una laguna costera somera del Atlántico Sur: Rocha, Uruguay. *Cienc Mar*. 30 (4): 619-626.
- PATELL ME, POTTER IC. 1998. Distributions, size compositions and diets of two abundant benthic ambush-feeding teleosts in coastal waters of south-western Australia. *J Mar Biol Assoc UK*. 78: 587-608.
- PÉREZ FARFANTE I, KENSLEY B. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera. Paris: *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*. 175: 1-13.
- PINKAS L, OLIPHANT MS, IVERSON LK. 1971. Food habitats of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Calif Fish Game, Fish Bull*. 152: 1-105.
- RATHBUN MJ. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryllidae, Portunidae, Atelecyllidae, Cangruidae and Xanthidae. *Bulletin of the United States. National Museum*, (152): 1-229.
- RAYMUNDO HUIZAR AR, SAUCEDO LOZANO M. 2008. Hábitos alimentarios del pez triglido *Prionotus ruscarius* (Gilbert & Starks, 1904) durante 1996, en las costas de Jalisco y Colima, México. *Rev Biol Mar Oceanogr*. 43 (1): 7-15.
- RODILES-HERNÁNDEZ R, GONZÁLEZ DÍAZ AA, CHAN SALA C. 2005. Lista de peces continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica*. 15 (2): 245-253.
- RODRÍGUEZ IBARRA LE. 2006. Distribución y abundancia de los lenguados en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México (1995-1996). En: JIMÉNEZ QUIROZ MDC, ESPINO BARR E, editores. *Los recursos pesqueros y*

- acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán. Guadalajara: Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA. p. 196-208.
- RODRÍGUEZ ROMERO J, PALACIOS SALGADO DS, LÓPEZ MARTÍNEZ J, HERNÁNDEZ VÁZQUEZ S, PONCE DÍAZ G. 2008. Composición taxonómica y relaciones zoogeográficas de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Rev Biol Trop.* 56 (4): 1765-1783.
- ROJAS MPA, ZAPATA PLA. 2006. Peces demersales del parque Nacional Natural Gorgona y su área de influencia, Pacífico colombiano. *Biota Colombiana.* 7 (2): 211-244.
- ROSECCHI E, NOVAZE Y. 1987. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans y' analyse des contenus stomacaux. *Rev Trav Inst Pêches Marit.* 49 (3-4): 11-123.
- STONER AW, ABOOKIRE AA. 2002. Sediment preferences and size-specific distribution of young of the year Pacific halibut in an Alaska nursery. *J Fish Biol.* 61: 540-559.
- STONER AW, LIVINGSTON RJ. 1984. Ontogenetic patterns in diet and feeding morphology in sympatric sparid fishes from seagrass meadows. *Copeia.* 174-187 p.
- STURGES H. 1926. The choice of a class-interval. *J. Amer. Statist Assoc.* 21: 65-66.
- TEIXEIRA CM, BATISTA MI, CABRAL HN. 2010. Diet, growth and reproduction of four flatfishes on the Portuguese coast. *Sci Mar.* 74 (2): 223-233.
- TOBÓN-LÓPEZ A, RUBIO EA, GIRALDO A. 2008. Composición y análisis taxonómico de la ictiofauna del Golfo de Tribugá, Pacífico norte Colombia. *Lat Am J Aquat Res.* 36 (1): 93-104.
- TROCCOLI GH. 2011. Ecología trófica del lenguaje *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) en el ecosistema costero argentino-uruguayo [tesis de licenciatura]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional del Mar de Plata. 76 p.
- VINAGRE C, FRANÇA S, COSTA MJ, CABRAL HN. 2005. Niche overlap between juvenile flatfishes, *Platichthys flesus* and *Solea solea*, in a southern European estuary and adjacent coastal waters. *J Appl Ichthyol.* 21: 114-120.
- WOOTTON RJ. 1990. Ecology of teleost fish. Londres: Chapman & Hall. 392 p.
- WOOTTON RJ. 1998. Feeding. En: WOOTTON RJ, editor. Ecology of teleost fishes. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p. 27-62.

NOTE

Baseline data of the presence of meso and microplastics in the digestive tract of a commercially important teleost fish from Río de la Plata Estuary System (Southwest Atlantic Ocean)

M. AGUSTINA MANDIOLA^{1,*}, RAMIRO BAGNATO², JOAQUÍN C. M. GANA¹, M. CAROLINA DE LEÓN¹,
MARIELA DASSIS¹, DIEGO ALBAREDA³ and PABLO DENUNCIO^{1,4}

¹Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), C. C. 1260, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Freelance researcher. ³Departamento de Conservación, Ecoparque, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. ⁴Asociación Naturalistas Geselinos, Villa Gesell, Argentina. ORCID *M. Agustina Mandiola*  <https://orcid.org/0000-0002-0746-8816>, *Joaquín C. M. Gana*  <https://orcid.org/0000-0002-3442-8879>, *Mariela Dassis*  <https://orcid.org/0000-0002-1602-773X>, *Pablo Denuncio*  <https://orcid.org/0000-0002-6357-4082>



ABSTRACT. White croaker (*Micropogonias furnieri*) is the most important commercial fish of Río de la Plata Estuary System (RLPES), one of the most extensive on the western South Atlantic coast. This paper describes the occurrence, abundance, and type of plastic debris (PD) present on the digestive tracts of 65 white croakers in the RLPES. Eighty percent of analyzed individuals had ingested PD, 156 of which (FO = 83.9%) were thread-like plastics and 30 were fragments (FO = 16.1%). The average number of pieces per digestive tract was 2.83 ± 3.14 . Microplastic represented 85% of PD, most of them were < 2 mm and the prominent color was blue. Our results demonstrate the high occurrence of meso and microplastics in one of the most important species from an ecological and commercial viewpoint in the RLPES. The RLPES is the area of the Southwest Atlantic Ocean that concentrates most of the records of plastic waste in the environment, where the white croaker is the main commercial fish. In addition, *M. furnieri* is a main prey for several predators in the area. Although preliminary, this is a relevant contribution to the knowledge of marine debris pollution and its impact on the marine community of the region.

Key words: Marine debris ingestion, plastic pollution, *Micropogonias furnieri*, estuary, South America.



*Correspondence:
amandiola@mdp.edu.ar

Received: 13 May 2021
Accepted: 1 July 2021

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

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

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



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

Primeros registros de la presencia de meso y microplásticos en el tracto digestivo de un importante pez comercial del Sistema del Estuario del Río de la Plata (Océano Atlántico Sudoccidental)

RESUMEN. La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) es el pez comercial más importante del Sistema del Estuario del Río de la Plata (RLPES), uno de los más extensos en la costa atlántica sudoccidental. En este trabajo se describe la ocurrencia, abundancia y tipo de desechos plásticos (DP) presentes en el tracto digestivo de 65 ejemplares de corvina rubia del RLPES. El 80% de los individuos analizados había ingerido DP, de los cuales 156 eran plásticos filiformes (FO = 83,9%) y 30 eran fragmentos (FO = 16,1%). El número medio de piezas por tracto digestivo fue de $2,83 \pm 3,14$. El microplástico representó el 85% de los DP, la mayoría de las cuales eran < 2 mm y el color predominante fue el azul. Nuestros resultados demuestran la alta ocurrencia de meso y microplásticos en una de las especies más importantes desde el punto de vista ecológico y comercial en el RLPES. El RLPES es el área del Océano Atlántico Sudoccidental que concentra la mayor parte de los registros de desechos plásticos en el medio ambiente, donde la corvina rubia es el principal pez comercial.

Además, *M. furnieri* constituye una presa principal de varios depredadores de la zona. Aunque preliminar, esta es una contribución relevante al conocimiento de la contaminación por desechos marinos y su impacto en los organismos del Océano Atlántico Sudoccidental, particularmente en el RLPES.

Palabras clave: Ingestión de basura, plásticos marinos, *Micropogonias furnieri*, estuario, América del Sur.

Nowadays, there is growing global concern about pollution by plastic debris (PD), and marine ecosystems are particularly involved in this problem, being the final destination of most marine debris (Eriksen et al. 2014). An estimated 6-12 million tons of plastic enter the oceans each year (Jambeck et al. 2015), these circumstances are persistent in the environment and have negative impacts on marine fauna (Gregory 2009).

Entanglement and ingestion are the two main types of interaction by aquatic organisms (Laist 1997; Gall and Thompson 2015; Kühn and van Franeker 2020). The former is the most visible effect of PD on organisms and is mainly associated with suffocation and general debilitation (Gregory 2009; Jepsen and de Bruyn 2019), whereas the latter is less visible and recorded, and is related to satiation (Derraik 2002; Machovsky-Capuska et al. 2019; Santos et al. 2020). In fact, at least 750 marine species interact with PD (Gall and Thompson 2015). Records of PD ingestion on some marine species of commercial importance for human consumption have significantly increased over the last years throughout the world (Foekema et al. 2013; Lusher et al. 2013; Van Cauwenberghe and Janssen 2014; Devriese et al. 2015; Neves et al. 2015; Rochman 2015; Liboiron et al. 2016; Bessa et al. 2018; Ory et al. 2018; Arias et al. 2019; Azevedo-Santos et al. 2019). However, there is a lack of evidence of plastic transfer from seafood to humans (Akhbarizadeh et al. 2019).

In Argentina, fishing represents one of the most important economic activities for the country; in fact, more than 450,000 t corresponding to 57 species of fish were caught in 2020 (MAGyP 2021). Nowadays, records of plastic ingestion in Argentine commercial fishes are very few, namely in silverside (*Odontesthes bonariensis*) from Río

de la Plata Estuary System (RLPES) (Pazos et al. 2017) and white croaker (*Micropogonia furnieri*) from Bahía Blanca Estuary (Arias et al. 2019).

Estuaries and coastal areas of heavily anthropogenic impacted regions are the most polluted ecosystems with plastic debris (Eriksen et al. 2014; Galgani et al. 2015; Frère et al. 2017). In Argentina, the RLPES is an extensive and shallow coastal plain estuary on the western South Atlantic coast (35° S-36° S) (Mianzan et al. 2001). The presence of more than 5 million inhabitants on its coasts (Baigún et al. 2016), added to oceanographic characteristics of the area, makes the estuary an area with high concentration of PD (Acha et al. 2003). In particular, the presence of PD has been found on different species, ranging from freshwater fishes to marine turtles, marine birds and marine mammals (Denuncio et al. 2011, 2017; Gonzalez Carman et al. 2014; Lenzi et al. 2016; Pazos et al. 2017; BURGUES et al. 2020).

This area is also a highly productive system, where industrial and artisanal fisheries are very valuable, being *M. furnieri* one of the main species from the ecological (Denuncio et al. 2017; Franco Trecu et al. 2017) and commercial (Mianzan et al. 2001) viewpoints of the area. Due to the high concentration of PD found in the RLPES, this study is meant to assess the occurrence, abundance, and type of PD present on the digestive tract of this species.

Fish samples were purchased from a bottom trawling fishery company operating on the coastal area of Bahía San Borombón (RLPES, 36° 26' S-57° 70' W) in August 2017 (Figure 1). Sixty-five individuals of *M. furnieri* were measured (mm) (TL), weighted (g) (W), classified in juvenile or adult class following the guidelines

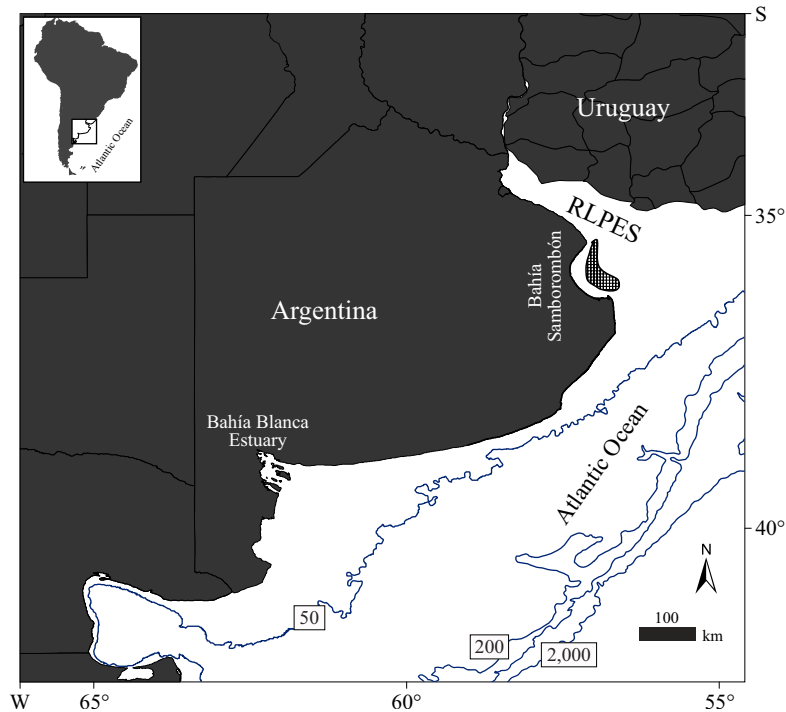


Figure 1. Location where commercial company caught white croaker (*Micropogonias furnieri*) in Río de la Plata Estuary System (RLPES) during 2017 (reticulate area).

set out by Vizziano et al. (2002), who determined the size at first maturity in 202 ± 4.0 mm and 195 ± 0.4 mm for females and males, respectively. In addition, the Condition Factor (CF) was calculated according to $CF = (W \times 100)/(TL)^3$ (da Costa and Araújo 2003).

Complete digestive tracts were removed and examined for PD ingestion analysis. Digestive tracts were dissolved and fully digested with a solution of hydrogen peroxide (H_2O_2), adjusting the methodology used in several studies (Avio et al. 2015; Pazos et al. 2017; Arias et al. 2019). In order to reduce the time under chemical digestion (7 d for digestion with 30% H_2O_2 for Arias et al. 2019), 48 h in H_2O_2 60% solution was the optimal method used to obtain complete organic digestion. PD were identified and separated. Separation of long size fragments was made by the naked eye, while microplastics were identified by means of a magnifying glass and removed. PD

obtained were counted, measured, and classified by type (sheet plastics, thread-like plastics, foamed synthetics, and hard fragments), color and size (microplastics: < 5 mm, mesoplastics: 5–20 mm and macroplastics > 20 mm; Barnes et al. 2009) according to the recommended standardization for the ingestion of marine debris from megafauna proposed by Provencher et al. (2017). The presence of PD was expressed as the frequency of occurrence (FO%), defined as the proportion of individuals analyzed where PD was found. General Additive Models (GAM) were used to explore differences between total PD related to total length, weight, sex, and condition factor of fishes. Models were tested for goodness of fit and the most parsimonious model was chosen using the Akaike's Information Criteria (AIC) (Burnham and Anderson 2003). Statistical analyses were performed using the free access program R (R Core Team 2021).

Fish body lengths ranged from 229 to 759 mm (mean 397.5 ± 146 mm) and weight ranged between 235 and 632 g (mean 347.8 ± 87 g). The proportion of males was 57%, while females represented 36% of samples, 7% of the specimens could not be identified; all fish sampled were adults.

Eighty percent of analyzed individuals ingested PD. A total of 186 items were counted, of which 156 were thread-like plastics (FO = 83.9%) and 30 were fragments (FO = 16.1%) (Figure 2). Average number of pieces of PD per digestive tract was 2.83 ± 3.14 (max = 17 pieces). The number of PD per digestive tract was not significantly affected by the total length, weight, sex, and condition factor of fishes (GAM model, $R^2 = -0.0492$; $p = 0.62$). Microplastic debris accounted for 85% of pieces found, most of which were < 2 mm (FO = 57.5%) (Figure 3). There was no macroplastic presence in the guts analyzed.

Most prominent colors were blue (FO = 59.9%), followed by brown (FO = 14%), black (FO = 9.3%), red (FO = 9.3%), violet (FO = 2.3%), yellow (FO = 2.3%), white (FO = 1.7%), and green (FO = 1.2%) (Figure 4).

Our results demonstrate a high occurrence of meso and microplastics in *M. furnieri* from RLPES, where pieces < 2 mm and thread-like plastics were predominant. Microplastics comprised a very heterogeneous assemblage of particles that varied in size, shape, color, chemical composition and density (Galgani et al. 2015). Thread-like plastics dominated marine debris, including mainly fibers, which were also the predominant type of micro-debris in almost all studies of PD in fishes (e.g. Boerger et al. 2010; Lusher et al. 2013; Pazos et al. 2017; Arias et al. 2019).

PD found in *M. furnieri* had been previously reported only once in a different estuary area of Argentina (Bahía Blanca), located *ca.* 700 km southern away from our study area (Arias et al. 2019) (Figure 1). The number of pieces found per individual (~ 12) in Arias et al. (2019) was greater than the values obtained in our paper, but the type of PD dominant in both was the same (thread-like plastics/fibres). White croaker is a benthic and generalist species (Carozza et al. 2004), previous reports have observed that benthic and demersal fish contained more fibres, while pelagic fish contained more fragments (Markic et al. 2018).

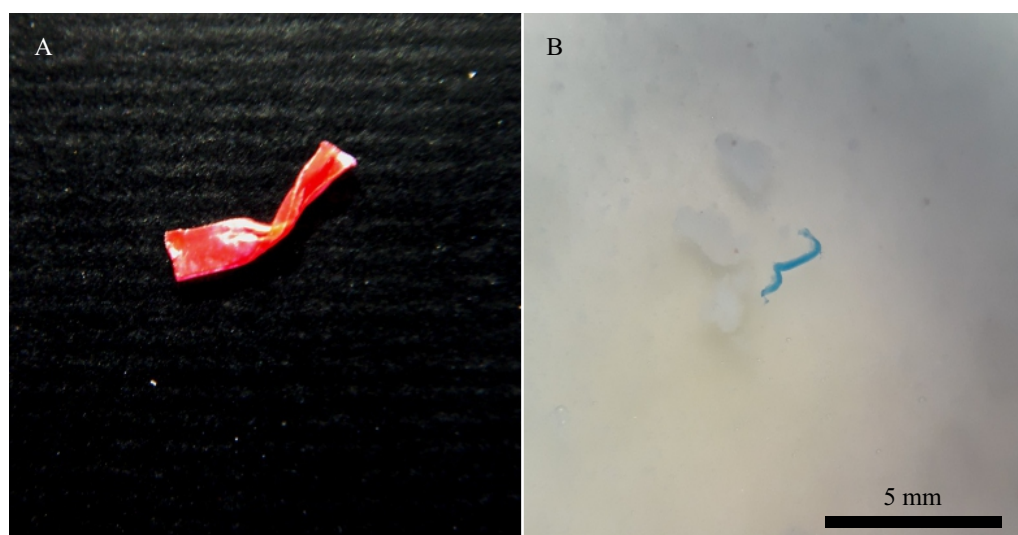


Figure 2. Fragment (A) and thread-like (B) microplastics extracted from the guts of *Micropogonias furnieri* from Río de la Plata Estuary System (RLPES).

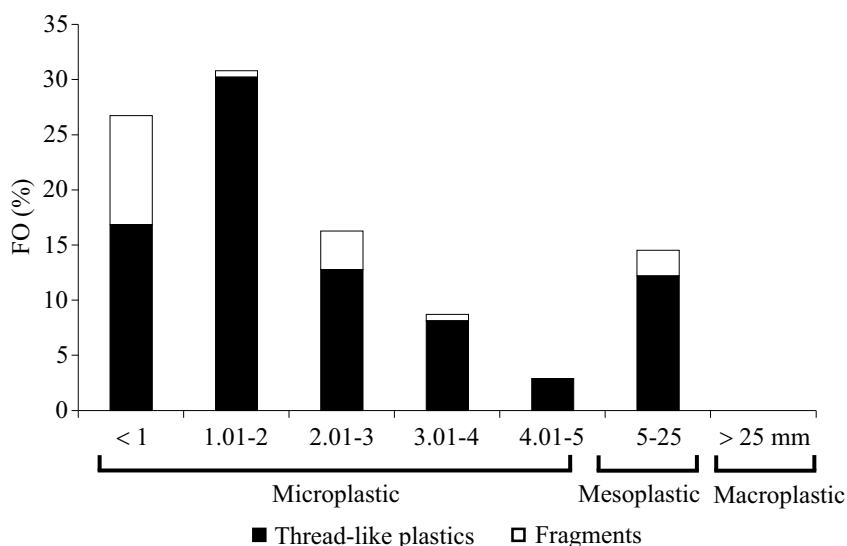


Figure 3. Frequency of occurrence (FO%) of plastic debris (PD) classified by size and type from the digestive tract of *Micropogonias furnieri* from Río de la Plata Estuary System (RLPES) in 2017.

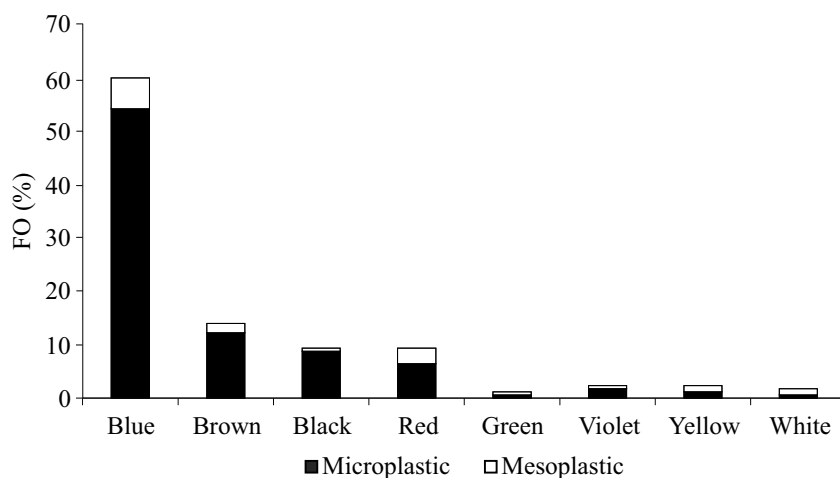


Figure 4. Frequency of occurrence (FO%) of plastic debris (PD) classified by size and colors from the digestive tract of *Micropogonias furnieri* from Río de la Plata Estuary System (RLPES) in 2017.

Probably, this is a consequence that fibres are also commonly found as the prevalent type of PD in benthic sediments (Claessenes et al. 2011; Frias et al. 2016).

Differences obtained in the number of pieces per digestive tract in both studies could be related to several non-exclusive factors. Although PD biomagnification across a general marine food

web is not supported by current field observations, it is not ruled out (Miller et al. 2020). There are differences in the feeding ecology between croakers from RLPES and from Bahía Blanca Estuary (Carozza et al. 2004) that could explain such differences. Besides that, the methodology used by Arias et al. (2019) was different from the one used in this paper. They used different con-

centration and time of exposition of H₂O₂ to fully digest the digestive tract, and PD were inspected under a stereomicroscope, allowing the detection of plastic sizes not detected by our procedure. Despite the latter, our study represented a preliminary assessment and was focused on larger (mesoplastics and large microplastics) marine debris, and differences could be related to the low capability and equipment to detect the smallest range of microplastics.

In our study, blue color was remarkably more frequent than others. Blue PD, particularly microplastics, dominated microplastics found in many species, from freshwater fishes to marine megafauna (e.g. Ory et al. 2017; Meaza et al. 2020; Zantis et al. 2020); but for the same species Arias et al. (2019) observed that predominant colors were transparent and red. It was also observed that there was a difference in color distribution depending on locations (Markic et al. 2018), which could explain differences found between both areas.

Plastic ingestion causes physical and chemical effects on organisms (Kühn et al. 2015). Despite plastics are not bioaccumulated in individuals (Grigorakis et al. 2017), they can produce different chemical effects in individuals, such as changes in the body condition of the animals (Rochman et al. 2014; Luis et al. 2015). Several studies correlated the body condition of fish with plastic load but results were irresolute and opposite (Rummel et al. 2016; Cardozo et al. 2018; Compa et al. 2018). Our study, therefore, suggested that there was no evidence that total length, weight, sex, and condition factor were related with the PD presence in white croaker from RLPES, and probably that plastic ingestion occurred as a result of a certain individual trait (e.g. Toms et al. 2010).

Microplastics ingestion has been well documented for a range of commercially interested animals for human consumption in several countries, mainly in Europe and Asia (Barboza et al. 2018). Recently, the translocation of microplas-

tics from the digestive tract to muscle tissue (Abbasi et al. 2018; Zitouni et al. 2020; Rasta et al. 2021) and the transfer of toxins from microplastics to tissue have been documented (Rochman et al. 2014). Even if the trophic transfer of microplastics in marine food webs remains unknown (Akhbarzadeh et al. 2019), physical and chemical studies of microplastics in marine commercial species of the region should continue as an essential topic in terms of public health and food security. At present, there are very few studies of microplastics in commercial species from Argentina (Pazos et al. 2017; Arias et al. 2019).

The presence of PD in the digestive tract of *M. furnieri* registered in this paper contributes to the evaluation of the overall impact of plastic pollution on the marine community of the region. Nonetheless, this work is a baseline study; future works could include chemical characterization of PD and new methodology for detection of smaller MPs.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Santiago Barbini, who helped with age class classification of individuals, and Soledad Rosso from Área de Nutrición del Eco-parque in Buenos Aires who helped us arrange the samples. Also, we are incredibly grateful to the anonymous reviewer for improving the manuscript quality. JG and CDL were granted with Doctoral fellowships by Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

REFERENCES

- ABBASI S, SOLTANI N, KESHAVARZI B, MOORE F, TURNER A, HASSANAGHAEI M. 2018. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. Che-

- mosphere. 205: 80-87. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.04.076
- ACHA EM, MIANZAN HW, IRIBARNE O, GAGLIARDINI DA, LASTA C, DALEO P. 2003. The role of the Rio de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Mar Pollut Bull.* 46 (2): 197-202. doi:10.1016/S0025-326X(02)00356-9
- AKHBARIZADEH R, MOORE F, KESHAVARZI B. 2019. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Addit Contam Part A.* 36 (11): 1696-1708. doi:10.1080/19440049.2019.1649473
- ARIAS AH, RONDA AC, OLIVA AL, MARCOVECHIO JE. 2019. Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. *Bull Environ Contam Toxicol.* 102 (6): 750-756. doi:10.1007/s00128-019-02604-2
- AVIO CG, GORBI S, REGOLI F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar Environ Res.* 111: 18-26. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.014
- AZEVEDO-SANTOS VM, GONÇALVES GRL, MANOEL PS, ANDRADE MC, LIMA FP, PELICICE FM. 2019. Plastic ingestion by fish: a global assessment. *Environ Pollut.* 255: 112994. doi:10.1016/j.envpol.2019.112994
- BAIGÚN CRM, COLAUTTI DC, MAIZTEGUI T. 2016. Rio de la Plata (La Plata River) and Estuary (Argentina and Uruguay). In: FINLAYSON C, MILTON G, PRENTICE R, DAVIDSON N, editors. *The wetland book*. Dordrecht: Springer. doi:10.1007/978-94-007-6173-5_243-1
- BARBOZA L, VETHAAK AD, LAVORANTE B, LUNDEBYE AK, GUILHERMINO L. 2018. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar Pollut Bull.* 133: 226-348. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.05.047
- BARNES DK, GALGANI F, THOMPSON RC, BARLAZ M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil Trans R Soc B.* 364 (1526): 1985-1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205
- BESSA F, BARRÍA P, NETO JM, FRIAS JP, OTERO V, SOBRAL P, MARQUES JC. 2018. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Mar Pollut Bull.* 128: 575-584. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.044
- BOERGER CM, LATTIN GL, MOORE SL, MOORE CJ. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar Pollut Bull.* 60 (12): 2275-2278. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.08.007
- BURGUES MF, LENZ J, MACHÍN E, GENTA L, TEIXEIRA DE MELLO F. 2020. Temporal variation of Kelp Gull's (*Larus dominicanus*) diet on a coastal island of the Rio de la Plata Estuary, Uruguay: refuse as an alternative food source. *Waterbirds.* 43: 65-74. doi:10.1675/063.043.0107
- BURNHAM K, ANDERSON DR. 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.
- CARDOZO AL, FARIAS EG, RODRIGUES-FILHO JL, MOTEIRO IB, SCANDOLO TM, DANTAS DV. 2018. Feeding ecology and ingestion of plastic fragments by *Priacanthus arenatus*: what's the fisheries contribution to the problem? *Mar Pollut Bull.* 130: 19-27. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.03.010
- CAROZZA C, LASTA C, RUARTE C, COTRINA C, MIANZAN H, ACHA M. 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.
- CLAESSENS M, DE MEESTER S, VAN LANDUYT L, DE CLERCK K, JANSSEN CR. 2011. Occurrence

- and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar Pollut Bull.* 62 (10): 2199-2204. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.06.030
- COMP A M, VENTERO A, IGLESIAS M, DEUDERO S. 2018. Ingestion of microplastics and natural fibres in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *Mar Pollut Bull.* 128: 89-96. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.009
- DA COSTA MR, ARAÚJO FG. 2003. Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Perciformes, Sciaenidae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Rev Bras Zool.* 20 (4): 685-690.
- DENUNCIO P, BASTIDA R, DASSIS M, GIARDINO G, GERPE M, RODRÍGUEZ D. 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny 1844), from Argentina. *Mar Pollut Bull.* 62 (8): 1836-1841. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.003
- DENUNCIO P, MANDIOLA MA, PÉREZ SALLES SB, MACHADO R, OTT PH, DE OLIVEIRA LR, RODRIGUEZ D. 2017. Marine debris ingestion by the South American fur seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Mar Pollut Bull.* 122 (1-2): 420-425. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.07.013
- DERRAIK JG. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull.* 44 (9): 842-852. doi:10.1016/S0025-326X(02)00220-5
- DEVRIESE LI, VAN DER MEULEN MD, MAES T, BEKAERT K, PAUL-PONT I, FRÈRE L, ROBBENS J, VETHAAK AD. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 98 (1-2): 179-187. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.06.051
- ERIKSEN M, LEBRETON LCM, CARSON HS, THIEL M, MOORE CJ, BORERRO JC, GALGANI F, RYAN PG, REISSER J. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE.* 1-15. doi:10.1371/journal.pone.0111913
- FOEKEMA EM, DE GRUIJTER C, MERGIA MT, VAN FRANEKER JA, MURK AJ, KOELMANS AA. 2013. Plastic in north sea fish. *Environ Sci Technol.* 47 (15): 8818-8824. doi:10.1021/es400931b
- FRANCO-TRECU V, DRAGO M, KATZ H, MACHÍN E, MARÍN Y. 2017. With the noose around the neck: marine debris entangling otariid species. *Environ Pollut.* 220: 985-989. doi:10.1016/j.envpol.2016.11.057
- FRERE L, PAUL-PONT I, RINNERT E, PETTON S, JAFFRÉ J, BIHANNIC I, SOUDANT P, LAMBERT C, HUVET A. 2017. Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: a case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environ Pollut.* 225: 211-222. doi:10.1016/j.envpol.2017.03.023
- FRIAS JPGL, GAGO J, OTERO V, SOBRAL P. 2016. Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Mar Environ Res.* 114: 24-30. doi:10.1016/j.marenvres.2015.12.006
- GALGANI F, HANKE G, MAES T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: BERGMANN M, GUTOW L, KLAGES M, editors. *Marine anthropogenic litter*. Cham: Springer. p. 29-56. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2
- GALL SC, THOMPSON RC. 2015. The impact of debris on marine life. *Mar Pollut Bull.* 92 (1-2): 170-179. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.041
- GONZALEZ CARMAN V, ACHA EM, MAXWELL SM, ALBAREDA D, CAMPAGNA C, MIANZAN H. 2014. Young green turtles, *Chelonia mydas*, exposed to plastic in a frontal area of the SW Atlantic. *Mar Pollut Bull.* 78 (1-2): 56-62. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.012

- GREGORY MR. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Phil Trans R Soc B*. 364 (1526): 2013-2025. doi:10.1098/rstb.2008.0265
- GRIGORAKIS S, MASON SA, DROUILLARD KG. 2017. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*. 169: 233-238. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.11.055
- JAMBECK JR, GEYER R, WILCOX C, SIEGLER TR, PERRYMAN M, ANDRADY A, NARAYAN R, LAW KL. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 347: 768-771. doi:10.1126/science.1260352
- JEPSEN EM, DE BRUYN PN. 2019. Pinniped entanglement in oceanic plastic pollution: a global review. *Mar Pollut Bull*. 145: 295-305. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.05.042
- KÜHN S, REBOLLEDO ELB, VAN FRANEKER JA. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. In: BERGMANN, M, GUTOW L, KLAGES M, editors. *Marine anthropogenic litter*. Cham: Springer. p. 75-116. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_4
- KÜHN S, VAN FRANEKER JA. 2020. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Mar Pollut Bull*. 151: 110858. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110858
- LAIST DW. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: COE JM, ROGERS DB, editors. *Marine debris*. New York: Springer Series on Environmental Management. p. 99-139. doi:10.1007/978-1-4613-8486-1_10
- LENZI J, BURGUES MA, CARRIZO D, MACHÍN E, TEIXEIRA-DE MELLO F. 2016. Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Mar Pollut Bull*. 107: 71-76. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.04.016
- LIBOIRON M, LIBOIRON F, WELLS E, RICHÁRD N, ZAHARA A, MATHER C, BRADSHAW H, MURICHI J. 2016. Low plastic ingestion rate in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Newfoundland destined for human consumption collected through citizen science methods. *Mar Pollut Bull*. 113: 428-437. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.10.043
- LUÍS LG, FERREIRA P, FONTE E, OLIVEIRA M, GUILHERMINO L. 2015. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat Toxicol*. 164: 163-174. doi:10.1016/j.aquatox.2015.04.018
- LUSHER AL, MCHUGH M, THOMPSON RC. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar Pollut Bull*. 67 (1-2): 94-99. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.11.028
- MACHOVSKY-CAPUSKA GE, AMIOT C, DENUNCIO P, GRAINGER R, RAUBENHEIMER D. 2019. A nutritional perspective on plastic ingestion in wildlife. *Sci Total Environ*. 656: 789-796.
- [MAGYP] MINISTERIO DE AGRICULTURA GANADERÍA Y PESCA. 2021. [updated 2020 Mar 8; accessed 2021 March 21]. <https://www.argentina.gob.ar/agricultura>.
- MARKIC A, NIEMAND C, BRIDSON JH, MAZOUNI-GAERTNER N, GAERTNER JC, ERIKSEN M, BOWEN M. 2018. Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Mar Pollut Bull*. 136: 547-564. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.09.031
- MEAZA I, TOYODA J, WISE JP. 2020. Microplastics in Sea Turtles, marine mammals and humans: a one environmental health perspective. *Front Environ Sci*. 8: 298.
- MIANZAN H, LASTA C, ACHA E, GUERRERO R, MACCHI G, BREMEC C. 2001. The Rio de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. In: SEELIGER U, KJERFVE B, editors. *Coastal marine*


- ecosystems of Latin America. Ecological studies (analysis and synthesis). Vol. 144. Berlin, Heidelberg: Springer. p. 185-204.
- MILLER ME, HAMANN M, KROON FJ. 2020. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS ONE*. 15 (10): e0240792. doi:10.1371/journal.pone.0240792
- NEVES D, SOBRAL P, FERREIRA JL, PEREIRA T. 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar Pollut Bull*. 101 (1): 119-126. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.11.008
- ORY N, CHAGNON C, FELIX F, FERNÁNDEZ C, FERREIRA JL, GALLARDO C, GARCÉS ORDOÑEZ O, HENOSTROZA A, LAAZ E, MIZRAJI R, et al. 2018. Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Mar Pollut Bull*. 127: 211-216. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.016
- ORY NC, SOBRAL P, FERREIRA JL, THIEL M. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci Total Environ*. 586: 430-437. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.175
- PAZOS RS, MAIZTEGUI T, COLAUTTI DC, PARACAMPO AH, GÓMEZ N. 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Mar Pollut Bull*. 122 (1-2): 85-90. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.06.007
- PROVENCHER JF, BOND AL, AVERY-GOMM S, BORRELLE SB, REBOLLEDO ELB, HAMMER S, KÜHN S, LAVERS JL, MALLORY ML, TREVAIL A, et al. 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Anal Methods*. 9 (9): 1454-1469. doi:10.1039/C6AY02419J
- R CORE TEAM. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Version 4.0.4. Vienna. <http://www.R-project.org/>.
- RASTA M, SATTARI M, TALESHI MS, NAMIN JI. 2021. Microplastics in different tissues of some commercially important fish species from Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Mar Pollut Bull*. 169: 112479. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112479
- ROCHMAN CM. 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In: BERGMANN M, GUTOW L, KLAGES M. editors. *Marine anthropogenic litter*. Cham: Springer. p. 117-140. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_5
- ROCHMAN CM, KUROBE T, FLORES I, TEH SJ. 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Sci Total Environ*. 493: 656-661. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.06.051
- RUMMEL CD, LÖDER MG, FRICKE NF, LANG T, GRIEBELER EM, JANKE M, GERDTS G. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar Pollut Bull*. 102 (1): 134-141. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.11.043
- SANTOS RG, ANDRADES R, DEMETRIO GR, KUWAI GM, SOBRAL MF, DE SOUZA VIEIRA J, MACHOVSKY-CAPUSKA G.E. 2020. Exploring plastic-induced satiety in foraging green turtles. *Environ Pollut*. 265: 114918. doi:10.1016/j.envpol.2020.114918
- TOMS CN, ECHEVARRIA DJ, JOUANDOT DJ. 2010. A methodological review of personality-related studies in fish: focus on the shy-bold axis of behavior. *Int J Com Psychol*. 23 (1): 1-25. doi:10.5070/P4231020275
- VAN CAUWENBERGHE L, JANSSEN CR. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ Pollut*. 193: 65-70. doi:10.1016/j.envpol.2014.06.010
- VIZZIANO D, FORNI F, SAONA G, NORBIS W. 2002. Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a

- shallow temperate coastal lagoon in the southern Atlantic. *J Fish Biol.* 61: 196-206. doi:10.1111/j.1095-8649.2002.tb01771.x
- ZANTIS L, CARROLL EL, NELMS SE, BOSKER T. 2020. Marine mammals and microplastics: a systematic review and call for standardisation. *Environ Pollut.* 269: 116142. doi:10.1016/j.envpol.2020.116142
- ZITOUNI N, BOUSSERRHINE N, BELBEKHOUCHE S, MISSAWI O, ALPHONSE V, BOUGHATASS I, BANNI M. 2020. First report on the presence of small microplastics ($\leq 3 \mu\text{m}$) in tissue of the commercial fish *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) from Tunisian coasts and associated cellular alterations. *Environ Pollut.* 263: 114576. doi:10.1016/j.envpol.2020.114576

NOTE

Benthic invertebrates collected by the RV ‘Walther Herwig I and II’ in the Southwestern Atlantic Ocean (1966-1978): a review of the Zoological Museum of Hamburg invertebrates collection

ALVAR CARRANZA^{1,2,*}, PABLO LIMONGI¹ and ANDREAS SCHMIDT-RHAESA³

¹Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional Este-Cure, Sede Maldonado, Maldonado, Uruguay. ²Área Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, C.C. 399, CP 11000, Montevideo, Uruguay. ³Zoologisches Museum, Leibniz Institut für die Analyse des Biodiversitätswandels (LIB), Hamburg site Martin-Luther-King-Platz 3, 20146 - Hamburg, Germany. ORCID *Alvar Carranza*  <https://orcid.org/0000-0003-3016-7955>



ABSTRACT. Digitally accessible Primary Biodiversity Data (PBD) are currently available through a number of web-based platforms. This information is allowing for a growing number of ecological, biodiversity informatics or conservation projects. Most of this information comes from Natural History Collections (NHC) worldwide. Despite well-known limitations, NHC data are particularly useful as a source of data on invertebrates, which comprise about 99% of animal life. However, a presumably very high amount of PBD is still not digitally accessible. Even the most important scientific collections in developed countries are not fully inventoried or digitally accessible. Furthermore, species determination rates remain alarmingly low for some collections, and most existing determinations probably should be retested. This is particularly true of expensive, difficult-to-obtain deep-sea benthic samples. This paper reviews the database on material collected by the German RV ‘Walther Herwig I and II’ during 1966-1978 research cruises to the Southwestern Atlantic Ocean (SAO), stored in the invertebrate collection (invertebrates except Mollusca, Arthropoda and Annelida) of the Zoological Museum of Hamburg. We found that out of 3,305 records, at least 204 species were identified, 72% are still undetermined at species level and 65% at genus level. While sampling of more remote geographic areas and the use of a wider variety of sampling methods are still necessary, supporting the training of an army of taxonomists will be of paramount importance to overcome the daunting task of analyzing the huge number of samples stored in museum collections. A community-wide effort is urgently needed to address this issue, and international cooperation must play a key role in this endeavor.



*Correspondence:
alvar.carranza@gmail.com

Received: 16 August 2021
Accepted: 17 September 2021

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

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

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



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

Key words: Oceanographic research, Southwestern Atlantic, benthic biodiversity, natural history, collections.

Invertebrados bentónicos recolectados por el BI “Walther Herwig I y II” en el Océano Atlántico Sudoccidental (1966-1978): una revisión de la colección de invertebrados del Museo Zoológico de Hamburgo

RESUMEN. Actualmente, los datos primarios de biodiversidad (DPB) accesibles digitalmente están disponibles a través de una serie de plataformas basadas en la web. Esta información ha posibilitado la generación de un número creciente de proyectos ecológicos, de informática de la biodiversidad o de conservación. La mayor parte de esta información proviene de las Colecciones de Historia Natural (CHN) de todo el mundo. A pesar de sus conocidas limitaciones, los datos de las CHN son particularmente útiles como fuente de datos sobre invertebrados, que comprenden alrededor del 99% de la vida animal. Sin embargo una cantidad presuntamente muy alta de DPB todavía no es accesible digitalmente. Incluso las colecciones científicas más importantes de los países desarrollados no se

encuentran completamente inventariadas ni son accesibles digitalmente. Además, las tasas de determinación de especies siguen siendo alarmantemente bajas para algunas colecciones, y probablemente la mayoría de las determinaciones existentes deberían volver a analizarse. Esto resulta particularmente cierto con respecto a las muestras bentónicas de aguas profundas, caras y difíciles de obtener. Aquí revisamos la base de datos sobre el material recolectado por el BI alemán “Walther Herwig I y II” durante los cruceros de investigación entre 1966-1978 al Océano Atlántico Sudoccidental (SAO), almacenado en la colección de invertebrados (invertebrados excepto Mollusca, Arthropoda y Annelida) del Museo Zoológico de Hamburgo. Encontramos que de 3.305 registros, donde al menos 204 especies fueron identificadas, el 72% todavía se encuentra sin determinar a nivel de especie y el 65% a nivel de género. Si bien el muestreo de áreas geográficas más remotas y el uso de una mayor variedad de métodos de muestreo aún son necesarios, el apoyo a la capacitación de un ejército de taxónomos será de suma importancia para superar la abrumadora tarea de analizar la enorme cantidad de muestras almacenadas en las colecciones de los museos. Se necesita con urgencia un esfuerzo de toda la comunidad para abordar este problema, y la cooperación internacional debe desempeñar un papel clave en esta empresa.

Palabras clave: Investigación oceanográfica, Atlántico Sudoccidental, biodiversidad bentónica, historia natural, colecciones.

Natural history collections (NHC) worldwide harbour more than 3 billion of specimen records (Pyke and Ehrlich 2010). Multiple collectors over long periods of time have developed these *ad hoc* data sets which contain invaluable information on past and present biodiversity (Krishtalka and Humphrey 2000). Over the last years, this huge reservoir of information has been available since computing and the exchange of data through networks allowed solving the problems of digitizing, georeferencing and data distribution. Therefore, a large amount of museum data is, and many more will be, available to worldwide users.

The Southern Ocean has been the focus of oceanographic research since the late 17th century, although it is only since the early 1960s that international research in the area has begun to grow in importance. During this time, the scientific and technical systems of Argentina, Brazil and Uruguay were boosted by increasing connectivity due to the establishment of research networks and the development of bilateral programmes. Joint scientific efforts included cruises carried out by research vessels from Germany (‘Walther Herwig I and II’, ‘Meteor’), USA (‘Vema I’ and ‘Atlantis II’), Japan (‘Kaiyo Maru’, ‘Orient Maru’, ‘Shinkai Maru’), Russia (‘Evrika’, ‘Dimitry Stefanov’) and Poland (‘Professor Siedlecki’), triggering the development of regional ocean sciences (Angelescu and Sánchez 1995). In particular, bilateral research programmes in the

second half of the 20th century (e.g. Argentina-Germany exploration programmes) included four visits of the German RV Walther Herwig in 1966, 1968, 1970-1971 (Schmidt 1971) and 1978. The main objective of these research programmes, within the FAO Project of Fishery Development framework, was the survey and assessment of fishery resources of the Patagonian shelf (Angelescu and Sánchez 1995).

During the ‘Walther Herwig I and II’ (hereafter WH) cruises in the 1960s and 1970s, a wealth of material was collected in hundreds of stations in the Southwestern Atlantic Ocean (SAO). Most of these benthic invertebrate samples are currently stored in the Zoological Museum of Hamburg (ZMH), whose nine research collections house more than ten million of scientific objects. Established in 1843 as the Hamburg Museum of Natural History, the Museum was later renamed as the State Institute of Zoology and then the ZMH, before it was finally incorporated into Universität Hamburg in 1969 (Köstering 2018). Recently, it fused with the Zoological Research Museum Koenig in Bonn to form the Leibniz Institute for the Analysis of Biodiversity Change (LIB). The material is separated into four collections: Invertebrates, Malacology, Annelida and Crustacea. This work analysed inventoried records housed in the Invertebrates Collection database of ZMH collected by the WH between 1966-1978. In addition, it analysed the taxonomic coverage, spatial informa-

tion, including depth of the oceanographic stations. This will provide a comprehensive synthesis on the current status and potentialities of the Primary Biodiversity Data (PBD) associated with this particular collection, in order to encourage further similar research in NHC worldwide.

Research cruises herein analysed covered a large portion of the SAO off Brazil, Uruguay and Argentina. The Brazilian continental margin is strongly influenced by the western contour currents, the Brazil Current (BC) flowing southward and the Brazilian Northern Current (BNC) flowing northward. The BC, which is shallowest between 15° S and 20° S, transports saline and oligotrophic tropical waters, receiving additional contribution from the South Atlantic Central Waters (SACW), reaching a vertical extension of about 500 m, and continues to flow southwards towards the Subtropical Convergence (33° S-38° S) where it merges with the Malvinas Current and then flows away from the coast to the east (Burone et al. 2021).

In the confluence zone, the Río de la Plata estuary represents the greatest freshwater inflow to the region, being one of the few geographical features (i.e., Valdés Peninsula, North Patagonic gulfs, and the Magallanes Strait) that influences water circulation at a regional scale (Miloslavich et al. 2011). Thus, the confluence of Malvinas and Brazil currents, together with the abundant terrestrial runoff of Río de la Plata, and the relatively shallow waters of the area, combine to produce a singular hydrographic system (Acha et al. 2008; Franco-Fraguas et al. 2014).

The Patagonian Shelf (PS) extends for about 5,649 km along the Atlantic coast of South America from northern Uruguay (33° 51' 21" S, 53° 11' 43" W) to the southern tip of Argentina, bordering Chile (54° 55' 39" S, 64° 52' 12" W). The area of the PS extends more than 3 million km² in Uruguayan and Argentine territories and comprises coastal environments, the continental shelf itself, the slope, and ocean basins. Its continental shelf is generally up to 100 m in depth, and is the

largest and one of the most productive ecosystems in the southern hemisphere (Acha et al. 2004; Miloslavich et al. 2011). Most of the PS is thus influenced by the Malvinas current, which originates in the Antarctic circumpolar current and carries a high nutrient load north along the Argentine and Uruguayan coasts. Nutrient-poor waters of the Brazil current meet the Malvinas current as it moves southward along the edge of the slope (Piola et al. 2010). In the confluence or transition zone (from 30° S to 46° S), a series of oceanographic phenomena (eddies, marine fronts, etc.) allows for high biological production (Franco-Fraguas et al. 2014; Burone et al. 2021).

Thus, the geographical coverage of WH expeditions during the period 1966-1978 constitutes an invaluable sampling design, allowing lines of research and the analysis of biogeographic patterns at an enormous spatial realm, among others. For most taxonomic groups, however, species determination of benthic invertebrates needs thorough revision. The estimated number of taxonomists devoted to invertebrates in this region is low, and most research is focused on molluscs and crustaceans (Meier and Dikow 2004; Miloslavich et al. 2011).

We reviewed the ZMH invertebrates collection database and checked material from WH cruises from 1966 to 1978. The database was provided as several electronic spreadsheets, separated by taxonomic groups, often including two different spreadsheets for determined and undetermined material. We then analysed the number of records (i.e., assigned inventory number that may refer to a single or several individuals or colonies) and quantified the ratio of determined lower taxa (species and genus) to total samples. Assigned names were provided as is, since it was beyond our aim to review species concepts and/or nomenclatural issues. Due to different format of associated data, information on geographic coordinates of records was extracted (when available), very often by cross-checking the information provided against station lists and

geographic references provided in other databases. Then, this georeferenced information was incorporated in a Geographic Information System, further detecting, fixing or deleting 'suspicious' coordinates due to error in data entering or handling. These records were mapped. Statistics on the spatial distribution of records were calculated, and particularly, an overview of the distribution of sampling effort associated with the Marine Ecoregions of the World (MEOWs) framework (Spalding et al. 2007) was provided. When available, depth-distribution of the samples was also registered.

The database herein assembled includes 3,305 records, comprising material from seven animal Phyla, namely Porifera, Cnidaria, Brachiopoda, Bryozoa, Echinodermata, Hemichordata and Chordata. Eighty six percent of records (2,840) were georeferenced and associated with 8 MEOWs, representing Eastern Brazil, South-eastern Brazil, Rio Grande, Uruguay-Buenos Aires Shelf, Malvinas, Patagonian Shelf, North Patagonian Gulfs and Channels and Fjords of Southern Chile. Nearly 80% of records were concentrated in three MEOWs: Malvinas (N = 947), Patagonian Shelf (N = 797) and Uruguay-Buenos Aires Shelf (N = 458). Some 242 records fall outside the limits of MEOWs (i.e., 200 NM) and are thus referred to as collected from international waters (Figure 1). From the total, 2,853 records had associated depth data, showing an overall depth range from 1,400 to 33 m. Nearly half of the records (1,507) came from depths shallower than 200 m.

Cnidaria was the best represented phylum, with 1,518 records, including hydrozoans (417 records) and anthozoans, comprising both hexacorallian (Antipatharia, Scleractinia, Corallimorpharia and Actiniaria) and octocorallians (Pennatularia and Alcyonacea). From the total number of records, 204 differently determined lower taxa were found, including determination of morphospecies (e.g., 'sp.' and 'sp. 1'), but more than 72% of the material is still undetermined (and some probably unsorted) at species level. Excluding morphos-

pecies (i.e., not counting preliminary species determinations such as 'antarctica group', 'aff.' and 'cf.', etc.), only 163 species names are mentioned in the database. If we look at genus, 65% of records still lack determination (Table 1).

Groups with better taxonomic coverage include Anthozoa (Scleractinia, Corallimorpharia and Actiniaria), with all samples present in the database determined at species level. In particular, the high degree of taxonomic coverage in Actiniaria is due to the extensive work of Riemann-Zürneck (1973, 1975a, 1975b, 1978, 1980, 1986a, 1986b) on this material. However, there are 524 samples labelled as 'Anthozoa indet', and it is unclear whether all Scleractinia, Corallimorpharia and Actiniaria have been determined, or whether unidentified Anthozoa may include further records of these groups (Table 1). In this line, for four decades new species of Anthozoa have continued to be discovered from this material (Cairns 2012).

Amongst Echinodermata, Argentine researchers such as Bernasconi (1972, 1973) studied the ophiuroids, echinoids and asteroids from the 1966 cruise, and Hernández (1982) studied the holothuroids. According to Brogger and O'Hara (2015), WH ophiuroids from 1971 were studied by Bartsch (1982). In spite of this, virtually all Asteroidea and 96% of Ophiuroidea samples are undetermined, as are roughly half of Holothuroidea and Crinoidea. Thus, the current status of the taxonomic coverage of the Echinodermata is far from complete. This, however, does not reflect insufficient taxonomic knowledge, but rather a simple lack of time and/or opportunity to cross-check determinations made by Argentine researchers using essentially the same material. Voucher specimens seem to be deposited both in Argentina (Museo Argentino de Ciencias Naturales –MACN) and in the ZMH. For example, and concerning Ophiuroidea, Brogger and O'Hara reported material identified by Bernasconi (1973) from Walther Herwig Stn. 277 (1966), as *Ophiacantha vivipara* Ljungman, 1871

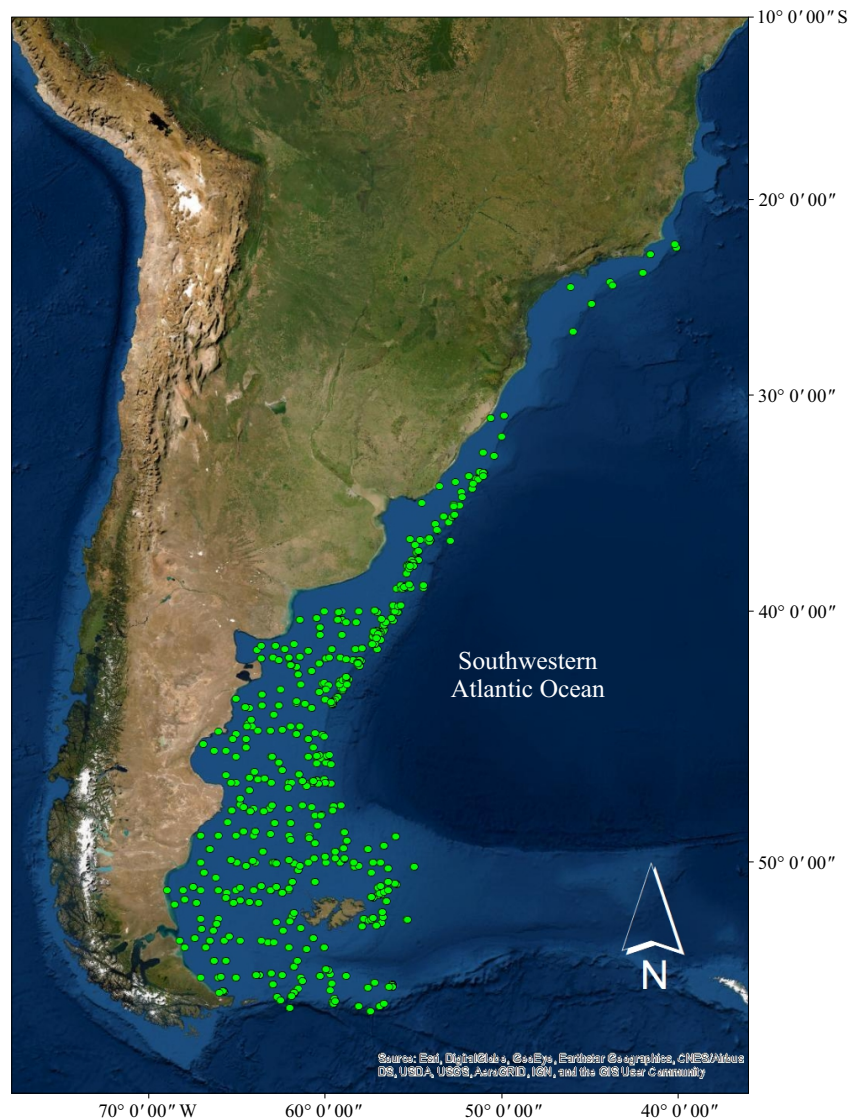


Figure 1. Surveyed stations by RV 'Walther Herwig I and II' in the Southwestern Atlantic Ocean from 1966 to 1978. It must be noticed that since we were unable to retrieve location data for a number of stations, the map underestimates the spatial coverage of expeditions.

deposited in Argentina (MACN 27263). No Ophiuroids from this station are stored in the ZMH, although there are Cnidarians and Bryozoans from the same station. However, material for *O. vivipara* is present in the ZMH collection, but labelled generically concerning the precedence (i.e., 'WH 1966, Patagonischer Schelf, 36°52'-54°51'S 54°01'-63°51'W, 95-800 m').

This database is thus a 'Gold mine' of unreported PBD, gathered using a standardised methodology and thus avoiding one of the most common problems of museum collections: a skewed abundance distribution due to collectors' potentially self-selecting underrepresented species over common ones (Guralnick and Cleve 2005). This collection further provides an excellent coverage

Table 1. Summary of taxonomic coverage of samples stored in the Invertebrates II Collection of the Zoological Museum of Hamburg (ZMH). See text for details.

Phylum	Original taxon name in the	Total samples	Determined (species)	Determined (genera)	% determined (species)
Brachiopoda	Brachiopoda	104			0
Bryozoa	Bryozoa	142			0
Chordata	Ascidiacea	239	22		9
Cnidaria	Anthozoa	528			0
Cnidaria	Antipatharia	3			0
Cnidaria	Pennatularia	108	2	2	2
Cnidaria	Alcyonacea	196	93	103	47
Cnidaria	Hydrozoa	417	302	115	72
Cnidaria	Scleractinia	92	92		1
Cnidaria	Corallimorpharia	2	2		1
Cnidaria	Actiniaria	172	172		1
Echinodermata	Asteroidea	530	1		0
Echinodermata	Ophiuroidea	137	6		4
Echinodermata	Crinoidea	9	4		44
Echinodermata	Holothuroidea	39	20	3	51
Echinodermata	Echinoidea	211	208	3	99
Hemichordata	Pterobranchia	17			0
Porifera	Porifera	359		19	0
Total		3,305	924	245	28

from the study region, and it is hard to provide an exact figure of how costly it will be to implement the same sampling effort nowadays, but probably ranging in the order of tens of millions in current currency.

Once taxonomic work progresses, these data based on qualitative sampling can be rapidly assessed to produce biogeographic or macroecological studies. Meanwhile, entire regions may remain poorly or completely uninventoried, forcing conservation decisions to be based in incomplete data (Guralnick and Cleve 2005). Since there is an urgent need for the availability of this information, we must encourage support and funding for comprehensive inventories of marine invertebrates by trained researchers in taxonomy.

In this context, the decreasing number of taxonomists worldwide should be enhanced by means of global initiatives such as NSF-PEET and DIVERSITA. NSF-funded Planetary Biodiversity Inventories (PBI) targets the global coverage of a given Taxon, while the Partnerships for Enhancing Expertise in Taxonomy (PEET) focus in training the next generation of taxonomists. Yet even so, taxonomy seems to be facing the same chronic issues: inadequate funding and the lack of training and recruitment of taxonomists (Britz et al. 2020). This trend has to be quickly reversed. Otherwise, and with little or no specialists available worldwide for a number of taxonomic groups, we will not be able to exploit the information stored in NHCs.

 ACKNOWLEDGEMENTS

This work is part of the MSc. Thesis of P. Limongi (PEDECIBA-CAP). Alvar Carranza wishes to thank the ZMH staff, in particular Helma Roggenbuck, Dr Bernahard Hausdorf and Dr Martin Schwentner for their kind assistance during a sabbatical leave in Hamburg.

 REFERENCES

- ACHA EM, MIANZÁN H, GUERRERO R, CARRETO J, GIBERTO D, MONTOYA N, CARRANZA A. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Cont Shelf Res.* 28: 1579-1588. doi:10.1016/j.csr.2007.01.031
- ACHA EM, MIANZÁN HW, GUERRERO RA, FAVERO M, BAVA J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *J Mar Systems.* 44: 83-105. doi:10.1016/j.jmarsys.2003.09.005
- ANGELESCU V, SÁNCHEZ RP. 1995. A century of oceanographic and fisheries exploration on the continental shelf off Argentina. *Helgol Meeresunters.* 49: 467-487. doi:10.1007/bf02368375
- BARTSCH I. 1982. Ophiuroidea (Echinodermata) from the Patagonian shelf. *Mitt Hambur Zool Mus Inst.* 79: 211-250.
- BERNASCONI I. 1972. Nuevas especies de Asteroidea: *Bathybiaster herwigi* sp. nov. (Astropectinidae) y *Calyptaster vitreus* sp. nov. (Pterasteridae). *Physis.* 31 (82): 9-14.
- BERNASCONI I. 1973. Los equinodermos colectados por el "Walther Herwig" en el Atlántico Sudoeste. *Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Inst Nat Invest Cienc Nat (Argent) (Hidrobiol).* 3 (3): 287-334.
- BRITZ R, HUNSDÖRFER A, FRITZ U. 2020 Funding, training, permits-the three big challenges of taxonomy. *Megataxa.* 1: 49-52.
- BROGGER MI, O'HARA TD. 2015. Revision of some ophiuroid records (Echinodermata: Ophiuroidea) from Argentina. *Zootaxa.* 3972: 432-440.
- BURONE L, FRANCO-FRAGUAS P, CARRANZA A, CALLIARI D, MICHAELOVITCH DE MAHIQUES M, GÓMEZ M, MARIN Y, GUTIÉRREZ O, ORTEGA L. 2021. Physical drivers and dominant oceanographic processes on the Uruguayan margin (Southwestern Atlantic): a review and a conceptual model. *J Mar Sci Eng.* 9 (304): 1-29.
- CAIRNS SD. 2012. New primnoid genus and species (Alcyonacea: Primnoidae) from the southwestern Atlantic. *Proc Biol Soc Wash.* 125 (2): 180-188.
- FRANCO-FRAGUAS P, BURONE L, MAHIQUES M, ORTEGA L, URIEN C, MUÑOZ A, LÓPEZ G, MARÍN Y, CARRANZA A, LAHUERTA N, DE MELLO C. 2014. Hydrodynamic and geomorphological controls on surface sedimentation at the Subtropical Shelf Front/Brazil-Malvinas Confluence transition off Uruguay (Southwestern Atlantic Continental Margin). *Mar Geol.* 349: 24-36.
- GURALNICK R, CLEVE JV. 2005. Strengths and weaknesses of museum and national survey data sets for predicting regional species richness: comparative and combined approaches. *Divers Distrib.* 11: 349-359.
- HERNÁNDEZ DA. 1982. Holothuroidea des Sudwestatlantiks I. Die Trachythyone-Arten. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut.* 79: 251-261.
- KÖSTERING S. 2018. Ein Museum für Weltnatur. Die Geschichte des Naturhistorischen Museums in Hamburg. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg.* 46. 343 p.
- KRISHTALKA L, HUMPHREY PS. 2000. Can natural history museums capture the future? *Bio-science.* 50: 611-617.
- MEIER R, DIKOW T. 2004. Significance of specimen databases from taxonomic revisions for estimating and mapping the global species

- diversity of invertebrates and repatriating reliable specimen data. *Conserv Biol.* 18: 478-488.
- MILOSLAVICH P, KLEIN E, DÍAZ JM, HERNÁNDEZ CE, BIGATTI G, CAMPOS L, ARTIGAS F, CASTILLO J, PENCHASZADEH PE, NEILL PE, et al. 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS ONE.* 6 (1): e14631.
- PIOLA AR, MARTÍNEZ AVELLANEDA N, GUERRERO RA, JARDON FP, PALMA ED, ROMERO SI. 2010. Malvinas-slope water intrusions on the northern Patagonia continental shelf. *Ocean Sci.* 6 (1): 345-359.
- PYKE GH, EHRLICH PR. 2010. Biological collections and ecological/environmental research: a review, some observations and a look to the future. *Biol Rev.* 85: 247-266.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1973. Actiniaria of the Southwestern Atlantic Ocean. I. Hormathiidae. *Helgol Wiss Meeresunters.* 25: 273-325.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1975a. Actiniaria des Südwestatlantik III. *Calliactis androgyna* sp. n. (Hormathiidae). *Veroff Institut Meeresforschung Bremerhaven.* 15: 387-395.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1975b. Actiniaria des Südwestatlantik. II. Sagartiidae und Metridiidae. *Helgol Wiss Meeresunters.* 27, 70-95.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1978. Actiniaria des Südwestatlantik. IV. *Actinostola crassicomis* (Hertwig, 1882) mit einer Diskussion verwandter Arten. *Veroff Institut Meeresforschung Bremerhaven.* 17: 65-85.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1980. Actiniaria des südwestatlantik. V. *Bolocera, Isotealia, Isosicyonis* (Actiniidae). *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut.* 77: 19-33.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1986a. Zur Biogeographie des Südwestatlantik mit besonderer Berücksichtigung der Seeanemonen (Coelenterata: Actiniaria). *Helgol Meeresunters.* 40: 91-149.
- RIEMANN-ZÜRNECK K. 1986b. On the biogeography of the southwest Atlantic with special reference to the sea anemones (Coelenterata: Actiniaria). *Helgol Meeresunters.* 40: 91-149.
- SCHMIDT U. 1971. Südamerikareise des FFS "Walther Herwig" - 1. Bericht über den Untersuchungsabschnitt Patagonienschelf. *Informationen für die Fischwirtschaft.* 18: 45-46.
- SPALDING MD, FOX HE, ALLEN GR, DAVIDSON N, FERDAÑA ZA, FINLAYSON M, HALPERN BS, JORGE MA, LOMBANA A, LOURIE SA, et al. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience.* 57 (7): 573-583.

CITIZEN SCIENCE

Illustrated checklist of Anguilliformes (Pisces, Teleostei) of the lagoon of Mayotte (Western Indian Ocean) with 14 new records

RÉMY EUDELINÉ*

117 Rue Jean Vallier, 69007 - Lyon, France. ORCID Rémy Eudeline  <https://orcid.org/0000-0002-0375-9587>



ABSTRACT. The Anguilliformes of Mayotte (French island of the Comoros Archipelago) remain poorly surveyed and poorly known so far. This paper deals with the diversity of the Order Actinopterygii of the lagoon of Mayotte by combining literature data, my own underwater visual censuses, and records from other divers. Most species were identified by *in situ* photographs. A total of 47 species were listed in detail with picture plates, including 14 species not previously mentioned for the lagoon of Mayotte. This paper shows that the use of citizen science, by providing pictures of observed species, has enormous potential to improve our understanding of the species community from an insufficiently surveyed region.

Key words: Undescribed species, updated distribution range, identification method, Moray eels, underestimated biodiversity.

Lista ilustrada de Anguilliformes (Peces, Teleósteos) de la laguna de Mayotte (Océano Índico Occidental) con 14 registros nuevos

RESUMEN. Los Anguilliformes de Mayotte (isla francesa del archipiélago de las Comoras) continúan siendo poco estudiados y apenas conocidos. En este trabajo, se investigó la diversidad del Orden Actinopterygii de la laguna de Mayotte combinando datos provenientes de la literatura, censos visuales submarinos propios y registros de otros buceadores. La mayoría de los individuos registrados se identificaron mediante fotografías *in situ*. Se enumeraron un total de 47 especies, detalladas con láminas ilustradas, incluidas 14 especies sin mención previa para la laguna de Mayotte. En este artículo se demuestra que el uso de la ciencia ciudadana, como en este caso las imágenes suministradas de las especies observadas, tiene un enorme potencial para mejorar nuestra comprensión de la comunidad de especies en una región insuficientemente estudiada.

Palabras clave: Especies no descriptas, distribución actualizada, método de identificación, morenas, biodiversidad subestimada.



*Correspondence:
ry.eudeline@gmail.com

Received: 20 July 2021
Accepted: 7 August 2021

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

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

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



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

INTRODUCTION

Mayotte (12° 50' 35" S-45° 08' 18" E) is an overseas region and county of France. It is located in the Northern Mozambique Channel in the Western Indian Ocean off the coast of Southeast Africa, between Northwestern Madagascar and Northeastern Mozambique (Figure 1). It comprises a small archi-

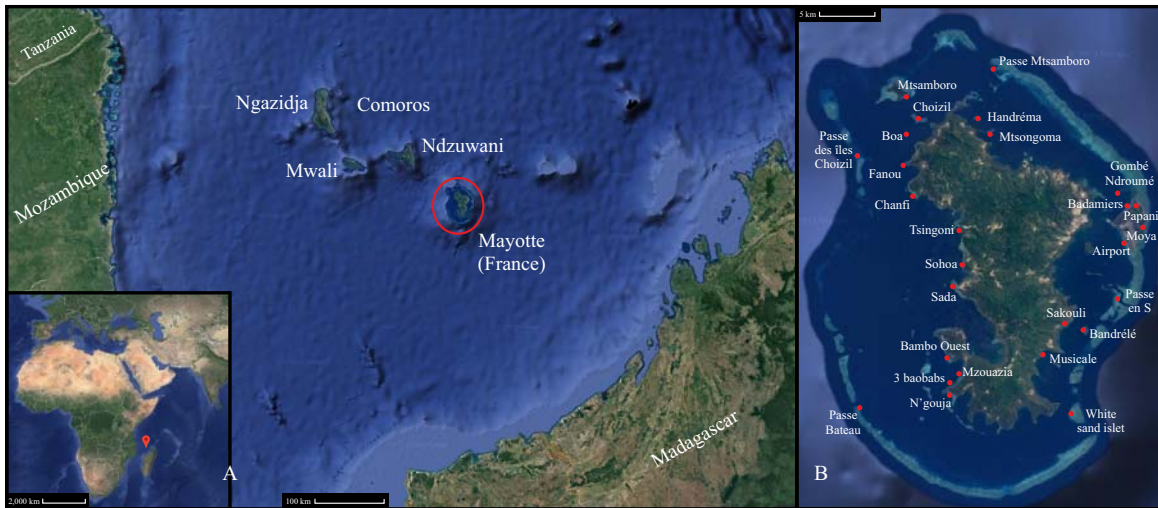


Figure 1. A) Location of Mayotte in the middle of the Mozambique Channel between the coasts of Madagascar to the East and Africa in the West. B) Map of Mayotte with indication of the study area (extracted and adapted from Google Earth <http://earth.google.com/>).

pelago of 376 km² made up of two main islands, Grande-Terre and Petite-Terre, and several islets around them. A barrier reef of 195 km encloses the archipelago forming the largest lagoon of the Indian Ocean covering 1,100 km². This volcanic island, with an age of around 20 Ma (Michon 2016), is the oldest and easternmost of the four islands forming the Comoros Archipelago and is inhabited by 290,000 people (INSEE 2021).

Biodiversity of Mayotte lagoon, and the Comoros Archipelago in general, has attracted little attention from the scientific community compared to other oceanic volcanic islands. The result is a lack of knowledge regarding the biodiversity that these islands harbor. The marine ichthyofauna of the Comoros was studied by Fourmanoir (1954). Mayotte received dedicated attention only in the late 1970s (Wickel et al. 2014). Wickel (2004) produced the first synthesis of ichthyological data. In his checklist of fishes of Madagascar, Fricke et al. (2018) made a comparison of families of marine shore fishes around islands in the Southwestern Indian Ocean. Despite these previous works, Comoros and Mayotte lagoon are still relatively unexplored.

Some groups of low commercial interest, such as the Order Anguilliformes, remain particularly understudied in this area. One reason for this little knowledge stems from the fact that most general ichthyofaunistic studies focus on diurnal surveys to maximize the observation of fish activity during the day. However, many Anguilliformes are nocturnal and, therefore, often remain undetected. An updated checklist describing the diversity of the Order Anguilliformes from Mayotte lagoon is presented herein by combining data from the literature and underwater photographic and visual censuses.

MATERIALS AND METHODS

For each species, the first published record from Mayotte is provided based on literature (Böhlke and Randall 2000; Deliot 2000; Fouquet 2000; Keith et al. 2006; Wickel and Jamon 2010; Wickel et al. 2014; Allaria 2016). Several unpublished reports previously compiled in Wickel et al. (2014) were also used.

Table 1. Continued.

Family	Species	Böhlke and Randall (2000)	Deliot (2000)	Fouquet (2000)	Keith et al. (2006)	Wickel and Jamon (2010)	Wickel et al. (2014)	Allaria (2016)	TS
14	<i>Gymnomuraena zebra</i>					1	1	1	1
15	<i>Gymnothorax breedeni</i>					1	1	1	1
16	<i>Gymnothorax chilospilus</i>								1
17	<i>Gymnothorax favagineus</i>					1	1	1	1
18	<i>Gymnothorax fimbriatus</i>								1
19	<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>						1	1	1
20	<i>Gymnothorax griseus</i>						1		1
21	<i>Gymnothorax javanicus</i>					1	1	1	1
22	<i>Gymnothorax melatremus</i>								1
23	<i>Gymnothorax meleagris</i>					1	1	1	1
24	<i>Gymnothorax nudivomer</i>							1	1
25	<i>Gymnothorax phasmatodes</i>								1
26	<i>Gymnothorax pictus</i>					1	1		1
27	<i>Gymnothorax richardsonii</i>								1
28	<i>Gymnothorax rueppelliae</i>	1							1
29	<i>Gymnothorax undulatus</i>							1	1
30	<i>Gymnothorax zonipectis</i>							1	1
31	<i>Pseudechidna brummeri</i>					1	1		1
32	<i>Rhinomuraena quaesita</i>					1	1	1	1
33	<i>Scuticaria tigrina</i>							1	1
34	<i>Strophidon sathete</i>		1			1	1		
35	<i>Uropterygius micropterus</i>								1
36	<i>Uropterygius nagoensis</i>								1
37	<i>Uropterygius polyspilus</i>	1							1
38	<i>Uropterygius sp.</i>								1
39	Ophichthidae <i>Brachysomophis crocodilinus</i>								1
40	<i>Brachysomophis henshawi</i>							1	
41	<i>Callechelys marmorata</i>							1	1
42	<i>Myrichthys colubrinus</i>					1	1	1	1
43	<i>Myrichthys maculosus</i>						1		1
44	<i>Ophichthus altipennis</i>								1
45	<i>Ophichthus bonaparti</i>			1		1	1		1
46	<i>Pisodonophis cancrivorus</i>								1
47	Synphobranchidae <i>Meadia abyssalis</i>					1			

The largest family was represented by the Muraenidae with 29 species (62% of the total, Figure 2) followed by Ophichthidae (8 species, 17%). Muraenidae species found in this study

represented 3.82% of the total number of fish species of the lagoon of Mayotte reported by Wickel et al. (2014) (Table 2).

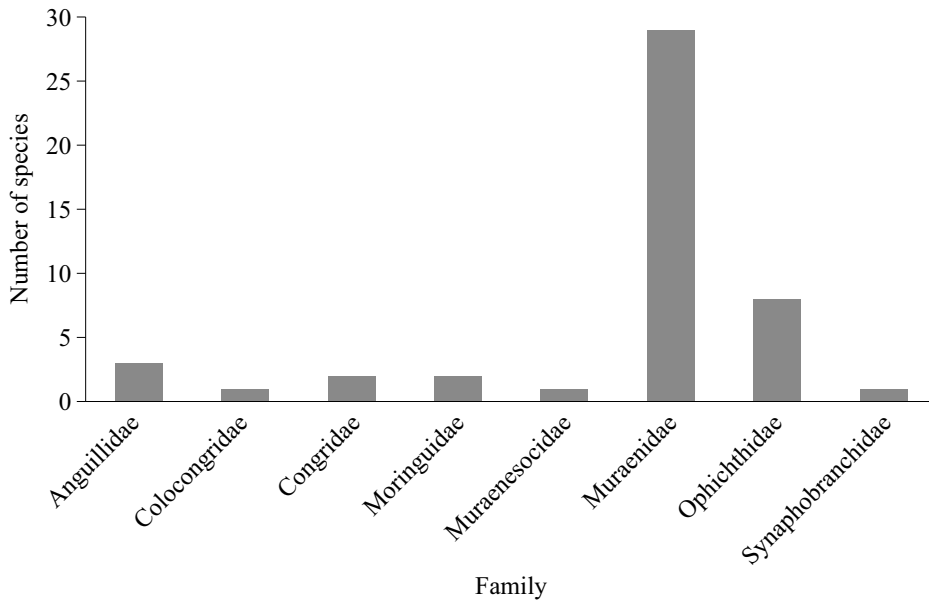


Figure 2. Number of species for each family of Anguilliformes recorded.

Table 2. Comparison of the proportion of Muraenidae species from Mayotte lagoon and other islands in the Indian Ocean (Fricke et al. 2018).

	Proportion of Muraenidae	Total species number of all fish
Madagascar	2.7	1,365
Europa Island	2.3	389
Seychelles	2.9	917
Maldives	4	1,022
Chagos Archipelago	5.4	782
Réunion	3.8	835
Mauritius	3.9	945
Rodrigues	2.6	495
Mayotte	3.8*	759**

*Proportion (percent of total species number) of Muraenidae found in this study compared to the total of fish species found in Wickel et al. (2014).

**Wickel et al. (2014).

Class Actinopterygii
Order Anguilliformes
Family Anguillidae

Anguilla bicolor bicolor McClelland, 1844
 Indonesian shortfin eel (EN);
 Anguille bicolor (FR) (Figure 3)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by G. Amirault, M. Lamalfa Diaz, and O. Soumille (from 2003 to 2018, ZNIEFF inventories –Zone Naturelle d’Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) INPN (Inventaire National du Patrimoine Naturel); subsequently reported from Mayotte by Keith et al. (2006) and by Wickel et al. (2014).

Other Observations. Observed very rarely. One observation in 2017 by Yannick Stefan in Sohoa creek close to Sohoa beach (12° 49’ 10.3” S-45° 06’ 22.1” E) about 50 m depth.

Description. The back is brown-green and the belly light gray or yellowish. It becomes silver during catadrome migration. Nostrils are yellow. It does not exceed 1.2 m total length (TL). Pectoral fins are well developed. Dorsal fin short, originating a little anterior from the anus (Keith et al. 2006).

Distribution and ecology. Wide range across the Indian Ocean. Found on the African coast (from Kenya to South Africa), Madagascar, the Comoros Islands (except Ngazidja), Mauritius, Rodrigues, Seychelles, India and Malaysia (Keith et al. 2006). The subspecies *A. bicolor pacifica* is found in the Pacific. Indonesia marks the biogeographic boundary between these two subspecies (Fahmi 2015). It lives in running and stagnant bodies of freshwater, feeding at night on fish, crustaceans and molluscs. Catadromous species.

Anguilla marmorata Quoy and Gaimard, 1824
 Giant mottled eel (EN); Anguille marbrée (FR)
 (Figure 4)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by G. Amirault, M. Lamalfa Diaz, and O. Soumille (from 2003 to 2018, ZNIEFF inventories INPN); subsequently reported from Mayotte by Keith et al. (2006) and by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: March 2016, in the lagoon (12° 49’ 45.7” S-45° 17’ 02.8” E) by night near the surface; April 2018 in the hilltop reserve of Combani (12° 46’ 38.3” S-45° 08’ 32.5” E) at daytime; November 2018 in Koualé River (12° 48’ 15.0” S-45° 09’ 42.5” E) in muddy running water at night; May



Figure 3. *Anguilla bicolor bicolor* close up of the head (left) and fins (right) (OCEA Consult' ©, Pierre Valade).



Figure 4. Left: mature individual of *Anguilla marmorata*. The silver color indicates the migration into the Mayotte Lagoon (12° 49' 45.7" S-45° 17' 02.8" E; 11th March 2016; 00 h 43 min; surface). Right: *A. marmorata* mottled color in Koualé River, Vahibé (12° 48' 15.0" S- 45° 09' 42.5" E; 10th November 2018; 20 h 11 min; depth: 40 cm).

2019 in Bouyouni River (12° 44' 19.3" S-45° 08' 24.1" E) at daytime.

Description. The back is marbled brown-black on a gray-yellow background. The color changes to silver during maturation. The belly is whitish. Females do not exceed 2 m TL while males reach a maximum of only 70 cm TL. Pectoral fins are well developed. Dorsal fin long, originating several centimeters anterior from the anus (Keith et al. 2006).

Distribution and ecology. Present throughout the indo-pacific zone from East Africa to French Polynesia, across Indonesia. It lives in running and stagnant bodies of freshwater, feeding at night mainly on shrimps but also fish, insects, molluscs and annelids. Catadromous species.

Anguilla mossambica (Peters, 1852)
African longfin eel (EN);
Anguille du Mozambique (FR) (Figure 5)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by G. Amirault, M. Lamalfa Diaz, and O. Soumille (from 2003 to 2006, ZNIEFF inventories INPN);



Figure 5. *Anguilla mossambica* caught for a study of OCEA Consult' ©.

subsequently reported from Mayotte by Keith et al. (2006) and by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. No observation during this study. Observed very rarely.

Description. Uniform color with a gray to olive-green back and a light belly. Black back and silver belly typical for large individuals. Does not

exceed 1.2 m TL. Pectoral fins are well developed. Dorsal fin long, originating several centimeters anterior from the anus (Keith et al. 2006).

Distribution and ecology. Range limited to the Western Indian Ocean. Found in Kenya, South Africa, Madagascar, the Comoros Islands (except Ngazidja), Mauritius and La Réunion (Keith et al. 2006). It lives in running and stagnant bodies of freshwater, feeding at night on fish and crustaceans. Catadromous species.

Family Colocongridae

Coloconger scholesi Chan, 1967

Indo-Pacific shorttail conger (EN);
Congre à queue courte (FR) (Figure 6)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010); subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. No observation during this study. Observed very rarely.

Description. Small eel, dark greyish to blackish-brown with a very short tail. Short head. Pectoral fins are well developed. Origin of the dorsal fin at



Figure 6. A shorttail conger, *Coloconger scholesi*, from off northwestern Western Australia, CSIRO H 6577-02. Source: Australian National Fish Collection, CSIRO. License: CC BY Attribution-Noncommercial. Taken from Bray (2020a).

the same level as the base of the pectoral fin (Karrer 1982). Maximum length 51 cm TL (Castle 1986).

Distribution and ecology. Indo-pacific distribution. Found in waters off Southern Mozambique, Madagascar, South Africa, Australia and South China (Fricke et al. 2018). Inhabits deep waters from 412 to 970 m (Fricke et al. 2011).

Family Congridae

Conger cinereus Rüppell, 1830

Longfin African conger (EN);
Congre à moustache (FR) (Figure 7)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. Observed commonly. For example: July 2016 on Mzouazia bay seagrass beds (12° 56' 50.9" S-45° 05' 53.2" E) at night; March 2017 on Tsingoni beach seagrass beds (12° 47' 13.0" S-45° 05' 38.0" E) at night; April 2017 Mtsanga Mtiti Sada seagrass beds (12° 50' 59.0" S-45° 05' 26.7" E) at night; June 2017 on Bandrele islet reef flat (12° 53' 43.3" S-45° 13' 48.1" E) at night.

Description. Gray to light brown with many gray to blackish vertical bars at night. Blackish oblique band from the lower part of the eye to the corner of the lips. The pectoral fins are well developed. Origin of the dorsal fin over the middle of the pectoral fin (Smith 1999). Maximum length 140 cm (Castle 1986).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Seychelles, to Madagascar and Mascarenes east to Japan and Ogasawara Islands, Hawaiian Islands, Line Islands and Pitcairn Group, south to Western Australia, Lord Howe Island, New Caledonia and Rapa (Fricke et al. 2018). Inhabits reef flats and seagrass beds of shallow lagoons but ranges to depths of 80 m on outer reef slopes



Figure 7. *Conger cinereus* on seagrass beds at night, Mtsanga Mtiti, Sada (12° 50' 59.0" S-45° 05' 26.7" E; 23th April 2017; 21 h 31 min; depth: 1 m).

(Myers, 1991). Feeds on fish, crustaceans, and other invertebrates, which it hunts at night.

Heteroconger hassi

(Klausewitz and Eibl-Eibesfeldt, 1959)

Spotted Garden Eel (EN);

Hétérocongre tacheté (FR) (Figure 8)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Letourneur and Maggiorani (1995); subsequently

reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: December 2016 at Passe en S (12° 52' 17.5" S-45° 16' 25.8" E) at daytime; April 2017 at Passe Bateau (12° 58' 39.0" S-44° 59' 08.4" E) at daytime; March 2018 at Passe en S (12° 52' 05.5" S-45° 16' 23.5" E) at daytime; November 2018 at Boa sand banc (12° 41' 10.7" S-45° 02' 18.1" E) at daytime.

Description. Small white eel with variable black spots and usually two large black spots on each flank. Very small pectoral fins. Maximum size 70 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. East Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes, Tonga, Samoa and Line Islands, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, Taiwan, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Form large colonies on sandy bottom in the lagoon and around seaward reefs between 5 and 50 m depth (Allen et al. 2003). Withdraw into their burrow when approached. Feed on zooplankton organisms caught in the current (Bacchet et al. 2006).



Figure 8. *Heteroconger hassi* in reef sand at daytime, Passe en S (12° 52' 05.5" S-45° 16' 23.5" E; 16th March 2018; 15 h 6 min; depth: 18 m).

Family Moringuidae

Moringua macrochir Bleeker, 1853
Longfin spaghetti eel (EN) (Figure 9)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by divers. Observed rarely. By Norbert Verneau on Papani reef flat at night.

Description. Long and tapered eel. Big eyes compared to the body. Brownish dorsally, gradually fading to white ventrally. About 69 pores on the lateral line anterior to the anus. Maximum size 20 cm TL (Allen and Erdmann 2012).

Distribution and ecology. Indo-West Pacific (Christmas Island, Philippines and Indonesia). East Africa and Madagascar east to the Phoenix and Line Islands (Fricke et al. 2018). Occur in brackish and marine waters (Fricke et al. 2018) to a maximum depth of 15 m (Fricke et al. 2011).

Moringua microchir Bleeker, 1853
Lesser thrush eel (EN); Anguille spaghetti (FR)
(Figure 10)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel et al. (2014).

Observation by divers. Observed commonly (around 10 times) by N. Verneau on Papani reef flat at night while moving blocks of rock or coral.

Description. Long and tapered eel. Adults all brown on the back and lighter on the belly. Small pectoral fins. Juveniles have an orange-yellow back and a bluish belly. Maximum size 47 cm TL (Keith et al. 2006).

Distribution and ecology. South and East Africa, Seychelles, Madagascar and Mauritius east to Samoa, north to Ryukyu Islands, south Great Barrier Reef (Australia) and New Caledonia (Fricke



Figure 9. *Moringua macrochir* on reef flat, Papani (at night; 2 m). Reproduce with permission from Norbert Verneau.



Figure 10. *Moringua microchir* on reef flat, Papani (12° 45' 31.6" S-45° 17' 24.1" E; 17th December 2010; 22 h 26 min; 1 m depth). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

et al. 2018). Occur in estuaries, lower parts of rivers and sandy bottoms where they eat fish and crustaceans (Keith et al. 2006).

Family Muraenesocidae

Muraenesox bagio (Hamilton, 1822)
Common pike conger (EN);
Morénésoce commun (FR) (Figure 11)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010); subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014).



Figure 11. Head of a Common Pike Eel, *Muraenesox bagio*, from Pilar Public Market, Sorsogon Province, Luzon, Philippines - USNM 405904, 654 mm TL. Source: Jeffrey T. Williams / Smithsonian Institution, National Museum of Natural History. License: CC BY Attribution-Noncommercial-ShareAlike 3.0. Taken from Bray (2020b).

Observation by the author. No observation during this study. Observed very rarely.

Description. Long silvery eel. Pectoral fins are well developed. Narrow head. Very large mouth with conspicuous teeth (Talwar et al. 1991). Maximum size 200 cm TL (Masuda et al. 1984).

Distribution and ecology. South Africa, East Africa, Madagascar and western Mascarenes east of Samoa, Yellow Sea, Kuril Islands, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in coastal waters, including estuaries, above 100 m depth (Yamada et al. 1995). Feed on benthic fishes and crustaceans at night (Smith 1997).

Family Muraenidae

Anarchias sp. Jordan and Starks, 1906
(Figure 12)

Photography does not allow unequivocal identification to the species level, but *Anarchias seychellensis* Smith, 1962 is the most likely candidate. Coloration also resembles of *Anarchias galapagensis*. I therefore decided to keep the species as *Anarchias* sp. The information given on the description, distribution, and ecology are those of *A. seychellensis*.



Figure 12. *Anarchias* sp. in March 2019, Passe en S (at night, depth: 10 m). Reproduced with permission from Frederic Ducarme.

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by divers. Observed very rarely. One observation by Frederic Ducarme in March 2019, at Passe en S, at night.

Description. Very small moray, slender. Front nostrils tubular and pointing forward. Presence of a row of irregular or stellate pale spots. Size around 30 cm TL.

Distribution and ecology. East and South Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Réunion Island, east to Hawaiian Islands and Easter Island, north to Ogasawara Islands, south to Western Australia, New Caledonia, New Zealand and Kermadec Islands (Fricke et al. 2018). Found among rubble, coralline algal debris, and coral heads of shallow wave-washed reefs (Myers 1991) between 0-35 m depth (Fricke et al. 2011).

Echidna nebulosa (Ahl, 1789)
Snowflake moray (EN); Murène étoilée (FR)
(Figure 13)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and by Allaria (2016).



Figure 13. *Echidna nebulosa* on reef flat, Bandrele islet ($12^{\circ} 53' 40.3''$ S- $45^{\circ} 13' 50.9''$ E; 3rd March 2018; 14 h 27 min; 1.5 m depth).

Observation by the author. Observed very commonly. E.g.: June 2017 near Bandrele islet ($12^{\circ} 53' 40.7''$ S- $45^{\circ} 13' 56.1''$ E) at daytime; October 2017 near Sada islet ($12^{\circ} 50' 47.9''$ S- $45^{\circ} 05' 17.2''$ E) at daytime; November 2017 Sakouli beach flat reef ($12^{\circ} 53' 19.1''$ S- $45^{\circ} 12' 53.7''$ E) at night; March 2018 near Bandrele islet ($12^{\circ} 53' 40.3''$ S- $45^{\circ} 13' 50.9''$ E) at daytime.

Description. Small, light gray to brown moray finely reticulated with black. Two longitudinal-rows of large black blotches containing yellow spots. Iris and anterior nostrils yellow (Smith et al. 2019). Maximum size 75 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. Red Sea and Indo-Pacific. East Africa, South Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes east to Hawaiian Islands and Panama, north to Ryukyu Islands, Ogasawara Islands and Johnston Atoll, south to Western Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in reef flats and rocky shorelines (Allen et al. 2003) sometimes in seagrass areas, usually from depths less than 3 m, but also reported from 48 m depth (Smith et al. 2019). Feed mainly on small crustaceans at night but also easily observed during the day.

Echidna polyzona (Richardson, 1845)
Barred Moray (EN); Murène à barres (FR)
(Figure 14)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by the author. Observed rarely. Three times: March 2015 at Sakouli beach reef flat ($12^{\circ} 53' 15.8''$ S- $45^{\circ} 12' 55.9''$ E) at night; May 2017 near Gombé Ndroumé islet ($12^{\circ} 45' 00.3''$ S- $45^{\circ} 16' 13.2''$ E) at night; December 2018 at Sakouli beach reef flat ($12^{\circ} 53' 15.8''$ S- $45^{\circ} 12' 55.9''$ E) at night.

Description. Small moray, alternating broad dark brown and narrow white bars on head and body. Corner of the mouth is dark. Anterior nostrils brownish yellow (Smith et al. 2019). Maximum size 72 cm TL (Allen and Erdmann 2012).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Madagascar and Mascarenes east to Marshall and Tuamotu Islands, Japan and Taiwan, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in reef flats, clear shallow lagoons, and seaward reefs between 1 to 20 m depth. Feed mainly on small crustaceans during both day and night (Lieske and Myers 2005).

Enchelycore pardalis
(Temminck and Schlegel, 1846)
Leopard moray eel (EN); Murène dragon (FR)
(Figure 15)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed rarely. Few times at the same spot. January 2018 at Passe des îles Choizil ($12^{\circ} 42' 59.9''$ S- $44^{\circ} 59' 19.0''$ E) at daytime.

Description. Pale yellow to orange with many white and some dark spots. Curved jaws with



Figure 14. Left: *Echidna polyzona* on reef flat, Gombé Ndroumé islet (12° 45' 00.3" S-45° 16' 13.2" E; 29th May 2017; 23 h 8 min; 2 m depth). Right: *E. polyzona* on reef flat, Sakouli beach (12° 53' 15.8" S-45° 12' 55.9" E; 8th December 2018; 23 h 59 min; 1 m depth).



Figure 15. *Enchelycore pardalis* in reef boulder around sandy bottom, Passe des îles Choizil (12° 42' 59.9" S-44° 59' 19.0" E; 19th January 2018; 14 h 49 min; 18 m depth).

many sharp teeth. Long tubular nostrils above the eyes (Allen et al. 2003). Maximum size 92 cm TL (Randall 2005).

Distribution and ecology. Aldabra, Madagascar and Mascarenes east to Hawaiian, Line and Marquesas islands, north to Korea, southern Japan and Ogasawara Islands, south to New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in coral reefs and

rocky areas (Lieske and Myers 2005) between 15 and 50 m depth (Allen et al. 2003). Feed on fishes (Lieske and Myers 2005).

Gymnomuraena zebra (Shaw, 1797)
Zebra Moray (EN); Murène zèbrée (FR)
(Figure 16)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: May 2015 near Handréma islet (12° 40' 26.2" S-45° 07' 07.8" E) at daytime; October 2015 near White sand islet (12° 59' 08.5" S-45° 12' 54.0" E) at daytime; July 2016 near Bandréle islet (12° 54' 03.0" S-45° 13' 59.3" E) at daytime; May 2018 at Tsingoni beach reef (12° 47' 13.6" S-45° 05' 29.7" E) at night; August 2018 at Mtsongoma islet reef (12° 41' 17.9" S-45° 07' 40.9" E) at daytime.

Description. Small but chunky moray. Dark brown to chocolate in color, with narrow pale yellowish or white bars on the head and body (Smith



Figure 16. *Gymnomuraena zebra* on coral reef, Handréma islet ($12^{\circ} 40' 26.2''$ S- $45^{\circ} 07' 07.8''$ E; 10th May 2015; 12 h 30 min; 2.5 m depth).

et al. 2019). Short nose with pale anterior nostrils. Maximum size 150 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. East Africa, Seychelles, Madagascar and Mascarenes east to Hawaiian Islands, Galápagos Archipelago, and Revillagigedo Archipelago, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, south to Western Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in shallow water and on coral reefs at depths of 1-50 m (Smith et al. 2019). Feed on crustaceans, molluscs and sea urchin (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax breedeni

Mc Cosker and Randall, 1977

Blackcheek moray (EN); Murène masquée (FR)
(Figure 17)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: June 2019 at Passe Bateau ($12^{\circ} 58' 50.2''$ S- $44^{\circ} 58' 58.1''$ E) at daytime; June 2019 at 'La



Figure 17. *Gymnothorax breedeni* on seaward reef, Passe Bateau ($12^{\circ} 58' 50.2''$ S- $44^{\circ} 58' 58.1''$ E; 30th June 2019; 10 h 14 min; 16 m depth).

cheminée' Reef barriere ($12^{\circ} 51' 12.9''$ S- $45^{\circ} 17' 21.2''$ E) at daytime; July 2019 at Passe en S ($12^{\circ} 52' 08.6''$ S- $45^{\circ} 16' 28.8''$ E) at daytime.

Description. Small but chunky moray. Overall brown with small flecks. Black band from eyes to mouth corner and black blotch over gill opening. Maximum size 75 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. East Africa, Seychelles, Comoros, Maldives, Line Islands to French Polynesia (Allen et al. 2003). Inhabits crevices in clear seaward reefs to depths over 25 m (Lieske and Myers 2005). Feed on fishes and octopuses (Bacchet et al. 2006). Tends to bite if approached.

Gymnothorax chilospilus Bleeker, 1864

Lipspot Moray (EN);
Murène à lèvres tachetées (FR) (Figure 18)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.

Observation by the author. Observed very commonly. E.g.: November 2016 at Sakouli beach seagrass reef flat ($12^{\circ} 53' 22.2''$ S- $45^{\circ} 12' 52.8''$ E) at a depth of 1.5 m at night; March 2017 at Tsin-



Figure 18. *Gymnothorax chilospilus* on reef flat, Sakouli beach ($12^{\circ} 53' 22.2''$ S- $45^{\circ} 12' 52.8''$ E; 11th November 2016; 19 h 13 min; 1.5 m depth m).

goni beach seagrass beds ($12^{\circ} 47' 13.0''$ S- $45^{\circ} 05' 38.2''$ E) at a depth of 1 m at night; May 2017 at Bandrélé islet reef flat ($12^{\circ} 53' 43.7''$ S- $45^{\circ} 13' 47.8''$ E) at a depth of 1.5 m at night; November 2017 at Sakouli beach seagrass beds ($12^{\circ} 53' 16.7''$ S- $45^{\circ} 12' 54.9''$ E) at a depth of 1 m at night.

Description. Very small moray. Mottled reddish brown and pale yellowish with irregular dark

brown blotches. Posterior part of the lower jaw has large white spots. Maximum size 52 cm TL (Chen et al. 1994).

Distribution and ecology. South and East Africa, Seychelles, Madagascar and Mascarenes east to Hawaiian and Society islands, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, south to Australia, Norfolk Island, and Rapa (Fricke et al. 2018). Inhabit rocky areas and shallow coral reefs from 1 to 45 m depth (Lieske and Myers 2005). Feed on fishes and crustaceans.

Gymnothorax favagineus

Bloch and Schneider, 1801

Honeycomb moray (EN); Murène léopard (FR)
(Figure 19)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: May 2017 at Choizil islet reef ($12^{\circ} 40' 21.5''$ S- $45^{\circ} 03' 03.1''$ E) at daytime; June 2017 at Passe en



Figure 19. Left: *Gymnothorax favagineus* Choizil islet reef ($12^{\circ} 40' 21.5''$ S- $45^{\circ} 03' 03.1''$ E; 4th May 2017; 10 h 38 min; 5 m depth). Right: *G. favagineus* on coral reef, Passe Mtsamboro ($12^{\circ} 37' 29.6''$ S- $45^{\circ} 08' 24.6''$ E; 28th January 2018; 11 h 15 min; 3 m depth).

S (12° 52' 11.0" S-45° 16' 31.1" E) at daytime; January 2018 at Passe des îles Choizil (12° 42' 59.9" S-44° 59' 19.0" E) at daytime; January 2018 at Passe Mtsamboro (12° 37' 29.6" S-45° 08' 24.6" E) at daytime.

Description. Big moray. Overall white, covered with black spots separated by narrow interspaces often forming a honeycomb-like pattern. Spots larger and more widely separated in young individuals (Smith et al. 2019). Maximum size 300 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes east to Papua New Guinea, Japan, Australia (Fricke et al. 2018). Found on coral and rocky reefs from depths of 1-50 m. Feed on fishes and octopuses (Smith et al. 2019).

Gymnothorax fimbriatus (Bennett, 1832)

Fibriated Moray (EN); Murène frangée (FR)
(Figure 20)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.



Figure 20. *Gymnothorax fimbriatus* at Moya beach reef flat, under dead coral (12° 47' 16.8" S-45° 17' 47.7" E; November 2004; afternoon; depth: 4 m). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

Observation by divers. Observed very rarely. Only one time by Norbert Verneau, November 2004 on Moya beach reef flat under dead coral (12° 47' 16.8" S-45° 17' 47.7" E) at daytime.

Description. Small moray. Yellowish head. Body with shades of brown to dirty white with highly variable pattern of widely spaced irregular dark brown spots, partial bars and bands (Allen et al. 2003). Maximum size 80 cm LT (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Seychelles, Madagascar and Mascarenes east to Mariana Islands, Marquesas Islands and Tuamotu Archipelago, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found on reef flats, lagoons and external slopes up to at least 26 m depth. Feed on fishes and crustaceans at night (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax flavimarginatus (Rüppell, 1830)

Yellow-edged moray (EN);
Murène marbrée (FR) (Figure 21)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel et al. (2014). Subsequently reported from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed very commonly. E.g.: February 2016 near White Sand islet (12° 59' 08.5" S-45° 12' 53.8" E) at daytime; March 2017 at Tsingoni beach reef flat (12° 47' 17.0" S-45° 05' 37.7" E) at night; June 2017 in Bandrélé islet reef (12° 53' 46.0" S-45° 13' 47.2" E) at daytime; February 2018 in Sakouli beach reef (12° 53' 21.0" S-45° 12' 56.0" E) at daytime.

Description. Yellowish, densely and finely mottled with dark brown spots, often to the extent that little of the pale yellowish ground color remains. Yellow iris. Snout and front of lower jaw purplish brown (Smith et al. 2019). Maximum size 123 cm TL (Lieske and Myers 2005).

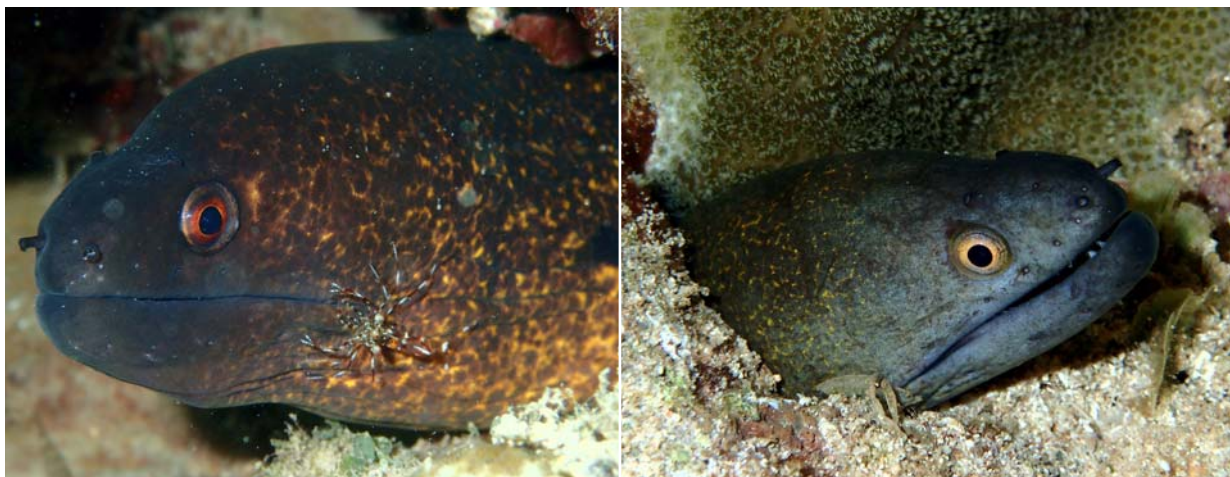


Figure 21. Left: *Gymnothorax flavimarginatus* adult, Bandrélé islet reef (12° 53' 46.0" S-45° 13' 47.2" E; 4th June 2017; 10 h 45 min; depth: 5 m). Right: *G. flavimarginatus* subadult, Tsingoni beach reef flat (12° 47' 17.0" S-45° 05' 37.7" E; 25th March 2017; 22 h 10 min; 1 m depth).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes, east to Panama and Revillagigedo Archipelago, Ryukyu Islands, Ogasawara Islands and Hawaiian Islands, Australia, and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found on reef flats, lagoons and external slopes down to 150 m. Feed on fishes and crustaceans (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax griseus (Lacepède, 1803)
Grey moray (EN); Murène tatouée (FR)
(Figure 22)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: May 2015 at Handrema islet reef (12° 40' 25.8" S-45° 07' 06.7" E) at daytime; March 2016 at Tsingoni beach reef (12° 47' 13.6" S-45° 05' 29.7" E) at daytime; November 2017 at Bambo Ouest beach reef (12° 55' 40.0" S-45° 05' 01.9" E) at daytime; April 2018 on Tsingoni beach south reef flat (12° 48' 07.7" S-45° 05' 54.6" E) at daytime; May 2018 at Tsingoni beach reef (12° 47' 13.6" S-45° 05' 29.7" E) at night.



Figure 22. *Gymnothorax griseus* on reef flat, Tsingoni (12° 48' 07.7" S-45° 05' 54.6" E; 21th April 2018; 15 h 39 min; 1.5 m depth).

Description. Small moray. Body pale yellowish or whitish gray densely mottled with irregular darker markings. Head and anterior nostril lavender-gray, the pores outlined in black. Small dark spots on head and anterior body forming conspicuous lines. Iris white. Maximum size 65 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Madagascar and Mas-

carenes (Fricke et al. 2018). Found in shallow water where it can be seen foraging fishes and crustaceans among corals and rocks. Reported in a depth range of 1-30 m (Smith et al. 2019).

Gymnothorax javanicus (Bleeker, 1859)

Giant Moray (EN); Murène javanaise (FR)
(Figure 23)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed very commonly. The most common moray of Mayotte. E.g.: September 2015 at Handréma bay reef (12° 39' 39.5" S-45° 06' 22.3" E) at daytime; June 2016 at Tsingoni beach reef (12° 47' 17.8" S-45° 05' 37.2" E) at night; May 2017 on Bandrélé islet reef flat (12° 53' 41.8" S-45° 13' 49.3" E) at night; March 2018 at White Sand islet reef (12° 59' 09.1" S-45° 12' 53.8" E) at daytime.

Description. Biggest moray of its genus. Body and fins brown, with small, darker brown mark-

ings spots (those dorsally are larger), in approximately three irregular rows. Head usually darker than the body. Gill opening in a conspicuous dark spot. Iris brown (Smith et al. 2019). Maximum size 300 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes east to Hawaiian Islands, Pitcairn Group and Cocos Island, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, Australia and New Caledonia; Galápagos Archipelago (Fricke et al. 2018). Found on coral reefs and rocky substrates, at depths of 0-46 m (Smith et al. 2019). Feed on fishes and sometimes crustaceans (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax melatremus Schultz, 1953

Dwarf moray (EN); Murène jaunâtre (FR)
(Figure 24)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by the author. Observed very rarely. Only one time at Mtsamboro pit, between Mtsamboro islet and White Sand islet (12° 38' 55.9" S-45° 02' 36.2" E) at daytime in May 2018.



Figure 23. Left: *Gymnothorax javanicus* Handréma bay reef (12° 39' 39.5" S-45° 06' 22.3" E; 15th September 2015; 15 h 07 min; 2.5 m depth). Right: *G. javanicus* big adult (around 300 cm TL) Bandrélé islet reef flat (12° 53' 41.8" S-45° 13' 49.3" E; 25th May 2017; 23 h 52 min; 1.5 m depth).



Figure 24. *Gymnothorax melatremus* Mtsamboro pit in coral reef (12° 38' 55.9" S-45° 02' 36.2" E; 11th May 2018; 14 h 2 min; 17 m depth).

Description. Very small moray. Variable brown to yellow, sometimes with dark brown markings. Bluish iris with a dark bar crossing the eye (Allen et al. 2003). Maximum size 30 cm TL (Allen and Erdmann 2012).

Distribution and ecology. South and East Africa, Seychelles, Madagascar and Mauritius, east to Hawaiian Islands and Pitcairn Group, Japan, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Solitary and secretive. Found in reef crevices, primarily outer reef slopes between 1 and 58 m depth (Mundy 2005).

Gymnothorax meleagris (Shaw, 1795)
Turkey moray (EN); Murène ponctuée (FR)
(Figure 25)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: August 2017 at North east reef (12° 38' 04.3" S-45° 09' 50.6" E) at daytime; January 2018 at Passe des îles Choizil (12° 42' 59.9" S-44° 59' 19.0" E) at daytime; December 2018 at Sakouli beach reef (12° 53' 20.9" S-45° 12' 56.9"



Figure 25. *Gymnothorax meleagris* reef, Choizil islet's Passe (12° 42' 59.9" S-44° 59' 19.0" E; 19th January 2018; 15 h 14 min; 17 m depth).

E) at daytime; June 2019 at Passe en S (12° 52' 17.4" S-45° 16' 24.3" E) at daytime.

Description. Inside of mouth and tip of tail white. Head and body dark brown with numerous white spots (Allen et al. 2003). Spots can be connected and form crosslinks. Maximum size 120 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. East and South Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes east to Hawaiian Islands, Pitcairn Group, Galápagos Islands and Cocos Island, Japan, Ogasawara Islands and Minami Tori Shima, south to New Caledonia, Lord Howe Island and Austral Islands (Fricke et al. 2018). Found in areas rich in corals in lagoons and on the seaward reef between 1-36 m depth. Feed mainly on fish and less often on crustaceans (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax nudivomer (Günther, 1867)
Yellowmouth moray (EN);
Murène à bouche jaune (FR) (Figure 26)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by divers. Observed rarely. Observed several times on the west external reef

slopes by Norbert Verneau in November 2004 in an external east reef slopes hole during the day.

Description. Head and body light brown becoming darker posteriorly, covered with white spots, increasing in size posteriorly. Gill opening yellow surrounded with black. Inside of the mouth yellow. Eye pale with black bar (Smith et al. 2019). Maximum size 180 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Widely distributed in the Indo-Pacific from East Africa and the Red Sea to Hawaiian Islands and French Polynesia. Found



Figure 26. *Gymnothorax nudivomer*, external reef slopes of Moya ($12^{\circ} 47' 09.9''$ S- $45^{\circ} 17' 59.5''$ E; November 2004, at daytime, depth: 2 m). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

on seaward reefs primarily at depths of 30-271 m, occasionally shallower (Smith et al. 2019). Feed on fish at night.

Gymnothorax phasmatodes (Smith, 1962)
Ghost moray (EN); Murène fantôme (FR)
(Figure 27)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: May 2017 on Bandrélé islet sand bottom ($12^{\circ} 53' 43.0''$ S- $45^{\circ} 13' 47.6''$ E) at night.

Observation by divers. Observed few times by Norbert Verneau. E.g.: February 2012 on Papani beach reef flat ($12^{\circ} 45' 41.2''$ S- $45^{\circ} 17' 18.8''$ E) at night.

Description. Small moray eel. Head and body light gray, head slightly darker, head pores in pale spots. Fins with a conspicuous edge from light blue to white. Iris white. Anterior nostril pale. Maximum size 50 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. South and East Africa, Madagascar and Mauritius, east to Philippines and Papua New Guinea, north to Taiwan, Aus-



Figure 27. Left: *Gymnothorax phasmatodes* on Bandrélé islet sand bottom ($12^{\circ} 53' 43.0''$ S- $45^{\circ} 13' 47.6''$ E; 25th May 2017; 23 h 21 min; 2.5 m depth). Right: *G. phasmatodes* on Papani beach reef flat ($12^{\circ} 45' 41.2''$ S- $45^{\circ} 17' 18.8''$ E; 17th February 2012; 19 h 46 min; depth: 2 m). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

tralia (Fricke et al. 2018). Found in shallow water on sand and rocky bottom from depths less than 2 m to 34 m (Smith et al. 2019). Nocturnal.

Gymnothorax pictus (Ahl, 1789)

Paintspotted moray (EN); Murène sidérale (FR)
(Figure 28)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed very commonly. E.g.: October 2014 in Moya beach rock pool (12° 47' 16.7" S-45° 17' 40.8" E) at daytime; March 2016 at Bandrélé islet shoreline rocks (12° 54' 01.3" S-45° 13' 49.3" E) at daytime; May 2017 at Bandrélé islet shoreline rocks (12° 53' 42.6" S-45° 13' 56.3" E) at daytime; May 2018 at Mtsanga Fanou shoreline rocks (12° 43' 17.6" S-45° 02' 26.5" E) at daytime.

Description. Usually light gray, finely speckled with small dark spots, often grouped to form irregular blotches, sometimes with pale centers, sometimes with irregular edges forming a snowflake-like pattern. Iris yellowish white with

irregular black circle at margin. Maximum size 120 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes, east to Hawaiian Islands and Panama, north to Ryukyu Islands and Minami Tori Shima, Australia and Kermadec Islands (Fricke et al. 2018). Found in shallow water on reef flats and rocky shores to at least 20 m depth (Smith et al. 2019). Feed mainly on fish and small crustaceans (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax richardsonii (Bleeker, 1852)

Richardson's Moray (EN);
Murène de Richardson (FR) (Figure 29)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: May 2018 on Petite Terre airport reef flat (12° 48' 27.2" S-45° 16' 34.3" E) at night.

Observationers. Observed few times by Norbert Verneau. For example: June 2012 on Titi Moya reef flat (12° 48' 08.4" S-45° 17' 10.7" E) at night; June 2014 under a rock on Badamiers mud-flat (12° 47' 05.3" S-45° 15' 37.4" E) at daytime.



Figure 28. Left: *Gymnothorax pictus* Bandrélé islet south shoreline rocks (12° 54' 01.3" S-45° 13' 49.3" E; 4th March 2016; 17 h 9 min; depth: < 1 m). Right: *G. pictus* Bandrélé islet North shoreline rocks (12° 53' 42.6" S-45° 13' 56.3" E; 5th May 2017; 15 h 24 min; 1 m depth).

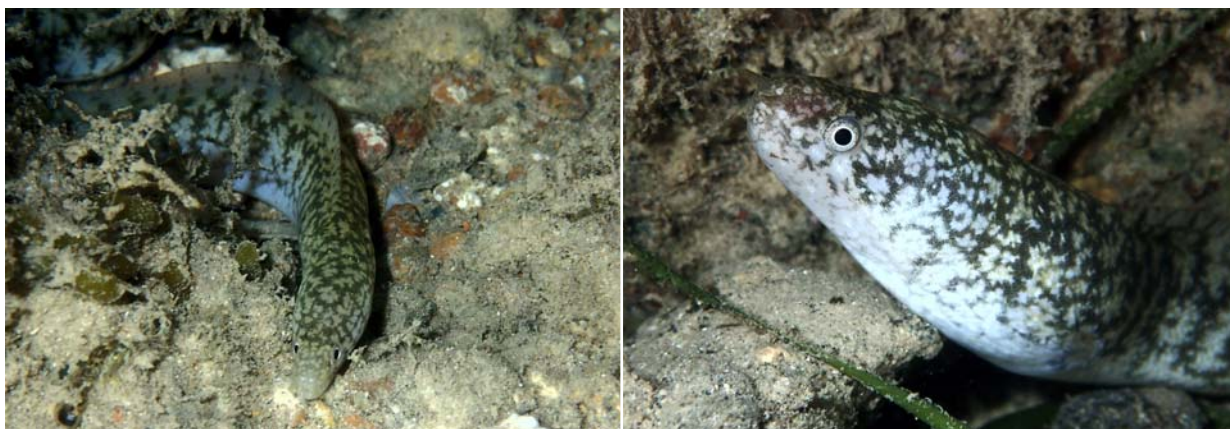


Figure 29. *Gymnothorax richardsonii* on Petite Terre airport reef flat (12° 48' 27.2" S-45° 16' 34.3" E; 13th May 2018; 18 h 49 min; 1 m depth).

Description. Small moray eel. White to tan with dense brown reticulum on head, body and fins. Lighter chin and throat, and white margins around the lip pores. Maximum size 34 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Seychelles, Madagascar and Mauritius, east to Society Islands, north to Ryukyu Islands and Ogasawara Islands, south to New Caledonia and Cook Islands (Fricke et al. 2018). Found on reef flat and estuaries between 1 and 15 m (Fricke et al. 2011). Nocturnal. Feed on small fishes and crustaceans (Bacchet et al. 2006).

Gymnothorax rueppelliae (McClelland, 1844)
Banded moray (EN); Murène à tête jaune (FR)
(Figure 30)

Status at Mayotte. One record from Mayotte in Böhlke and Randall (2000).

Observation by the author. Observed very rarely. Only one time. May 2018 on Mtsanga Fanou reef (12° 43' 14.7" S-45° 02' 26.0" E) at night.

Description. Light grayish brown with dark brown bars about as wide as pale interspaces. Abdomen

and margin of dorsal fin between dark bars white. Top of head yellow. A dark brown spot at corner of mouth. Anterior nostrils blackish. Maximum size 80 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and western Mascarenes, east to Hawaiian Islands, north to Ryukyu Islands, south to Western Australia and Loyalty Islands (Fricke et al. 2018). Found on coral reefs and rocky substrata at depths of 1-55 m, often observed on reef flats at night (Smith et al. 2019). Feed on fishes and crustaceans, mainly at night. Nervous and aggressive (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax undulatus (Lacepède, 1803)
Undulated Moray (EN); Murène ondulante (FR)
(Figure 31)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed very commonly. E.g.: November 2016 at Passe en S reef (12° 52' 09.1" S-45° 16' 30.1" E) at night; April 2017 on Sada islet reef flat (12° 50' 51.0" S-45° 05' 17.1" E) at night; September 2017 Mtsanga



Figure 30. *Gymnothorax rueppelliae* on Mtsanga Fanou reef (12° 43' 14.7" S-45° 02' 26.0" E; 12th May 2018; 21 h 13 min; 2 m depth).



Figure 31. Left: *Gymnothorax undulatus* Chanfi beach reef flat (12° 45' 21.2" S-45° 02' 51.9" E; 27th February 2018; 22 h 19 min; depth: 1.5 m). Right: *G. undulatus* on Mtsanga Fanou reef at daytime (12° 43' 21.2" S-45° 02' 18.6" E; 24th September 2017; 14 h 35 min; 3 m depth).

Fanou reef (12° 43' 21.2" S-45° 02' 18.6" E) at daytime; February 2018 on Chanfi beach reef flat (12° 45' 21.2" S-45° 02' 51.9" E) at night; December 2018 at Ngouja reef (12° 57' 50.1" S-45° 05' 02.0" E) at night.

Description. Variable color across range. Dark brown to black, with narrow pale markings usually interconnected to form a reticulation. The pattern generally more obscure in larger specimens. Top of head yellow-green, densely spotted with

small irregular dark brown spots. Snout and lower jaw yellow-green to light grey-brown without spots. Corner of mouth with a white spot. Maximum size 150 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes, east to Panama and Revillagigedo Archipelago, Japan, Ogasawara, Hawaiian and Gambier islands, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in shallow water on

coral reef and seaward reef up to 110 m depth (Mundy 2005). Common on reef flats. Feed on fish, octopus and probably crustaceans at night (Lieske and Myers 2005).

Gymnothorax zonipectis Seale, 1906

Barredfin Moray (EN);

Murène à nageoire rayée (FR) (Figure 32)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: November 2016 at Passe en S reef (12° 52' 09.1" S-45° 16' 30.1" E) at night; April 2018 at Passe en S reef (12° 52' 03.1" S-45° 16' 21.3" E) at night; December 2018 at Passe en S reef (12° 52' 06.1" S-45° 16' 25.4" E) at night.

Description. Small moray. Tan with longitudinal rows of brown blotches on body and bands on fins. Characteristic designs on the head with white bands and blotches on jaws and a dark brown band at rear edge of eye (Allen et al. 2003). Maximum size 47 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. South and East Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes, east to Society Islands and Marquesas Islands, north to Taiwan and southern Japan, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in reef crevices, mainly of seaward reef in 4 to 40 m depth (Allen et al. 2003). Feed on small fishes and crustaceans at night (Bacchet et al. 2006).

Pseudechidna brummeri (Bleeker, 1858)

White ribbon eel (EN);

Murène à ruban blanc (FR) (Figure 33)

Status at Mayotte

First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Fricke et al. (2018).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: October 2014 at Bandrélé reef on reef flat (12° 54' 33.1" S-45° 14' 19.3" E) at daytime; July 2016 on N'gouja reef flat (12° 57' 45.6" S-45° 04' 59.6" E) at daytime.

Observation by divers. Observed few times by Norbert Verneau. E.g.: on Titi Moya reef flat (12° 48' 08.2" S-45° 17' 22.2" E); October 2011 on Papani reef flat (12° 45' 34.7" S-45° 17' 23.4" E) at daytime.

Description. Long laterally compressed body. Pale brown to pale green with small dark spots on head. Narrow light blue to white margin on fins. Maximum size 103 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. East Africa, Mayotte and Madagascar east to Mariana Islands and Samoa, north to southern Japan, south to New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found on shallow bottoms on reef flats and lagoons, usually buried in sand or scree areas (Lieske and Myers 2005). Between 1 to 8 m depth (Allen et al. 2003). Feed mainly on fish and small crustaceans (Lieske and Myers 2005).

Rhinomuraena quaesita Garman, 1888

Ribbon Moray (EN); Murène ruban (FR)

(Figure 34)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and Allaria (2016).

Observation by the author. Observed rarely. Observed several times always in the same area. E.g.: June 2017 Bandrélé islet on reef flat (12° 53' 41.0" S-45° 13' 51.6" E) at daytime; December 2018 Bandrélé islet on reef flat (12° 53' 41.0" S-45° 13' 51.6" E) at daytime; June 2019 Passe en S (12° 52' 17.4" S-45° 16' 26.2" E) 12 m depth at daytime; July 2019 Passe en S (12° 52' 06.1" S-45° 16' 25.7" E) at 16 m depth at daytime.



Figure 32. *Gymnothorax zonipectis* at Passe en S reef ($12^{\circ} 52' 03.1''$ S- $45^{\circ} 16' 21.3''$ E; 12th April 2018; 19 h 17 min; 13 m depth).



Figure 33. Left: *Pseudechidna brummeri* at Bandrélé reef on reef flat ($12^{\circ} 54' 33.1''$ S- $45^{\circ} 14' 19.3''$ E; 8th October 2014; 9 h 13 min; < 1 m depth). Right: *P. brummeri* on N'gouja reef flat ($12^{\circ} 57' 45.6''$ S- $45^{\circ} 04' 59.6''$ E; 16th July 2016; 17 h 25 min; 3 m depth).



Figure 34. Left: *Rhinomuraena quaesita* male Bandrélé islet on reef flat ($12^{\circ} 53' 41.0''$ S- $45^{\circ} 13' 51.6''$ E; 4th June 2017; 11 h 38 min; 2.5 m depth). Right: *R. quaesita* juvenile Bandrélé islet on reef flat ($12^{\circ} 53' 41.0''$ S- $45^{\circ} 13' 51.6''$ E; 9th December 2018; 12 h 59 min; 2 m depth).

Description. Long laterally compressed body. Have three fleshy tentacles on the tip of its lower jaw, a single fleshy pointed projection at the tip of its snout, and tubular anterior nostrils ending in fanlike expansions. Juveniles are completely black with yellow on the dorsal fin and a little on the lower jaw. Female are nearly all yellow. Males are brilliant blue with yellow dorsal fin, snout, lower jaw, gill opening and iris. Maximum size 120 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. East Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes, east to Mariana Islands and Tuamotu Archipelago, Japan and Ogasawara Islands, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found between 1 to 67 m depth (Allen and Erdmann 2012) in the lagoon and seaward reefs. A secretive species normally hidden in sand or rubble, sometimes with only its head protruding. Feed mainly on fish (Lieske and Myers 2005).

Scuticaria tigrina (Lesson, 1828)

Tiger reef-eel (EN); Murène tigre (FR)
(Figure 35)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed very rarely. One time in August 2015 on Musicale beach reef (12° 55' 13.2" S-45° 11' 10.4" E) by the end of the day in 1.5 m depth.

Observation by divers. Two observations by Norbert Verneau in December 2004 at Badamiers reef (12° 45' 26.1" S-45° 16' 55.0" E) at night.

Description. Nearly cylindrical body with rounded snout and jaw. Head posterior to corner of mouth and body pale yellowish to light brown, with well-separated, irregularly round, dark brown spots of variable size. Head anterior to the corner of the mouth with many small dark brown



Figure 35. *Scuticaria tigrina* at Badamiers reef (12° 45' 26.1" S-45° 16' 55.0" E; December 2004; 1 m depth). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

spots. Maximum size about 140 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. East Africa, South Africa, Seychelles, Madagascar and western Mascarenes, east to Panama and Revillagigedo Archipelago, north to Taiwan, Kerama and Hawaiian islands, New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in lagoon and seaward reefs between rocks or coral. Extremely secretive (Lieske and Myers 2005). Maximum reported depth of 25 m (Allen and Erdmann 2012). Feed at night on other moray eel. Opportunistic scavenger observed feeding on the remains of a goat.

Strophidon sathete (Hamilton, 1822)

Giant slender moray (EN);
Murène fil géante (FR) (Figure 36)

Status at Mayotte. First record by Deliot (2000). Subsequently reported from Mayotte by Wickel and Jamon (2010) and Wickel et al. (2014).

Observation by the author. No observation. Observed very rarely.

Description. Body very elongate. Snout long, jaws of equal length. Eye small, close to the tip of



Figure 36. *Strophidon sathete*. Reproduced with permission from the Okinawa Commemorative National Government Park (Ocean Expo Park), Okinawa Churaumi Aquarium.

snout. Anterior nostril tubular; posterior above and slightly behind anterior margin of the eye. Grayish brown, paler ventrally, fins darker (Smith et al. 2019). Maximum size 394 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Madagascar and western Mascarenes, east to Mariana Islands and Society Islands, Japan, Australia and New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found on muddy bottoms near river mouths and bays between 0 to 15 m depth. Have been observed emerging vertically from a burrow (Lieske and Myers 2005). Feed mainly on a variety of small fishes and crustaceans.

Uropterygius micropterus (Bleeker, 1852)
Tidepool snake moray (EN);
Murène-serpent des mares (FR) (Figure 37)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.

Observation by divers. Observed very rarely. Observed few times by Norbert Verneau. E.g.: June 2013 on Titi Moya flat reef (12° 48' 08.4" S-45° 17' 10.7" E) at night.



Figure 37. *Uropterygius micropterus* on Titi Moya reef flat (12° 48' 08.4" S-45° 17' 10.7" E; 25th June 2013; 22 h 12 min; depth: 1 m). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

Description. Small moray eel. Light brown with irregular dark brown lines on upper two-thirds of head and body, partly interconnected to form a fine reticulum. Dorsal fin reduced. Maximum size about 25 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa and Madagascar, east to Phoenix Islands, north to Ryukyu Islands (Fricke et al. 2018). Found on rubble areas of intertidal reef flats, tide pools, and shallow reefs to a depth of 10 m (Smith et al. 2019). Feed on small crustaceans and probably on small fishes (Allen and Erdmann 2012).

Uropterygius nagoensis Hatooka, 1984
Nago snakemoray (EN);
Murène-serpent de Nago (FR) (Figure 38)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.

Observation by the author. Observed very rarely. One time in May 2017 Bandrélé islet reef (12° 53' 39.3" S-45° 13' 48.7" E) at night.

Description. Snout moderately long. Curved jaws with many dagger-like teeth. Eye closer to the tip of snout than to the rictus. Anterior nostril tubu-



Figure 38. *Uropterygius nagoensis* at Bandrélé islet reef (12° 53' 39.3" S-45° 13' 48.7" E; 25th May 2017; 21 h 21 min; 1.5 m depth).

lar; posterior nostril protruding above the anterior margin of the eye. Tan with large vertically aligned dark brown dendritic markings interconnected to form a thick reticular pattern. An irregular white band across interorbital space. Maximum size about 80 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red sea, western and central Pacific, Society and Solomon Islands, Japan, Taiwan, Papua New Guinea and Australia (Smith et al. 2019). Secretive, found in caves and crevices of fringing reefs at depths of 3 to 30 m depth (Allen and Erdmann 2012; Smith et al. 2019). Tooth shape of this species indicates a piscivore diet.

***Uropterygius polyspilus* (Regan, 1909)**

Large-spotted snake moray (EN);
Murène-serpent tachetée (FR) (Figure 39)

Status at Mayotte. One record from Mayotte in Böhlke and Randall (2000).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: June 2016 Tsingoni beach reef (12° 47' 16.2" S-45° 05' 31.7" E) at night; December 2016 Sakouli beach reef (12° 53' 18.0" S-45° 12' 58.7" E) at night; May 2018 Fanou beach reef (12° 43' 13.6" S-45° 02' 23.6" E) at night; May 2018 Tsingoni beach reef (12° 47' 16.7" S-45° 05' 34.8" E) at night.

Description. Small moray. Tan to white, with rounded dark brown spots. Spots on head smaller than those on body. Nostrils white. Sometimes with a white area on the snout between the nostrils. Maximum size at least 78 cm TL (Smith et al. 2019).

Distribution and ecology. Red Sea, Zanzibar, Comoro Islands, Seychelles, Chagos Archipelago, Australia, Vietnam, Philippines, Caroline Islands, Hawaiian Islands, Johnston Island, Samoa Islands, Line Islands, and Society Islands. Found on reef flats and coral reefs at depth of 18 m depth (Smith et al. 2019). Feed on shrimps and fishes (Bacchet et al. 2006).

***Uropterygius* sp. (undescribed)**
(Figure 40)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by the author. Observed very rarely. One time in February 2018 at Chanfi beach reef (12° 45' 19.3" S-45° 03' 32.8" E) at night.

Observation by divers. Observed by Nicolas Bouteiller in January 2020 Sakouli beach reef flat (12° 53' 15.9" S-45° 13' 00.2" E) at night, and by Frederic Ducarme in December 2020 in the S passe at around 10 m depth (12° 52' 17.4" S-45° 16' 24.4" E) at night.

Description. Rounded snout and jaw. Eye above the middle of the jaw. Grey iris. Anterior nostrils large and tubular, slightly protruding. Posterior nostril large and less protruding above anterior margin of the eye. Body almost cylindrical without dorsal fins. Color variable from blue gray speckled to light brown speckled. Estimated size between 100 to 130 cm TL.

Distribution and ecology. Seems to occur on several localities like Dar es Salaam (Tanzania) and Mombasa (Kenya) (2019 pers. comm. A Sutton);

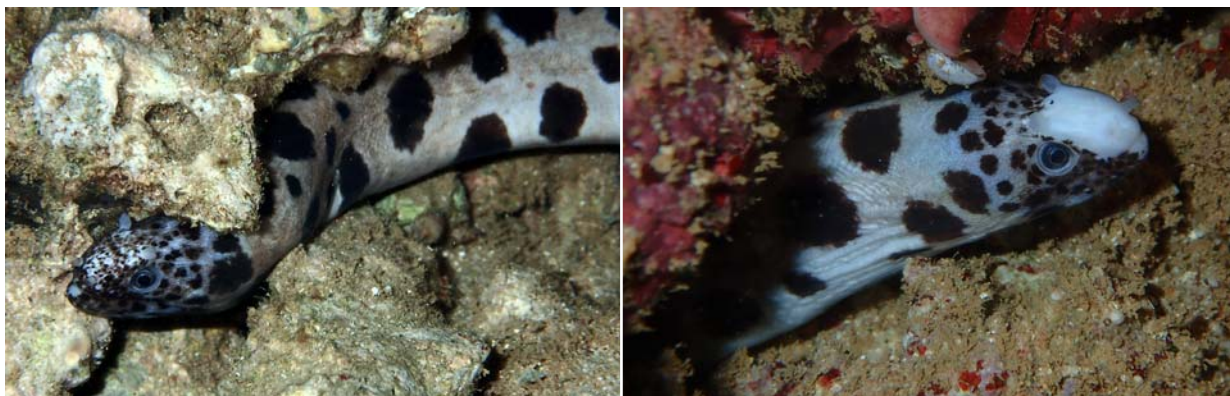


Figure 39. *Uropterygius polypilus* different head pattern, Tsingoni beach reef (12° 47' 16.2" S-45° 05' 31.7" E; 30th June 2016; 20 h 38 min; 5 m depth).



Figure 40. Left: *Uropterygius* sp. deformed head, at Chanfi beach reef (12° 45' 19.3" S-45° 03' 32.8" E; 27th February 2018; 21 h 14 min; 2.5 m depth). Right: *Uropterygius* sp. on Sakouli beach reef flat (12° 53' 15.9" S-45° 13' 00.2" E; 27th January 2020; 22 h 33 min; depth: 2 m). Reproduced with permission from Nicolas Bouteiller.

Maldives (at 5 m depth, 2018 pers. comm. S Weinberg); Mauritius (visible in a video posted by the ProDive Mauritius Dive Center in 2015). Secretive. Freeze when approached. Seem to live in crevices of coral reefs or on reef flats between 2 to 20 m depth.

‘Appears to have short rounded teeth although these eels never open their mouths very wide so it is difficult to tell. We can only presume that this moray feeds on either crustaceans or mollusks but this could be completely wrong’ (2019 pers. comm. A Sutton).

Family Ophichthidae

Brachysomophis crocodilinus (Bennett, 1833)
Crocodile snake eel (EN);
Anguille-serpent crocodile (FR) (Figure 41)

Status at Mayotte. No record prior to this study.

Observation by divers. Observed very rarely. One time by Norbert Verneau in September 2006 on Papani beach coral sand (12° 46' 25.3" S-45° 17' 41.9" E) at daytime.



Figure 41. *Brachysomophis crocodilinus* on Papani beach coral sand (12° 46' 25.3" S-45° 17' 41.9" E; September 2006; 13 h; 2 m depth). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

Description. Eyes small, same color as rest of the head, and placed towards the front of the mouth. Protuberances on the lips (Lieske and Myers 2005). Snout very short but jaws elongated. Anterior nostril in a very short tube in upper lip. Lateral-line pores and temporal pores typically in dark spots; irregularly arranged smaller dark spots on flank between lateral line and dorsal fin of larger specimens (McCosker and Randall 2001). Maximum size 120 cm TL (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. East Africa, Madagascar and Mascarenes, east to Johnston Atoll and Society islands, Japan and Australia (Fricke et al. 2018). Generally found in shallow lagoon sand, rock and broken coral substrates at depths of 0-2 m, but distributed from 0 to 30 m depth (McCosker and Randall 2001). Remain buried in sand with only the eyes protruding where it waits to ambush fish (Lieske and Myers 2005).

Brachysomophis henshawi

Jordan and Snyder, 1904

Reptilian Snake Eel (EN);

Anguille-serpent de Henshaw (FR) (Figure 42)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observations. Observed very rarely. Once by Daniel Budet before 2016 on Passe en S sand dune (12° 52' 01.5" S-45° 16' 20.2" E) at daytime.

Description. Head flattened except for an abrupt depression behind the eye. Color variable from mottled red to yellowish or whitish (Allen et al. 2003). Snout short and jaws elongate. Nostrils in short tubes in upper lip and closely associated. Flesh above and behind eye laterally elevated as a ridge. Head pores and lateral-line pores apparent (McCosker and Randall 2001). Maximum size 120 cm TL (Bacchet et al. 2006).

Distribution and ecology. Indo-Pacific. Arabian sea to Hawaii, Marquesas and Society islands, French Polynesia, Japan to Coral Sea (Allen et al. 2003). Found over sandy areas, usually near or within coral or rocky reefs at depths from 1 to 35 m (McCosker and Randall 2001). Remain buried in sand with only the head protruding to ambush prey (Allen et al. 2003). Feed on fishes and crustaceans (Bacchet et al. 2006).

Callechelys marmorata (Bleeker, 1854)

Marbled snake eel (EN);

Anguille-serpent marbrée (FR) (Figure 43)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: March 2016 Badamiers beach coral sand (12° 45' 33.8" S-45° 17' 28.7" E) at daytime; May 2017 Passe en S sand (12° 52' 01.5" S-45° 16' 20.2" E) at daytime; January 2018 Passe des îles Choizil on coral sand (12° 43' 05.2" S-44° 59' 30.4" E) at daytime.

Description. Yellowish with numerous black spots and blotches. Short head, overhanging snout with prominent tubular nostrils. Elongated pupils. No pectoral fins. Maximum size 90 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Aldabra, Madagascar and western Mascarenes, east to Society and Marquesas islands, north to Taiwan, south to New Caledonia (Fricke et al. 2018). Found in shallow areas, beneath loose gravel and sand (Lieske and Myers 2005) at depths from 0 to 37 m (McCosker 1998). Also seen in lagoons and seaward sand patches, solitary, buried in sand with only the head protruding (Allen and Erdmann 2012).



Figure 42. *Brachysomophis henshawi* on Passe en S sand dune (12° 52' 01.5" S-45° 16' 20.2" E, at daytime). Reproduced with permission from Daniel Budet.

Myrichthys colubrinus (Boddaert, 1781)
Harlequin snake eel (EN);
Anguille-serpent annelée (FR) (Figure 44)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010). Subsequently reported from Mayotte by Wickel et al. (2014) and by Allaria (2016).

Observation by the author. Observed rarely. E.g.: October 2014 Bandrélé reef on reef flat (12° 54' 33.1" S-45° 14' 19.3" E) at daytime; April 2017 Sada islet reef flat (12° 50' 51.0" S-45° 05' 18.2" E) at night.

Description. White with brown to black bars (with black spots between bars in young individuals). Overhanging snout with tubular nostrils. Maximum size 90 cm TL (Allen et al. 2003). Resembles the venomous sea snake *Laticauda colubrina*, but is entirely harmless (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Red Sea, East Africa, Seychelles, Comoros, Madagascar and Mascarenes, east to Johnston Atoll and Society is-

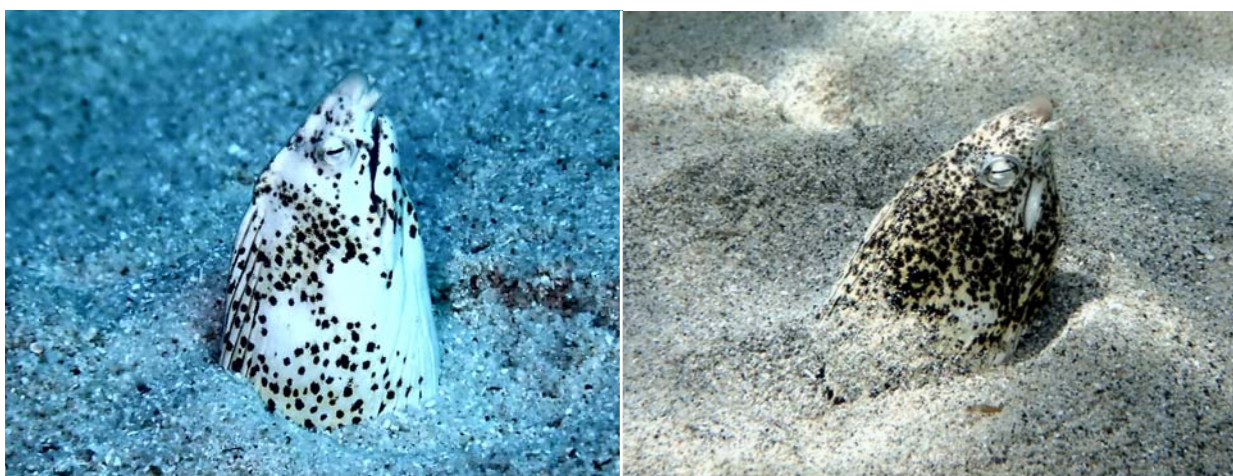


Figure 43. Left: *Callechelys marmorata* on Badamiers beach coral sand of tide pool (12° 45' 33.8" S-45° 17' 28.7" E; 12th March 2016; 13 h 55 min; depth: 1 m). Right: *C. marmorata* at Passe des îles Choizil on coral sand (12° 43' 05.2" S-44° 59' 30.4" E; 19th January 2018; 15 h; 16 m depth).



Figure 44. Left: *Myrichthys colubrinus* at Bandrélé reef on sandy reef flat ($12^{\circ} 54' 33.1''$ S- $45^{\circ} 14' 19.3''$ E; 8th October 2014; 9 h 24 min; depth: < 1 m). Right: *M. colubrinus* on Sada islet reef flat ($12^{\circ} 50' 51.0''$ S- $45^{\circ} 05' 18.2''$ E; 23th April 2017; 19 h 42 min; < 1 m depth).

lands, north to Ryukyu and Ogasawara islands, Australia (Fricke et al. 2018). Found in shallow sandy flats and seagrass beds (Lieske and Myers 2005). Occurs from 0 to 35 m depth. Feed on small fishes and crustaceans (Bacchet et al. 2006).

***Myrichthys maculosus* (Cuvier, 1816)**

Spotted Snake Eel (EN);

Anguille-serpent maculée (FR) (Figure 45)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel et al. (2014).

Observation by the author. Observed commonly. E.g.: March 2015 on Sakouli reef flat ($12^{\circ} 53' 19.6''$ S- $45^{\circ} 12' 54.2''$ E) at night; February 2016 White sand islet reef ($12^{\circ} 59' 10.5''$ S- $45^{\circ} 12' 52.7''$ E) at daytime; November 2016 Passe en S reef ($12^{\circ} 52' 09.1''$ S- $45^{\circ} 16' 30.1''$ E) at night; May 2017 Bandrélé islet reef flat ($12^{\circ} 53' 55.0''$ S- $45^{\circ} 13' 44.8''$ E) at daytime; November 2017 Sakouli beach reef flat ($12^{\circ} 53' 17.5''$ S- $45^{\circ} 12' 53.3''$ E) at night.

Description. Yellowish to cream with large dark oval spots. Overhanging snout with long tubular nostrils. Small pectoral fins. Maximum size 100

cm TL (Allen et al. 2003). Smaller and more numerous spots with age (Lieske and Myers 2005).

Distribution and ecology. Red Sea, East and South Africa, Aldabra, Madagascar and Mascarenes, east to Panama (except for Hawaiian Islands), Japan, Ogasawara Islands and Midway Atoll, Australia, Lord Howe and Kermadec Islands (Fricke et al. 2018). Found in sandy areas of reef flats, lagoons, and seaward reefs at depths from 0 to 262 m. Lives buried in the sand, more commonly observed at night (Lieske and Myers 2005). Feed on small fishes and crustaceans (Bacchet et al. 2006).

***Ophichthus altipennis* (Kaup, 1856)**

Highfin snake eel (EN) (Figure 46)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.

Observation by the author. Observed very rarely. Two times: April 2018 3 Baobabs beach sand ($12^{\circ} 56' 48.2''$ S- $45^{\circ} 05' 58.1''$ E) at night; June 2019 N'gouja beach sand ($12^{\circ} 57' 47.1''$ S- $45^{\circ} 05' 03.1''$ E) at night.



Figure 45. Left: *Myrichthys maculosus* on Bandrélé islet reef flat ($12^{\circ} 53' 55.0''$ S- $45^{\circ} 13' 44.8''$ E; 26th May 2017; 11 h 17 min; depth: 2 m). Right: *M. maculosus* at White sand islet reef ($12^{\circ} 59' 10.5''$ S- $45^{\circ} 12' 52.7''$ E; 28th February 2016; 13 h 34 min; 1.5 m depth).



Figure 46. *Ophichthus altipennis* on 3 Baobabs beach sand ($12^{\circ} 56' 48.2''$ S- $45^{\circ} 05' 58.1''$ E; 27th April 2018; 23 h 31 min; depth: 1 m). Left: left side of the head; right: right side of the head.

Description. Color tan to brown. Pectoral fins dark but those of smaller specimens may be clear. A prominent pale spot before eye and a smaller pale spot on snout above anterior nostril. Barbels prominent along ventral margin of upper lip, one beneath the anterior margin of the eye, the other midway between it and the base of the anterior nostril. Maximum size 120 cm TL (Bacchet et al. 2006).

Distribution and ecology. Indo-Pacific: Australia, French Polynesia, Indonesia, Japan, the Marshall Islands, Malaysia, the Philippines, and Papua New Guinea (McCosker and Randall 2002). Benthic and burrowing species which occurs over soft bottoms of inshore waters (Hoese et al. 2006) at depths between 1 to 40 m (McCosker and Randall 2002). Often buried in sand with only the head protruding (Allen and Erdmann 2012).

Feeds on cephalopodes, crustaceans, and small fishes (Bacchet et al. 2006).

Ophichthus bonaparti (Kaup, 1856)

Napoleon Snake Eel (EN);

Anguille-serpent de Napoléon (FR) (Figure 47)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Fouquet (2000). Subsequently reported from Mayotte by Wickel and Jamon (2010) and Wickel et al. (2014).

Observations. Observed very rarely. Two observations by Norbert Verneau on Musicale beach ($12^{\circ} 55' 09.7''$ S- $45^{\circ} 11' 09.7''$ E) by the end of the day and in Badamiers sand lagoon (3 m depth).

Description. Dirty white with dark brown encircling bars and occasional spots between. Head has dark-edge bronze spots and blotches. Maximum size 75 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. Indo-Pacific: East and South Africa, Mauritius, Indonesia, Society Islands, Japan, south to Australia (Allen et al. 2003). Found in sand flats of lagoon and seaward reefs to depths greater than 20 m (Myers 1999). Often buried in sand with only the head protrud-



Figure 47. *Ophichthus bonaparti* at Musicale beach ($12^{\circ} 55' 07.8''$ S- $45^{\circ} 11' 07.9''$ E; 3 m depth). Reproduced with permission from Norbert Verneau.

ing. Feed on small fishes, and probably crustaceans (Bacchet et al. 2006).

Pisodonophis cancrivorus (Richardson, 1848)

Longfin snake eel (EN);

Serpenton à longue nageoire (FR) (Figure 48)

Status at Mayotte. Never recorded prior to this study.

Observation by the author. Observed very rarely. One time in November 2018 at Airport seaward reef ($12^{\circ} 49' 08.3''$ S- $45^{\circ} 17' 32.3''$ E) at night.

Description. Gray to brown, covered with skin wrinkles highlighted by pale and darker shades. Overhanging snout with tubular nostriles. Cylindrical body, compressed only along extreme tail tip. Maximum size 75 cm TL (Allen et al. 2003).

Distribution and ecology. Indo-pacific: Red Sea, East and South Africa, Madagascar and western Mascarenes, east to French Polynesia, Japan, Australia (Fricke et al. 2018). Occur in lagoons and estuaries, entering freshwater. Found in coastal sand and silt patches in 1 to 25 m depth. Often buried in sand with only the head protruding (Allen et al. 2003).



Figure 48. *Pisodonophis cancrivorus* at Airport seaward reef on sandy bottom ($12^{\circ} 49' 08.3''$ S- $45^{\circ} 17' 32.3''$ E; 30th November 2018; 18 h 38 min; 12 m depth).

Family Synphobranchidae

Meadia abyssalis (Kamohara, 1938)
Abyssal cutthroat eel (EN);
anguille fardée abyssale (FR) (Figure 49)

Status at Mayotte. First record from Mayotte by Wickel and Jamon (2010) from fisherman observations.

Observation by the author. No observation. Observed very rarely, by fishermen.

Description. Body color gray to black, pale below. Upper jaw longer than lower jaw. Rictus posterior to eye. Anterior nostril tubular, posterior nostril a hole anterior from the eye. Pectoral fin well developed. Dorsal fin originating posterior from the anus (Lai 2017). Maximum size 73 cm TL (Masuda et al. 1984).

Distribution and ecology. Indo-Pacific: Reunion, Mauritius, southern Japan, Hancock Seamount, and the Hawaiian and Society islands. Off Southern Brazil (Bernardes et al. 2005). Occurs on the continental slope. Benthopelagic species at depth ranging from 100 to 329 m (Mundy 2005).



Figure 49. *Meadia abyssalis*. Taken from <https://www.ncei.noaa.gov/waf/oceanos-animal-guide/Synphobranchidae/011.html>.

DISCUSSION

This illustrated checklist provides an up-to-date census of Anguilliformes of Mayotte lagoon. A total of 47 species were recorded combining literature data, my own underwater visual censuses, and records from other divers. Fourteen new species for Mayotte were recorded. Although the presence of some of these species had already been suspected, no observations had been made. These new observations, therefore, improved our knowledge of this understudied group and provide new locality data for some species. Some observations are of particular interest, such as *Uropterygius nagoensis*, which was only known from the Western Pacific Ocean (Smith et al. 2019), and a new species of *Uropterygius* yet to describe which seems to occur in a large area of the West Indian Ocean. More intensive survey and further identification by morphological characteristics and DNA analysis will be useful to clarify this point.

In Mayotte, Anguilliformes are dominated by the Family Muraenidae, which globally represent only around 25% of all Anguilliformes (ca. 202 Muraenidae out of 820 Anguilliforms). This could be an observational bias due to the behavior of this group, which is more diurnal and inclined to come out of its hiding place compared to other families like Ophichtidae, the second most common representative of Anguilliformes that lives hidden most of the day. The low rate of observation of two freshwater species of Anguillidae could be due to the rarity of these species but also to the lack of research in inland streams. Thus, there is a need to focus also on these habitats of Mayotte to reveal the true extent of its distribution.

The proportion of Muraenidae among all fish species of Mayotte (3.82%) is close to that of the other islands of the region like Réunion and Mauritius. Even if the proportion of Muraenidae found in Mayotte is close to the proportions found in

other islands in the Western Indian Ocean, the number of reef fish species in Mayotte still seems to be underestimated. This is especially true as some pictures have not been kept because of their lack of clarity to identify the species. I personally identified several species new to the Mayotte lagoon in other taxa, and most of these observations were implemented in the TSIONO database (<https://www.tsiono.fr>), a participative observation network managed by the Parc Naturel Marin de Mayotte. Therefore, a lot of new discoveries remain to be made on this forgotten part of the world and research project should be developed to increase the survey effort on different marine groups. Using citizen science, such as taking pictures of encountered species, could really help identify the species community in a region. Nevertheless, even if photography may be a good method to avoid sampling, it may not be sufficient for species with cryptic morphological criteria, but it could highlight this part of the globe for future research. Thus, these observations need to be taken with care and should be confirmed with sampled specimens or tissues. Gathering knowledge could also help to understand the impact of recent volcanic activity close to Mayotte (Cesca et al. 2020) and the global warming on fish populations (Overland et al. 2010; Alfonso et al. 2021).

ACKNOWLEDGEMENTS

First, I thank Norbert Verneau for providing essential data, advice, and good pictures. I thank Frederic Ducarme, Yannick Stefan and Nicolas Bouteiller for providing observations and for sharing time with me underwater. I am also thankful to Daniel Budet and Pierre Valade for sharing their photos and data. A special thanks to Stephane Lapos, Baptiste Vernier, Daniel Hauck, Paul Deparis and many other for spending hours with me underwater. Thanks to Oliver Hawlitschek for the proofreading and comments. And

finally, I would like to thank my wife for letting me spend more than 352 h underwater and not be worried when I spent three consecutive hours in water at night. I also thank Alan Sutton is an underwater photographer and writer at Seaunseen (<https://seaunseen.com/granite-moray-eel/>), and Steve Weinberg holds a PhD at the University of Amsterdam (1979), writer and photographer, specialist in the underwater world and travel, author of over 30 books and about 600 mazine articles (<http://www.weinberg.lu/biographie-de-steven-weinberg>). Finally, I thank all the diving clubs that brought me to the amazing dive sites, and the first Hippocampe plongée, Lagon Maore, Happy Divers, Jolly Roger, Abalone plongée and Nyamba club.

REFERENCES

- ALFONSO S, GESTO M, SADOUL B. 2021. Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. *J Fish Biol.* 98: 1496-1508.
- ALLARIA M. 2016. Poissons de Mayotte. Guide Océan Indien. 388 p.
- ALLEN GR, ERDMANN MV. 2012. Reef fishes of the East Indies. Volumes I-III. Perth, Australia: University of Hawai'i Press, Tropical Reef Research.
- ALLEN G, STEENE R, HUMANN P, DELOACH N. 2003. Reef fish identification. Tropical Pacific. Florida: New World Publications. 480 p.
- AMIRAULT G, LAMALFA-DIAZ M, SOUMILLE O. 2020. ZNIEFF inventories (Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) INPN (Inventaire National du Patrimoine Naturel). <https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/060000026>.
- BACCHET P, ZYSMAN T, LEFÈVRE Y. 2006. Guide des poissons de Tahiti et ses îles. Tahiti (Polynésie Française): Éditions Au Vent des Îles. 608 p.

- BERNARDES RÁ, DE FIGUEIREDO JL, RODRIGUES AR, FISCHER LG, VOOREN CM, HAIMOVICI M, ROSSI-WONGTSCHOWSKI CLDB. 2005. Peixes de zona econômica exclusiva da região sudeste-sul do Brasil: levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 295 p.
- BÖHLKE EB, RANDALL JE. 2000. A review of the Moray eels (Anguilliformes: Muraenidae) of the Hawaiian Islands, with descriptions of two new species. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. Vol. 150. p. 203-278.
- BRAY DJ. 2020a. *Coloconger scholesi* in *Fishes of Australia*. [accessed 2020 April 27]. <https://fishesofaustralia.net.au/home/species/3452>.
- BRAY DJ. 2020b. *Muraenesox bagio* in *Fishes of Australia*. [accessed 29 April 2020]. <https://fishesofaustralia.net.au/home/species/2042>.
- CASTLE PHJ. 1986. Congridae. In: SMITH MM, HEEMSTRA PC, editors. *Smiths' sea fishes*. Berlin: Springer-Verlag. p. 161-165.
- CESCA S, LETORT J, RAZAFINDRAKOTO HNT, HEIMANN S, RIVALTA E, ISKEN MP, DAHM T. 2020. Drainage of a deepmagma reservoir near Mayotte inferred from seismicity and deformation. *Nat Geosci*. 13 (1): 87-93. doi:10.1038/s41561-019-0505-5
- CHEN H-M, SHAO K-T, CHEN CT. 1994. A review of the muraenid eels (Family Muraenidae) from Taiwan with descriptions of twelve new records. *Zool Stud*. 33 (1): 44-64.
- DELIOT G. 2000. Premier inventaire ichtyologique des zones de fonds de baies de l'île de Mayotte 'secteur à mangrove' (océan Indien-canal du Mozambique-Archipel des Comores). Service des Pêches et de l'Environnement Marin. Université du Littoral Côte d'Opale. 37 p.
- DORIS. 2020. Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques. [accessed 2020 September]. <https://doris.ffessm.fr>.
- FAHMI M. 2015. Short communication conservation genetic of tropical eel in Indonesian Waters based on population genetic study. *Proceedings National Seminar of Biodiversity Community of Indonesia*. p 38-43.
- FOUQUET P. 2000. Situation de la pêche artisanale à Mayotte en l'an 2000. Analyse statistique du système de suivi de l'activité halieutique (janvier 1997-juin 2000). *Rapport SPEM/DAF*. 67 p.
- FOURMANOIR P. 1954. Ichtyologie et pêche aux Comores. *Mémoires de l'Institut scientifique de Madagascar*. Série A. Tome 9: 187-238.
- FRICKE R, KULBICKI M, WANTIEZ L. 2011. Checklist of the fishes of New Caledonia, and their distribution in the Southwest Pacific Ocean (Pisces). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie*. 4: 341-463.
- FRICKE R, MAHAFINA J, BEHIVOKÉ F, JAONALISON H, LÉOPOLD M, PONTON D. 2018. Annotated checklist of the fishes of Madagascar, southwestern Indian Ocean, with 158 new records. *FishTaxa*. 3 (1): 1-432.
- FROESE R, PAULY D. 2020. FishBase. Anguilliformes. *World Register of Marine Species*. [accessed 2020 April 20]. <https://www.marine-species.org/aphia.php?p=taxdetails&id=10295>.
- HOESE DF, BRAY DJ, PAXTON JR, ALLEN GR. 2006. *Fishes*. In: BEASLEY OL, WELLS A, editors. *Zoological catalogue of Australia*. Vol. 35. Australia. ABRIS & CSIRO Publishing. 2178 p.
- HORTON T, KROH A, AHYONG S, BAILLY N, BIELER R, BOYKO CB, BRANDÃO SN, GOFAS S, HOOPER JNA, HERNANDEZ F, et al. 2020. *World Register of Marine Species*. [accessed 2020 September 10]. <http://www.marinespecies.org>. doi:10.14284/170
- [INSEE] INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE ET DEUS ÉTUDES ÉCONOMIQUES. 2021. [accessed 2021 March]. <https://www.insee.fr/fr/statistiques>.
- KARRER C. 1982. Anguilliformes du Canal de Mozambique (Pisces, Teleostei). *Faune Tropicale* 23: 1-116.

- KEITH P, MARQUET G, VALADE P, BOSCH P, VIGNEUX E. 2006. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce des Comores, Mascareignes et Seychelles. Publications scientifiques du MNHN, Patrimoine Naturels. 65. 250 p.
- LAI K. 2017. The National Checklist of Taiwan. Taiwan biodiversity information facility (TaiBIF). Checklist dataset. [accessed 2020 May 13]. doi:10.15468/auw1kd
- LETOURNEUR Y, MAGGIORANI J-M. 1995. Effets de la mise en réserve de la passe en S (Ile de Mayotte) sur les peuplements et populations de poissons. Rapport Neptune Services, La Réunion & Service des Pêches, Mayotte. 24 p.
- LIESKE E, MYERS RF. 2005. Guide des poissons des récifs coralliens. Les guides du naturaliste. Delachaux et Niestlé. 398 p.
- MASUDA H, AMAOKA K, ARAGA C, UYENO T, YOSHINO T. 1984. The fishes of the Japanese Archipelago. Vol. 1. Tokyo: Tokai University Press. 437 p.
- MCCOSKER JE. 1998. A revision of the snake-eel genus *Callechelys* (Anguilliformes: Ophichthidae) with the description of two new Indo-Pacific species and a new *Callechelys* genus. Proc Calif Acad Sci. 50 (7): 185-215.
- MCCOSKER JE, RANDALL JE. 2001. Revision of the snake-eel genus *Brachysomophis* (Anguilliformes: Ophichthidae), with description of two new species and comments on the species of *Mystriophis*. Indo-Pac Fish. (33): 1-32.
- MCCOSKER JE, RANDALL JE. 2002. *Ophichthys melanochir* Bleeker, 1865, a junior synonym of the highfin snake eel *Ophichthus altipennis* (Kaup, 1856). Copeia. 3: 798-799.
- MICHON L. 2016. The volcanism of the Comores archipelago integrated at a regional scale. In: BACHELERY P, LÉNAT J-F, DI MURO A, MICHON L, editors. Active volcanoes of the Southwest Indian Ocean: Piton de la Fournaise and Karthala. Active volcanoes of the World. Springer-Verlag. p. 233-244.
- MNHN-OFB, ed. 2020. National inventory of natural heritage (INPN). Muséum National d'Histoire Naturelle. [accessed 2020 October 14]. <https://inpn.mnhn.fr>.
- MUNDY BC. 2005. Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago. Bishop Mus Bull Zool (6): 1-704.
- MYERS RF. 1991. Micronesian reef fishes. 2nd ed. Barrigada: Coral Graphics. 298 p.
- MYERS RF. 1999. Micronesian reef fishes: a comprehensive guide to the coral reef fishes of Micronesia. 3rd ed. Barrigada: Coral Graphics. 330 p.
- OVERLAND JE, ALHEIT J, BAKUN A, HURRELL JW, MACKAS DL, MILLER AJ. 2010. Climate controls on marine ecosystems and fish populations. J Mar Sys. 79: 305-315.
- RANDALL JE. 2005. Reef and shore fishes of the South Pacific. New Caledonia to Tahiti and the Pitcairn Islands. Honolulu: University of Hawaii Press. 720 p.
- SMITH DG. 1997. Muraenesocidae. Pike congers. In: CARPENTER KE, NIEM VH, editors. FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the WCP. Vol. 3. Batoid fishes, chimaeras and bony fishes part 1 (Elopidae to Linophrynidae). Rome: FAO. p. 1673-1677.
- SMITH DG. 1999. Congridae. Conger eels. In: CARPENTER KE, NIEM VH, editors. FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the WCP. Vol. 3. Batoid fishes, chimaeras and bony fishes part 1 (Elopidae to Linophrynidae). Rome: FAO. p. 1680-1686.
- SMITH DG, BOGORODSKY SV, MAL AO, ALPERMANN TJ. 2019. Review of the moray eels (Anguilliformes: Muraenidae) of the Red Sea, with description of a new species. Zootaxa. 4704 (1): 1-87.
- TALWAR PK, JHINGRAN AG. 1991. Inland fishes of India and adjacent countries. Vol. 1. Rotterdam: A.A. Balkema. 541 p.
- WICKEL J. 2004. Inventaire des poissons, scléractiniaires et mammifères marins identifiés à Mayotte (Océan Indien). Rapport DAF/

- SPEM. 21 p.
- WICKEL J, JAMON A. 2010. Inventaire taxonomique actualisé des poissons marins de l'île de Mayotte et des bancs récifaux de Geysers-Zélée, Canal de Mozambique. Liste révisée des espèces et élaboration d'une base de données fonctionnelle. Rapport LAGONIA/APNEE-Aquarium de la Réunion. 34 p.
- WICKEL J, JAMON A, PINAULT M, DURVILLE P, CHABANET P. 2014. Composition et structure des peuplements ichtyologiques marins de l'île de Mayotte (sud-ouest de l'océan Indien). *Cybium*. 38 (3): 179-203.
- YAMADA U, SHIRAI S, IRIE T, TOKIMURA M, DENG S, ZHENG Y, LI C, KIM YU, KIM YS. 1995. Names and illustrations of fishes from the East China Sea and the Yellow Sea. Tokyo: Overseas Fishery Cooperation Foundation. 288 p.

NOTE OF APPRECIATION

The quality of the papers in this journal depends a great deal on the efforts of those who agree to act as critical readers of manuscripts. Peer review is a crucial step in the scientific process that takes time for which the Editorial Committee gratefully acknowledge the following people who helped us during 2021.

Abdo de la Parra, María I.
Aguinaga, Oscar
Appleyard, Sharon A.
Arancibia, Hugo
Arias, Andrés H.
Barbini, Santiago
Belleggia, Mauro
Cairns, Stephen D.
Cardich, Jorge
Cardoso, Luis G.
Carranza Espinal, Edgar O.
Collado, Gonzalo A.
Cubillos, Luis
de Carvalho, Cássia
Díaz de Astarloa, Juan M.
Fossette-Halot, Sabrina
Gafor, Imad M.
Giberto, Diego A.
Gonçalves, María I.
Gray, Charles
Ibarra, Mauricio
Klarian, Sebastián A.
Lamas, Daniela
Lenzi, Javier
López Cazorla, Andrea
Magnone, Larisa
McCosker, John E.

Morsan, Enrique
Muniz, Maciel Pablo
O'Brien, Todd
Oliveira, Claudio
Paesch Urtasun, Laura A.
Peixoto, Ualerson I.
Pignatti, Johannes
Puccinelli, Eleonora
Radonic, Mariela
Rahman, Mosaddequr M.
Reyes Gatjens, Virginia
Rodríguez, Diego
Ruarte, Claudio
Salas Pinel, Fiorella
Schejter, Laura
Schwamborn, Ralf
Signorelli, Javier H.
Smith, David G.
Valenciano Salazar, Jorge A.
Varisco, Martín
Vasconcelos-Filho, Jonas E.
Vega-Cendejas, María Eugenia
Vélez-Rubio, Gabriela
Waya, Antonio
Yustian, Indra
Zelaya, Diego

AUTHOR GUIDELINES

GENERAL CONSIDERATIONS

Peer review

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

Use of word processing software

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

Structure

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

Submission

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

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

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

Tables, figures and photographs

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

REFERENCES

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

ACCEPTANCE OF A MANUSCRIPT FOR PUBLICATION

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

Contents

Editorial's corner

Citizen science <i>Editorial Committee</i>	5
------------------------------------------------------	---

Original research papers

Evaluación de la densidad de cultivo sobre el crecimiento y supervivencia de larvas de chita <i>Anisotremus scapularis</i> (Tschudi, 1846) en laboratorio <i>Angélica Castro Fuentes, Noemi Cota, Melissa Montes y Lili Carrera</i>	7
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---

Captura potencial y efectiva de la fauna macro-bentónica asociada al Área Central (43° 30' S-48° S) de pesca de centolla (<i>Lithodes santolla</i>) en la Argentina <i>Esteban Gaitán, Cecilia Mauna, Carla Firpo, Pablo Lértora y Valeria Mango</i>	19
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Efectos del metabisulfito de sodio sobre la actividad y composición proteásica de los extractos enzimáticos del langostino <i>Pleoticus muelleri</i> <i>Clara Liebana, Analía V. Fernández-Giménez y Nair de los Ángeles Pereira</i>	39
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Beneficios económicos provenientes de servicios ecosistémicos del Área Marina de Manejo Montes Submarinos (AMM MS), Costa Rica <i>Mary Luz Moreno Díaz y Keylin Jiménez Elizondo</i>	49
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Trophic ecology of Patagonian flounder <i>Paralichthys patagonicus</i> (Jordan, 1889) in the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem <i>Gonzalo H. Troccoli, Andrés C. Milessi, Noemí Marí, Daniel Figueroa and Agustín M. De Wysiecki</i>	67
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Alimentación de los lenguados <i>Cyclopsetta querna</i> y <i>Syacium latifrons</i> en la costa de Jalisco y Colima, México <i>Mirella Saucedo Lozano, Luz E. Rodríguez Ibarra, Víctor Landa Jaime, Irma I. Guerrero Saucedo y Jesús Emilio Michel Morfin</i>	81
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Notes

Baseline data of the presence of meso and microplastics in the digestive tract of a commercially important teleost fish from the Río de la Plata Estuary System (Southwest Atlantic Ocean) <i>M. Agustina Mandiola, Ramiro Bagnato, Joaquín C. M. Gana, M. Carolina De León, Mariela Dassis, Diego Albareda and Pablo Denuncio</i>	103
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Benthic invertebrates collected by the RV 'Walther Herwig I and II' in the Southwestern Atlantic Ocean (1966-1978): a review of the Zoological Museum of Hamburg invertebrates collection <i>Alvar Carranza, Pablo Limongi and Andreas Schmidt-Rhaesa</i>	115
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Citizen sciences

Illustrated checklist of Anguilliformes (Pisces, Teleostei) of the lagoon of Mayotte (West Indian Ocean) with 14 new records <i>Rémy Eudeline</i>	123
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Note of appreciation <i>Editorial Committee</i>	163
-----------------------------------------------------------	-----