

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

Marine and
Fishery Sciences
MAFIS

formerly *Revista de Investigación
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 32 (2), July-December 2019



Mar del Plata, Argentina

Journal of the
INIDEP
INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN
Y DESARROLLO PESQUERO

Marine and Fishery Sciences

Formerly *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*

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

Honorary Editor

Enrique E. Boschi

Editor-in-Chief

Eddie O. Aristizabal Abud

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

Co-Editor-in-Chief

Marcela L. Ivanovic

(Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)

Associate Editors

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

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

International Scientific Board

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

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

Secretary

Paula E. Israilson

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

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

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

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



Ministerio de Agricultura,
Ganadería y Pesca
Argentina

República Argentina

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



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

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

First edition: July-December 2019

First print: 250 copies

Printed in Argentina

Layout and design: Paula E. Israilson

Printed by INIDEP, Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, December 2019.

Marine and Fishery Sciences Vol. 32 (2)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: Capture of Patagonian scallop in a research survey. Photo courtesy of Marcela Tobío.

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. 32 (2), July-December 2019

CARACTERÍSTICAS AMBIENTALES Y ALGAS NOCIVAS EN UN ÁREA DE PRODUCCIÓN DE MOLUSCOS BIVALVOS DEL CANAL BEAGLE, ARGENTINA

HUGO BENAVIDES¹, NORA G. MONTOYA¹, MARIO CARIGNAN¹ y CARLOS LUIZÓN²

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina
correo electrónico: hbenavid@inidep.edu.ar

²Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Tierra del Fuego,
Islas Malvinas 1650, V9420AIW - Río Grande, Argentina

RESUMEN. En diciembre de 2013 se realizó un estudio para conocer las especies de microalgas tóxicas presentes en el área, las distintas toxinas que producen y los factores ambientales que condicionan la distribución de las comunidades de fitoplancton y su estructura. Se observó una alteración en la estructura de la comunidad fitoplanctónica respecto al mismo período de años anteriores que indicó un retraso en las primeras etapas de la sucesión clásica. Dicho retraso influyó en el patrón anual de formación de floraciones de especies tóxicas en el canal y, en consecuencia, en los niveles de toxicidad de los bivalvos que normalmente se registran en esa época. El análisis de HPLC mostró escaso número de toxinas paralizantes de moluscos que coincidió con una muy baja concentración de células tóxicas. En las muestras analizadas se detectaron principalmente gonyautoxinas, sin presencia de toxina amnésica de moluscos. Los resultados aportan un conocimiento más detallado del perfil tóxico de los bivalvos de interés comercial en el área, que complementa el programa de monitoreo en curso. El análisis de los parámetros ambientales mostró que el sector interior de Bahía A. Brown es un área con circulación restringida que puede funcionar como reservorio potencial de los estadios bentónicos de resistencia de algunos dinoflagelados, proveyendo un inóculo inicial para la formación de floraciones o de eventos de toxicidad locales. La ausencia de floraciones de especies tóxicas y el bajo nivel de toxicidad de los moluscos del área en ese período se asociaron con las inusuales condiciones climáticas que se registraron en la región durante los meses previos, lo cual advierte sobre la necesidad de contar con un registro continuo de las variables meteorológicas para tratar de predecir la ocurrencia de floraciones de algas nocivas en el canal.

Palabras clave: Canal Beagle, características ambientales, microalgas nocivas, perfil de toxinas.

ENVIRONMENTAL FEATURES AND HARMFUL ALGAE IN AN AREA OF BIVALVE SHELLFISH PRODUCTION OF THE BEAGLE CHANNEL, ARGENTINA

ABSTRACT. In December 2013 a study was carried out with the objective of knowing the toxic microalgae species present in the area, the different toxins they produce and the environmental factors that condition the distribution of phytoplankton communities and their structure. An alteration in the phytoplankton community structure with respect to the same period of previous years indicated a delay in the early stages of the classic succession. Said delay influenced the annual pattern of harmful species blooms formation in the channel and, consequently, the levels of toxicity of the bivalves normally recorded at that time of the year. The HPLC analysis showed a scarce number of paralytic shellfish toxins that coincided with a very low concentration of toxic cells. In the samples analyzed, the toxins detected were mainly gonyautoxins, with no amnesic shellfish toxin. The results contribute a more detailed knowledge of the toxic profile of bivalves of commercial interest in the area that complements the ongoing monitoring program. The analysis

of the environmental parameters showed that the inner sector of A. Brown Bay is an area with restricted circulation that may function as a potential reservoir for the benthic resistance stages of some dinoflagellates, providing an initial inoculum for blooms or local toxicity events formation. The absence of toxic species blooms and the low level of toxicity of the molluscs in the area in that period were associated to unusual climatic conditions registered in the region during the previous months, event that warns about the need to count on a continuous record of the meteorological variables in order to try to predict the occurrence of harmful algae blooms in the channel.

Key words: Beagle Channel, environmental features, harmful microalgae, toxins profile.

INTRODUCCIÓN

Las floraciones de dinoflagelados tóxicos ocurridas en Canal Beagle en los últimos años han causado grandes perjuicios económicos en la pesquería de moluscos bivalvos, obligando a imponer vedas en su recolección y comercialización. En esta región se explota comercialmente el mejillón (*Mytilus chilensis*), obtenido por recolección o cultivo a una escala artesanal. Se estimó que el 31,9% de la producción corresponde al mejillón de cultivo extraído en la zona de Puerto Almanza, en la Bahía A. Brown (Bertolotti et al. 2014), siendo considerada el área de producción más austral del mundo. Las posibilidades para el crecimiento y desarrollo regional de la actividad presentan algunas dificultades relacionadas a la alta frecuencia de eventos tóxicos causados por el florecimiento de microalgas tóxicas, conocidos como “marea roja”, los que originan vedas que pueden inmovilizar la producción por largos períodos y que habitualmente coinciden con el momento de recolección de la cosecha (Álvarez 2012; Bertolotti et al. 2014).

Las toxinas de mayor riesgo registradas en el Canal Beagle son las denominadas “Toxinas Paralizantes de los Moluscos” (TPM), un grupo de neurotoxinas originadas por dinoflagelados del género *Alexandrium*, que son acumuladas en los moluscos bivalvos por filtración. Aunque los florecimientos de *Alexandrium catenella* fueron registrados en la región de los fiordos chilenos en 1972 (Guzmán y Campodónico 1975; Guzmán y Lembeye 1975), no se detectaron evidencias de

toxicidad en las costas de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur hasta fines de 1991. En esta temporada se produjo una intensa marea roja provocada por *A. catenella*, registrándose niveles de toxicidad extremadamente elevados (127.200 µg de STX eq. 100 g⁻¹) (Benavides et al. 1995). Esta marea roja produjo un gran impacto social y económico en la región, causando varias muertes humanas, numerosas intoxicaciones y mortandad de organismos marinos. A partir de ese suceso, el florecimiento de microalgas tóxica en la costa argentina del canal se repitió anualmente con mayor o menor intensidad. Otras especies nocivas, como algunos dinoflagelados del Género *Dinophysis*, han sido detectadas posteriormente en la región, ocasionando vedas por “Toxina Diarreica de Moluscos” (TDM) (Almandoz et al. 2011; Álvarez 2012; Goya y Maldonado 2014). Recientemente se detectó en el canal la presencia de Toxina Amnésica de Moluscos (TAM) (Krock et al. 2015; Almandoz et al. 2017) producida por algunas especies de diatomeas del Género *Pseudo-nitzschia*, aunque aún no se han identificado las especies responsables. También en esta región se han detectado, por primera vez en el país, toxinas del grupo “espirólido” en mejillones y en muestras naturales de fitoplancton (Montoya et al. 2012; Almandoz et al. 2014). Los espirólidos son un grupo de toxinas marinas producidas por algunos dinoflagelados y conocidas como “toxinas de rápida acción” por su inmediato efecto letal en los bioensayos, siendo *A. ostenfeldii* la especie identificada como productora en el Canal Beagle. Esta especie fue también asociada a la producción de TPM, presentando una gran variabilidad en la

producción de uno u otro grupo de toxinas de acuerdo con su localización geográfica (Cembella et al. 2000; Touzet et al. 2008; Kremp et al. 2009).

Entre los días 7 y 20 de diciembre de 2013, se realizó una campaña de investigación en el área de Canal Beagle con el objetivo de identificar las especies tóxicas o potencialmente tóxicas presentes en el plancton y los factores ambientales asociados a su desarrollo, conocer su perfil de toxinas y las transformaciones que estas experimentan al ser metabolizadas por organismos de diferentes niveles tróficos. También se aislaron especies de microalgas nocivas, cuyos cultivos fueron empleados para realizar estudios autoecológicos y que permitieron analizar en detalle las características fisiológicas y químicas de algunas de las especies que periódicamente ocasionan eventos tóxicos en Canal Beagle.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un área del sector argentino del Canal Beagle correspondiente a la Bahía A. Brown (54° 52,50' S-67° 33,50' W), principal área de cultivo y extracción comercial de moluscos bivalvos en la región (Figura 1).

Se realizaron 14 estaciones de muestreo en el área de Bahía A. Brown y su sistema de drenaje (Figura 1). Las estaciones 5, 6 y 7 se ubicaron en la boca de la bahía, de la cuales la estación 6 fue realizada en las proximidades de una balsa de cultivo de mejillones fijada en el sector central de la bahía. Las estaciones 8, 9 y 10 se ubicaron en el sector central y 11, 12 y 13 en el sector interno. También se realizaron dos estaciones entre la Isla Upú y la Isla Waru (estaciones 17 y 18) y tres en el Paso R. Guaraní medio (estaciones 14, 15 y 16). Con el objetivo de evaluar la variación de los parámetros ambientales en el corto plazo y su

relación con la estructura del fitoplancton, el muestreo realizado previamente en las estaciones 6, 11, 14 y 17 fue repetido después de un período de 7 d (estaciones 22, 23, 24 y 25).

Metodología

En cada estación de muestro se estableció la posición geográfica (GPS), se registraron las variables ambientales, se tomaron muestras de fitoplancton cuantitativas y de red, y se colectaron muestras de mejillones en los bancos naturales o de la balsa de cultivo. En las estaciones 4, 6, 14, 22 y 25 se obtuvieron muestras de zooplancton y de fitoplancton por fracciones de tamaño para análisis de toxinas; y muestras para análisis de nutrientes y pigmentos fotosintéticos. La obtención de las muestras y medición de parámetros ambientales fueron realizadas empleando una embarcación semirígida.

Parámetros ambientales

Se registraron perfiles verticales de temperatura y conductividad del agua mediante un CTD autocontenido *Citadel-NV*, empleando una frecuencia de 25 muestras s⁻¹ y una velocidad de descenso aproximada de 50 cm seg⁻¹. Se tomaron muestras de 250 mL de agua de mar para la determinación de salinidad, con el fin de calibrar las mediciones realizadas en los perfiles verticales de CTD.

Se tomaron muestras de agua superficial para análisis de pigmentos y de nutrientes en la entrada de Bahía A. Brown y Paso R. Guaraní medio. Para el análisis de pigmentos, muestras de 1,5 l de agua fueron previamente tamizadas con una malla de 80 µm y posteriormente filtradas por filtros de fibra de vidrio Wathman GF/F. Los filtros se almacenaron a -20 °C para su posterior análisis en laboratorio por HPLC (Zapata et al. 2000). Para el análisis de nutrientes, 10 mL de cada muestra fueron filtrados por filtros de fibra de vidrio Wathman GF/F y almacenados a -20 °C. El análisis de nutrientes (fosfato, silicato, nitrato y

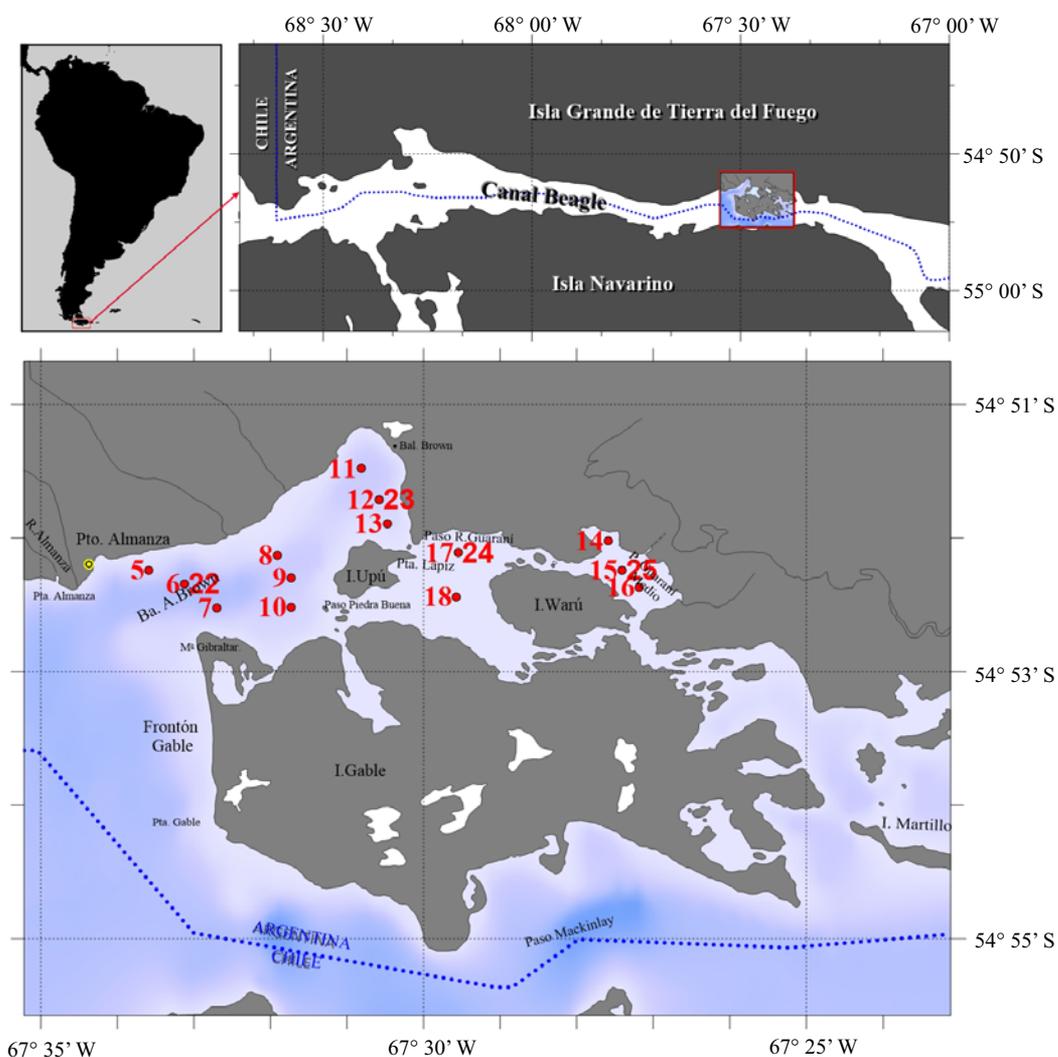


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo realizadas en Bahía A. Brown el 10 de diciembre (estaciones 5 a 18) y 17 de diciembre (estaciones 22 a 25).

Figure 1. Geographical location of sampling stations carried out in A. Brown Bay on December 10th (stations 5 through 18) and December 17th (stations 22 through 25).

nitrito) se realizó mediante un autoanalizador Technicon TA II (Grasshoff y Ehrhardt 1983; Hydes et al. 2010).

Información climatológica

El análisis de las condiciones climáticas fue realizado empleando los registros atmosféricos obtenidos por la estación meteorológica Ushuaia

Aerodrome 879380 (SAWH) ubicada en el aeropuerto internacional de la ciudad de Ushuaia (SMN 2013).

Análisis de toxinas

Para el análisis de toxinas en bivalvos, se colectaron muestras de aproximadamente 2 kg de mejillón (*M. chilensis*) y/o cholga (*Aulacomya*

atra) de los bancos naturales próximos a las estaciones de toma de muestras de fitoplancton y de la balsa de cultivo situada en la entrada de Bahía A. Brown. Con el objetivo de estudiar la evolución temporal de la toxicidad, se analizaron muestras de mejillones y cholgas correspondientes al período julio-diciembre de 2013. Las muestras para la determinación de TPM fueron analizadas con el método oficial de bioensayo con ratones (AOAC 1985) y por HPLC (Oshima 1995). Se emplearon las siguientes abreviaturas: Gonyautoxinas 4, 2, 3, y 1 = GTX4, GTX2, GTX3, GTX1 respectivamente, neosaxitoxina = neoSTX, y saxitoxina = STX. El análisis de TAM por HPLC en todas las muestras de bivalvos se realizó según el método de Wright et al. (1995).

Para el análisis de toxinas en plancton se colectaron muestras de diferentes fracciones de tamaño en la entrada de Bahía A. Brown y Paso R. Guaraní medio. En cada muestra, 20 l de agua fueron tamizados sucesivamente por mallas de 150 μm , 65 μm y 20 μm . El material retenido (fracción 65-20 μm), fue re suspendido y llevado a un volumen final de 300 mL con agua de mar filtrada, preservándose una alícuota de 50 mL de esta suspensión en formol 4% para el recuento de células fitoplanctónicas. Los 250 mL restantes se filtraron a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F para el análisis de toxinas. 1,5 l del agua pasada por el tamiz de 20 μm se filtró por Whatman GF/F para estudiar las toxinas en esta fracción de plancton (fracción < 20 μm).

Análisis de fitoplancton

Se tomaron muestras de fitoplancton con red de 20 μm de malla mediante barridos horizontales. Una fracción fue mantenida viva para la observación de organismos delicados y formas flageladas, y otra fracción preservada con formaldehído neutralizado al 4%. También se tomaron alícuotas de 250 ml de agua de superficie que fueron fijadas con solución de Lugol (Utermöhl 1958) para el análisis cuantitativo.

Las muestras de red fueron examinadas con microscopía de campo claro, contraste de fases, contraste diferencial de interferencia (DIC) y epifluorescencia. Las diatomeas fueron tratadas con una solución de NaClO, lavadas con agua destilada (Ferrario et al. 1995) y montadas en Styrax. Se empleó microscopía electrónica de barrido (MEB) para tratar de identificar algunas especies, pero las muestras no pudieron ser observadas satisfactoriamente debido a la muy baja silicificación de los frústulos, que disminuyó marcadamente su resistencia a los tratamientos de limpieza usados rutinariamente (Simonsen 1974; Ferrario et al. 1995).

Para la identificación de dinoflagelados se empleó una tinción de las tecas con Lugol, o mediante Calcofluor según la técnica descrita por Fritz y Trimer (1985). El análisis cuantitativo de las muestras se realizó con un microscopio invertido (Utermöhl 1958).

Aislamiento de especies de microalgas

Se aislaron microalgas tóxicas presentes en las muestras de fitoplancton destinadas a su cultivo bajo condiciones controladas. Los cultivos fueron mantenidos en medio L1 a 11 °C de temperatura, 30 de salinidad y un ciclo de luz/oscuridad de 14/10 h. Los cultivos en fase de crecimiento exponencial fueron utilizados para identificar y cuantificar las diferentes toxinas, la composición de los pigmentos fotosintetizadores y la composición de aminoácidos similares a micosporinas (MAAs) por HPLC.

Para el análisis de MAAs por HPLC, 50 mL de cada cultivo fueron filtrados por filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F, extraídos con 2 mL de metanol 100% siguiendo el método de Carreto et al. (2005). Para el análisis de toxinas y pigmentos por HPLC, alícuotas de 50 ml de cultivo fueron filtrados por filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F, para luego continuar con la metodología descrita para el análisis de fitoplancton.

RESULTADOS

Características ambientales

Se registraron 14 perfiles de CTD en Bahía A. Brown y su sistema de drenaje para conocer la distribución vertical y horizontal de la temperatura, salinidad y densidad. La profundidad del fondo varió entre una máxima de 24 m en la entrada de Bahía A. Brown (estaciones 6 y 7), y una mínima de 1,5 m en el Paso R. Guaraní (estación 14).

La distribución superficial de temperatura mostró un incremento gradual hacia el interior de la bahía (Figura 2 A). La menor temperatura (7,19 °C) se registró en la entrada, en el sector adyacente a Isla Gable, relacionada al ingreso de agua proveniente del flujo principal del canal. En el sector interior de la bahía se registró una temperatura de 7,68 °C en las proximidades de la Bahía A. Brown. En el Paso R. Guaraní se registraron temperaturas mayores de 8 °C, formando en su entrada un gradiente térmico con el agua de la bahía (este de la Isla Upú). Hacia el interior del paso, la temperatura alcanzó un máximo de 8,9 °C, en correspondencia con la mínima profundidad del área (1,5 m), disminuyendo nuevamente hacia el Este por influencia del agua del canal.

La distribución superficial de salinidad mostró un gradiente superficial muy marcado en la zona externa de la bahía, donde se registró la menor salinidad del área (29,74) en el sector costero cercano a Punta Almanza, debida a la desembocadura del Río Almanza situada a corta distancia de la estación 5 (Figura 2 B). Inversamente, sobre el margen opuesto (Isla Gable) se registró la mayor salinidad del área (30,67) relacionada al agua externa del canal. A partir de este sector externo, la salinidad disminuyó gradualmente hacia el interior de la bahía (30,31) y hacia el Paso R. Guaraní, donde se registraron salinidades alrededor de 30,2.

La distribución vertical de los parámetros ambientales mostró que la capa superficial de baja salinidad, registrada en la entrada de la bahía, ocupó los primeros 1,5 m de profundidad en la estación 5 (Figura 3). La baja salinidad del agua (29,75) determinó la menor densidad (σ_t) de esta capa ($\sigma_t = 23,2 \text{ kg m}^{-3}$), formando una pycnoclina con el agua inferior con una densidad entre $\sigma_t = 23,6 \text{ kg m}^{-3}$ y $\sigma_t = 23,9 \text{ kg m}^{-3}$ sobre el fondo. Esta capa superficial de menor densidad se manifestó débilmente en el registro térmico, el cual mostró una leve termoclina ($0,1 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$). Debajo de esta, se observó una disminución gradual de la temperatura con la profundidad (entre 7,4 °C y 7,0 °C) hasta los 16 m. A partir de esta profundidad, se observó una capa de mayor densidad ($\sigma_t = 24,06 \text{ kg m}^{-3}$) donde la temperatura y la salinidad se mantuvieron casi constantes hasta el fondo (temperatura: 6,8 °C, salinidad: 30,71). Hacia la zona media de la entrada (estación 6) la señal de baja salinidad superficial se vio debilitada (30,24), incrementándose la densidad de la capa superficial ($\sigma_t = 23,61 \text{ kg m}^{-3}$), y atenuada completamente (30,65) en el margen opuesto (Isla Gable) (estación 7). En esta estación, se diferenció una capa superficial hasta los 9,5 m de profundidad, definida principalmente por la temperatura. La capa de mezcla presentó una salinidad de 30,66 y una temperatura de 7,2 °C, separada por una leve termoclina ($0,1 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$) de la capa de fondo (salinidad: 30,75, temperatura: 6,8 °C) a partir de los 12 m de profundidad.

En la zona central de la bahía, la señal de baja salinidad superficial registrada en la estación 5 se encontró también atenuada en la estación más cercana a la costa de Puerto Almanza (estación 8), con valores de 30,42 hasta 3,5 m de profundidad. No obstante, el perfil de salinidad en esta estación mostró dos haloclinas. La primera se localizó entre los 3,5 y 7 m de profundidad, asociada a la capa superficial de baja salinidad proveniente de la desembocadura del Río Almanza (Figura 4), y la segunda se registró a los 17 m, separando el agua de profundidad intermedia de una capa de

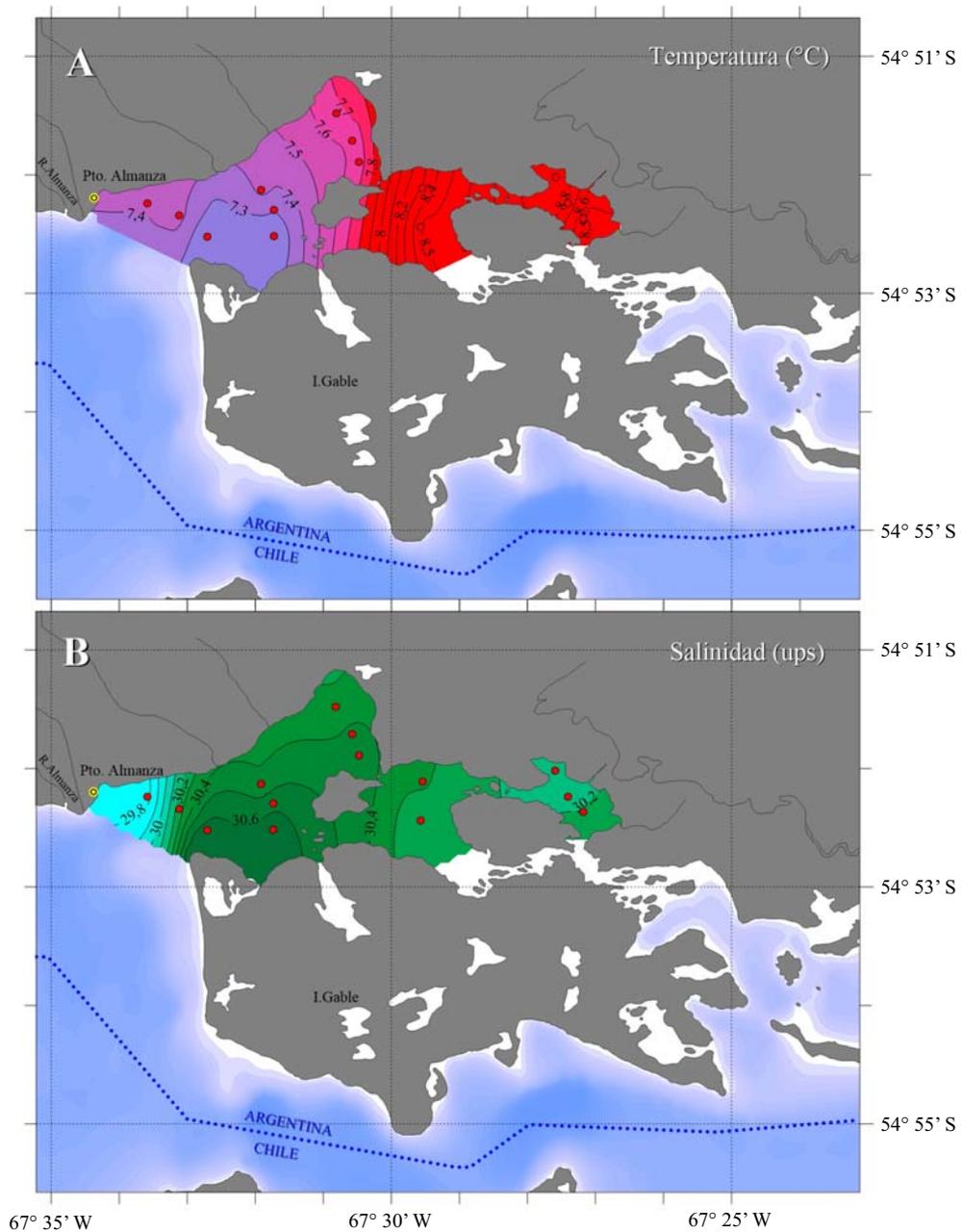


Figura 2. Distribución superficial de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (A) y salinidad (B) en el área de Bahía A. Brown y su sistema de drenaje.
 Figure 2. Surface distribution of temperature ($^{\circ}\text{C}$) (A) and salinity (B) in the area of A. Brown Bay and its drainage system.

fondo de mayor salinidad ($> 30,7$), la cual se encontró definida en el registro térmico por una leve termoclina a 17 m de profundidad (Figura 4) y 3,5 m sobre el fondo.

En la estación central (estación 9), la señal de baja salinidad superficial se manifestó débilmente hasta 0,5 m. La capa de fondo, de mayor densidad, fue registrada a partir de 18 m, con un espe-

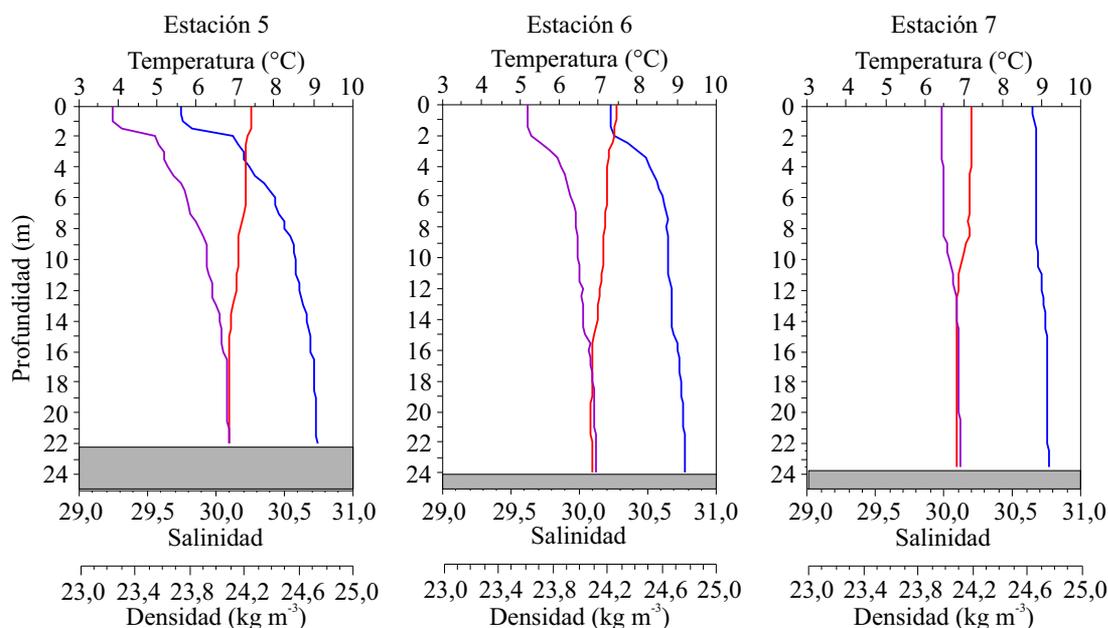


Figura 3. Distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad σ_t en las estaciones 5, 6 y 7 ubicadas en la entrada de Bahía A. Brown.

Figure 3. Vertical distribution of temperature, salinity and density σ_t in stations 5, 6 and 7 located at the entrance of A. Brown Bay.

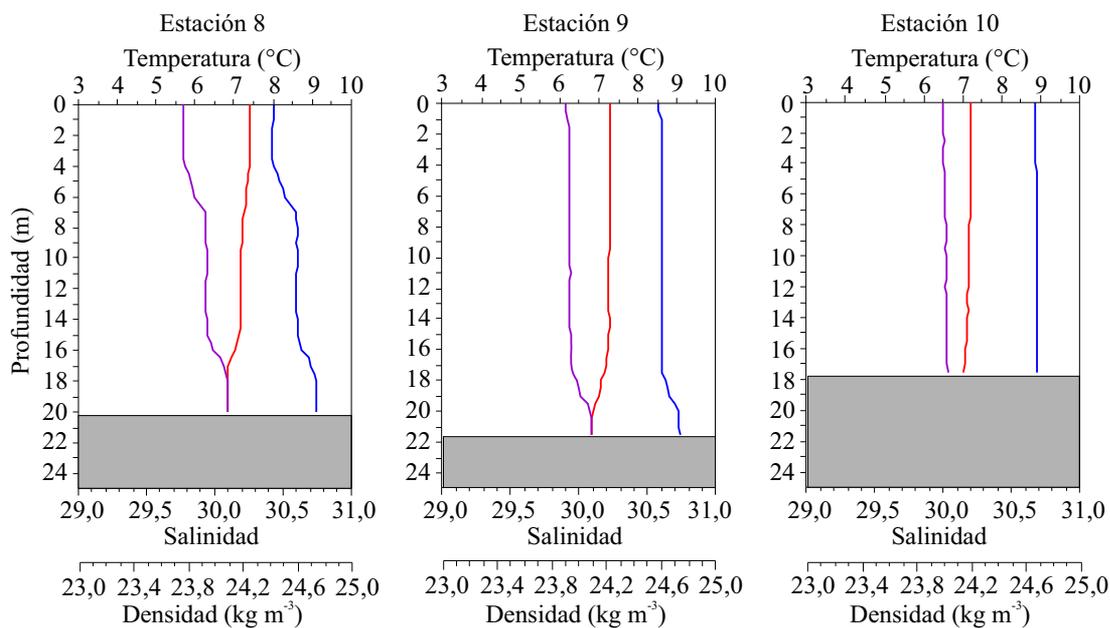


Figura 4. Distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad σ_t en las estaciones 8, 9 y 10 realizadas en el sector medio de Bahía A. Brown.

Figure 4. Vertical distribution of temperature, salinity and density σ_t at stations 8, 9 and 10 carried out in the middle sector of A. Brown Bay.

sor de 2 m sobre el fondo. En la estación 10, próxima a la costa de la Isla Gable, los parámetros ambientales mostraron una completa homogeneidad vertical (salinidad: 30,68, temperatura: 7,1 °C) (Figura 4).

En el sector interior de la bahía (estaciones 11, 12 y 13) la circulación más restringida permitió el desarrollo de una capa superficial más definida por la menor salinidad (30,31) y mayor temperatura (7,6 °C), limitada por una termoclina a 9 m de profundidad (0,3 °C m⁻¹) (Figura 5). En la estación 11, próxima a Bahía A. Brown, la distribución vertical de salinidad mostró una leve disminución en el primer metro superficial, probablemente debida al aporte de agua de deshielo producido por los arroyos y chorrillos que desembocan en la costa.

Los perfiles realizados en el Paso R. Guaraní mostraron una completa mezcla vertical (estaciones 14, 15, 16 y 18) (Figuras 6 y 7) debida a la baja profundidad; excepto el correspondiente a la

estación 17 (Figura 7) próxima a la Punta Lápiz, donde se observó una leve disminución de la salinidad superficial similar a la observada en la estación 11. Las temperaturas registradas en todo este sector fueron mayores de 8,0 °C. Las mediciones realizadas en el Paso R. Guaraní medio se caracterizaron además por la menor densidad del agua, determinada principalmente por la mayor temperatura, con un máximo de 8,9 °C en la estación de más baja profundidad (estación 14) (Figura 6).

Nutrientes inorgánicos

En forma general, se observó una alta concentración de silicato en todas las muestras analizadas (> 10,7 µM), producida por el aporte de aguas de deshielo continental a través de los ríos y chorrillos que desembocan en la costa del canal. El anión fosfato presentó bajas concentraciones (< 0,2 µM) y escasa variabilidad entre estaciones y en el tiempo. Esta escasa variabilidad es también

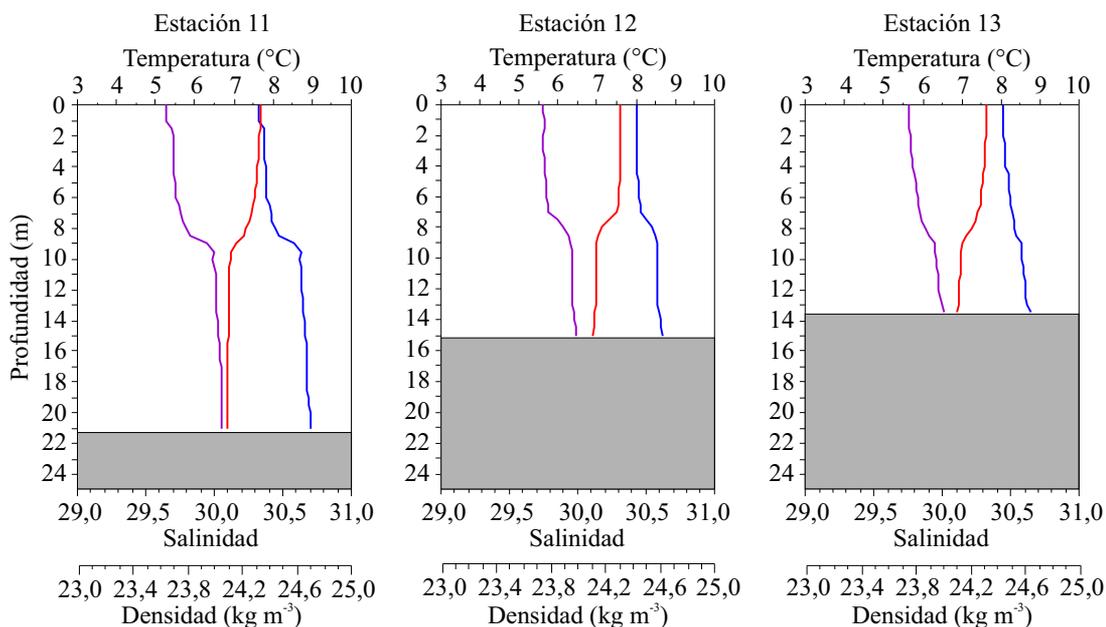


Figura 5. Distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad σ_t en las estaciones 11, 12 y 13 realizadas en el sector interior de Bahía A. Brown.

Figure 5. Vertical distribution of temperature, salinity and density σ_t at stations 11, 12 and 13 carried out in the inner sector of A. Brown Bay.

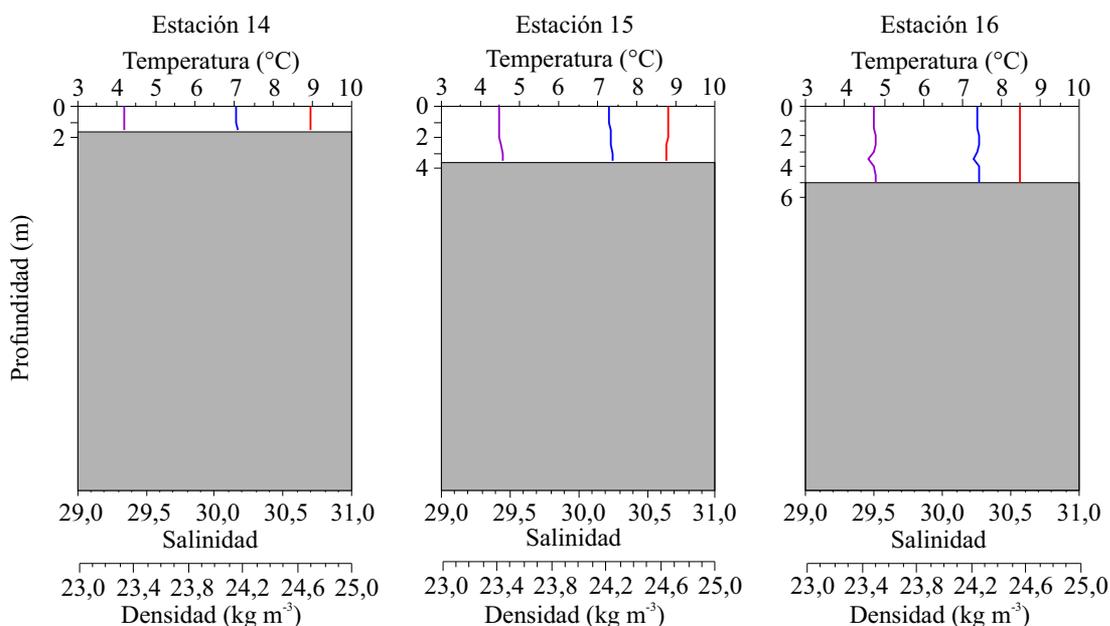


Figura 6. Distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad σ_t en las estaciones 14, 15 y 16 realizadas en Paso R. Guaraní medio.

Figure 6. Vertical distribution of temperature, salinity and density σ_t at stations 14, 15 and 16 carried out in the middle of R. Guaraní Strait.

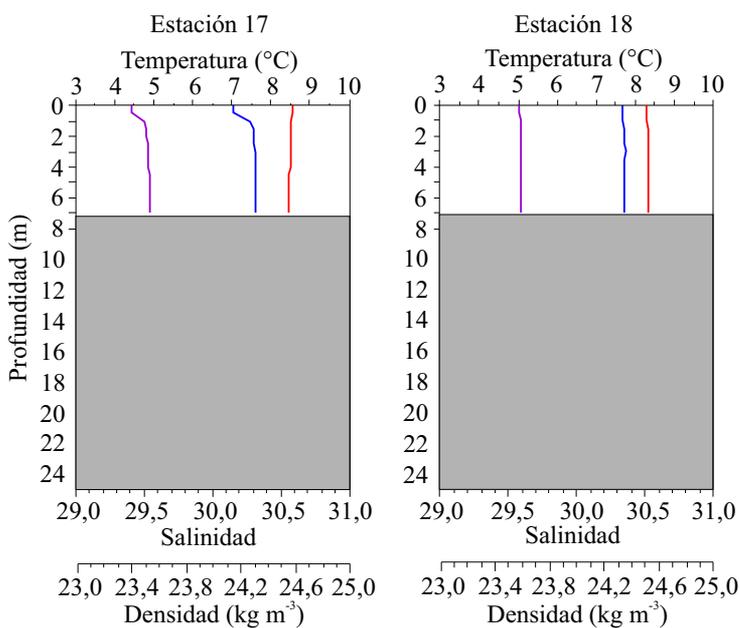


Figura 7. Distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad σ_t en las estaciones 17 y 18 realizadas en Paso R. Guaraní entre la Isla Upú y la Isla Warú.

Figure 7. Vertical distribution of temperature, salinity and density σ_t at stations 17 and 18 carried out in R. Guaraní Strait between Upú Island and Warú Island.

común para el anión nitrito. La Bahía A. Brown presentó los valores máximos y mínimos de nitrato registrados (11,21 μM y 0,56 μM) mostrando una brusca disminución de los mismos en el tiempo, propiedad compartida con el Paso R. Guaraní (Tabla 1). Este marcado descenso en la concentración del nitrato probablemente tenga su explicación en el consumo de este macronutriente ocasionado por el crecimiento del fitoplancton del área durante este período.

Análisis de la información climatológica

Los registros atmosféricos obtenidos por la estación meteorológica 879380 (SAWH) del aeropuerto de la ciudad de Ushuaia también mostraron que, tanto la temperatura media como la máxima media y la mínima media durante los meses de primavera de 2012 a 2014, estuvieron por debajo de las respectivas medias históricas. y el valor promedio de la velocidad del viento en este período fue superior al valor medio histórico (Figura 8).

Análisis de fitoplancton

Se identificó un total de 64 especies de fitoplancton, pertenecientes a los grupos de diatomeas, dinoflagelados, silicoflagelados, Cryptophytas, Prasinophytas y Cyanoprocariotas (Tabla 2).

Los recuentos celulares mostraron una domi-

nancia casi completa de diatomeas en las muestras obtenidas en el área de Bahía A. Brown el día 10 de diciembre, con una abundancia relativa de 98,8%. El resto de los grupos observados presentaron una muy baja abundancia relativa, con niveles menores de 1%, excepto en la muestra colectada en el Paso R. Guaraní medio, donde las Prasinophytas mostraron una abundancia relativa de 1,8%.

En las muestras colectadas en el área de Bahía A. Brown una semana después (17 de diciembre), las diatomeas mostraron también una dominancia muy marcada dentro de la comunidad fitoplanctónica, con una abundancia relativa alrededor del 98% en la entrada de la bahía y en el Paso R. Guaraní medio, que disminuyó en el interior de la bahía (84,1%) debido a una población de una Cyanoprocariota solitaria, *Synechocystis* cf. *salina*, que alcanzó una abundancia relativa de 15,2%. A pesar de su abundancia relativa en términos de biomasa, su abundancia fue poco significativa debido al reducido tamaño de las células de *Synechocystis* (2,5 μm de diámetro). En la muestra tomada en la estación contigua (Punta Lápiz) la comunidad fitoplanctónica presentó una estructura similar, con una abundancia relativa de diatomeas de 86,1% y de *Synechocystis* de 12,7%. La concentración celular de *Synechocystis* en el plancton disminuyó marcadamente en la muestra tomada en el Paso R. Guaraní medio (abundancia relativa 0,8%), donde las diatomeas

Tabla 1. Concentración de nutrientes inorgánicos disueltos en la superficie de las estaciones seleccionadas.
Table 1. Concentration of inorganic nutrients dissolved on the surface of the selected stations.

Estación	Lugar	Fecha	Nitrato (μM)	Nitrito (μM)	Fosfato (μM)	Silicato (μM)
6	Bahía A. Brown (entrada)	10-12-2013	11,21	1,99	0,20	32,15
22	Bahía A. Brown (entrada)	17-12-2013	0,56	1,36	0,10	10,70
14	Paso R. Guaraní medio	10-12-3013	8,76	1,01	0,19	23,39
25	Paso R. Guaraní medio	17-12-2013	1,74	1,58	0,12	13,78

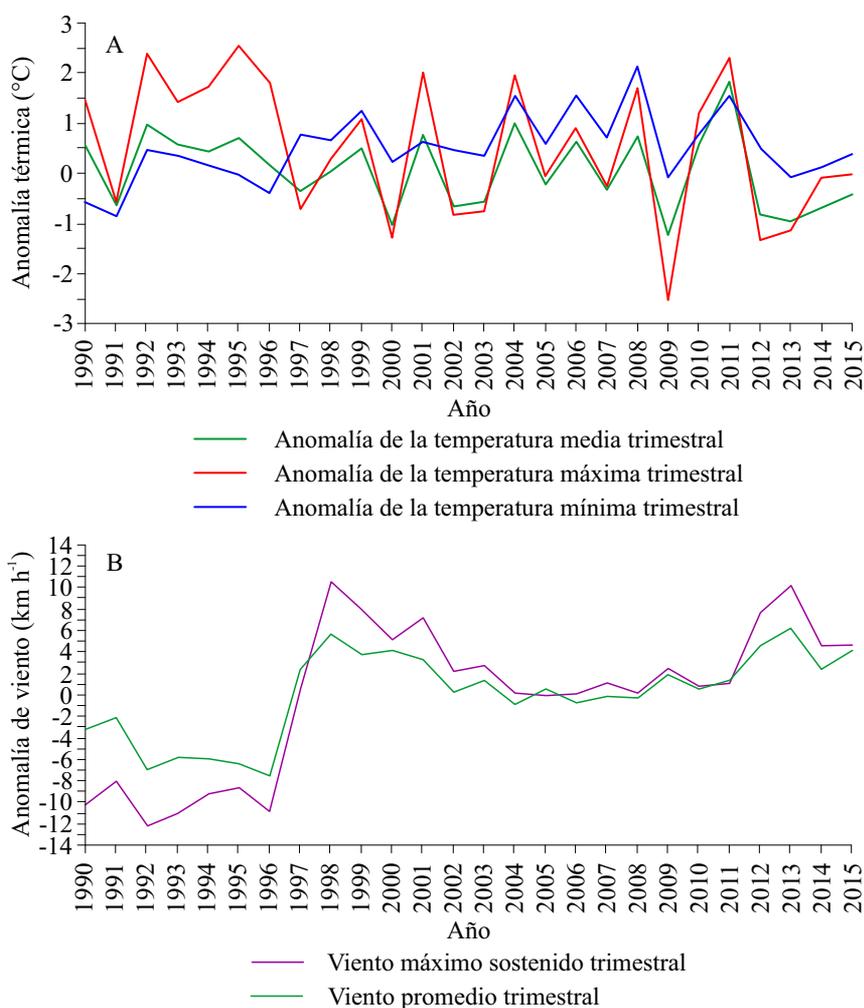


Figura 8. Anomalías de temperatura (A) y viento (B). Registros históricos reportados por la estación meteorológica aeroportuaria de Ushuaia (879380 SAWH). Septiembre-noviembre 1990-2015.

Figure 8. Temperature (A) and wind (B) anomalies. Historical records reported by the Ushuaia airport meteorological station (879380 SAWH). September-November 1990-2015.

dominaron completamente la comunidad (98,1%) (Tabla 3).

Los recuentos celulares mostraron que la alta dominancia de diatomeas en las muestras tomadas el día 10 de diciembre en el área de Bahía A. Brown fue principalmente debida a cuatro especies del Género *Chaetoceros*: *C. socialis*, *C. decipiens*, *C. lorenzianus* y *C. similis*. En la entrada de la bahía se registró una densidad celular entre $1,2 \times 10^6$ cél. l⁻¹ (*C. decipiens*) y $2,1 \times 10^4$ cél. l⁻¹ (*C. similis*).

Tanto en el interior de la bahía como en las muestras tomadas en Punta Lápiz y en el Paso R. Guaraní medio, la densidad celular presentó un rango entre $1,6 \times 10^6$ cél. l⁻¹ (*C. socialis*) y $8,2 \times 10^4$ cél. l⁻¹ (*C. similis*). El resto de las especies de diatomeas presentes en las muestras mostraron densidades menores que 1×10^4 cél. l⁻¹, excepto *Leptocylin-drus minimum* en la entrada de la Bahía A. Brown ($1,1 \times 10^4$ cél. l⁻¹) y *Cerataulina pelágica* en la entrada e interior de la misma ($1,6 \times 10^4$ cél. l⁻¹).

Tabla 2. Porcentajes de abundancia relativa de los distintos grupos de fitoplancton en las muestras obtenidas.
 Table 2. Percentages of relative abundance of the different phytoplankton groups in the samples collected.

Grupos	Estación 6 Bahía A. Brown (entrada)	Estación 11 Bahía A. Brown (interior)	Estación 17 Punta Lápiz	Estación 14 Paso R. Guaraní	Estación 22 Bahía A. Brown (entrada)	Estación 23 Bahía A. Brown (interior)	Estación 24 Punta Lápiz	Estación 25 Paso R. Guaraní (medio)
Diatomeas	98,5	99,3	99,5	98,0	97,6	84,0	86,2	98,1
Dinoflagelados	0,4	0,1	0,1	0,2	0,6	0,2	0,7	0,4
Cryptophytas	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Prasinophytas	0,9	0,4	0,3	1,8	1,2	0,5	0,4	0,7
Silicoflagelados	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cyanoprocariotas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	15,2	12,7	0,8

Otros grupos fitoplanctónicos no mostraron una concentración celular significativa, salvo las Prasinophytas en la entrada e interior de Bahía A. Brown, principalmente representadas por *Pyramimonas* sp. ($6,1 \times 10^4$ cél. l^{-1}). Entre las especies tóxicas o potencialmente tóxicas de fitoplancton solo se observó una muy baja densidad de los dinoflagelados *A. ostensfeldii* y *Prorocentrum minimum* en la entrada e interior de la bahía, con densidades máximas de 120 cél. l^{-1} y 7.147 cél. l^{-1} respectivamente; y *P. lima* en la entrada de la bahía y el Paso R. Guaraní medio (1.021 cél. l^{-1}). También se registraron densidades significativas de cuatro especies de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, potencialmente productoras de toxina amnésica de moluscos (TAM), con una densidad máxima de $1,0 \times 10^5$ cél. l^{-1} en el interior de la bahía.

En las muestras tomadas el día 17 de diciembre en Bahía A. Brown, también se observó una marcada dominancia de las especies de *Chaetoceros* mencionadas con una disminución en sus densidades máximas, con un rango entre $1,1 \times 10^6$ cél. l^{-1} (*C. socialis*) y $1,2 \times 10^5$ cél. l^{-1} (*C. lorenzianus*) en Punta Lápiz. En el Paso R. Guaraní medio, *C. decipiens* y *C. similis* presentaron una densidad máxima de $3,1 \times 10^4$ cél. l^{-1} . También se observó un aumento significativo en la densidad de las diatomeas *Striatella unipunctata* ($2,3 \times 10^5$ cél. l^{-1}), *Leptocylindrus danicus* ($2,3 \times 10^5$ cél. l^{-1}) y *L. minimus* ($2,3 \times 10^5$ cél. l^{-1}) respecto al muestreo previo. La Prasinophyta *Pyramimonas* sp. mostró una disminución de densidad, principalmente en la entrada de la bahía y en el Paso R. Guaraní medio. Considerando las especies de fitoplancton tóxicas o potencialmente tóxicas, se observó la presencia de *A. ostensfeldii* en toda el área, aunque con muy baja densidad. La máxima densidad (320 cél. l^{-1}) se registró en el interior de la bahía, disminuyendo hacia la entrada (80 cél. l^{-1}) y hacia el Paso R. Guaraní medio (200 cél. l^{-1}). *P. lima* solo fue registrado en el Paso R. Guaraní medio (40 cél. l^{-1}) y *P. minimum* presentó mayores densidades en el interior de la bahía y Punta Lápiz (4.084

Tabla 3. Especies identificadas en las muestras de fitoplancton.
 Table 3. Species identified in the phytoplankton samples.

Diatomeas	Dinoflagelados
<i>Amphora</i> sp.	<i>Alexandrium ostenfeldii</i>
<i>Chaetoceros decipiens</i>	<i>Anphidinium carterae</i>
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	<i>Gymnodinium</i> spp.
<i>Chaetoceros similis</i>	<i>Gyrodinium fusus</i>
<i>Chaetoceros diadema</i>	<i>Gyrodinium</i> sp.
<i>Chaetoceros socialis</i>	<i>Oxytoxum</i> sp.
<i>Chaetoceros</i> cf. <i>convolutus</i>	<i>Prorocentrum lima</i>
<i>Corethron kriophyllum</i>	<i>Prorocentrum compressum</i>
<i>Corethron histrix</i>	<i>Prorocentrum minimum</i>
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	<i>Proto-peridinium cuspidatum</i>
<i>Coscinodiscus</i> sp.	<i>Proto-peridinium metanatum</i>
<i>Ceratoneis closterium</i>	<i>Proto-peridinium nudum</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Proto-peridinium simulum</i>
<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Proto-peridinium</i> sp.
<i>Guinardia delicatula</i>	<i>Scrippsiella patagonica</i>
<i>Haslea</i> sp.	Cyanoprocariotas
<i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Synechocystis</i> cf. <i>salina</i>
<i>Leptocylindrus minimus</i>	Cryptophytas
<i>Lycmophora</i> sp.	<i>Cryptomnadales</i>
<i>Navicula</i> sp.	Silicoflagelados
<i>Thalassiothrix</i> sp.	<i>Dictiocha speculum</i>
<i>Pleurosigma normanii</i>	Prasinophytas
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	<i>Tetraselmis</i> sp.
<i>Rhizosolenia setigera</i>	<i>Pyramimonas</i> sp.
<i>Skeletonema costatum</i>	Ciliophora
<i>Stephanopixis turris</i>	<i>Myrionecta rubra</i>
<i>Sriatella unipunctata</i>	
<i>Thalassiosira</i> sp.	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	

cél. l⁻¹). Las especies del Género *Pseudo-nitzschia* presentaron densidades similares a las registradas en las muestras tomadas el día 10 de diciembre, con una leve disminución en el Paso R. Guarani medio ($9,4 \times 10^3$ cél. l⁻¹).

Otras diferencias significativas respecto al muestreo anterior fueron la presencia de *Synechocystis* cf. *salina*, cuyas mayores densidades se

ubicaron en el interior de la bahía y Punta Lápiz ($3,9 \times 10^5$ cél. l⁻¹), y también el desarrollo de una población del ciliado *Myrionecta rubra* en toda el área de Bahía A. Brown con una densidad máxima de $2,7 \times 10^4$ cél. l⁻¹ en el interior de la bahía. Si bien *M. rubra* no pertenece a la comunidad fitoplanctónica, fue considerado en los recuentos celulares por ser un ciliado fotosintético con plás-

tidos endosimbióticos, directamente relacionado a varias especies tóxicas del género *Dinophysis* que constituyen una presa indispensable para su crecimiento (Nagai et al. 2008).

Análisis de pigmentos

Se identificaron 15 pigmentos diferentes en las cuatro muestras analizadas (Tabla 4). La mayor concentración de clorofila *a* ($5,298 \mu\text{g l}^{-1}$) se halló en la muestra tomada el 17 de diciembre en la entrada de Bahía A. Brown (estación 22), donde se encuentra la balsa de cultivo de mejillones (Tabla 4). Esta biomasa fitoplanctónica se corresponde con la mayor concentración de diatomeas, por lo que también coincide con la mayor concentración de fucoxantina ($2,11 \mu\text{g l}^{-1}$). Otros pigmentos marcadores de grupos fitoplanctónicos fueron hallados en menor proporción. Peridinina,

carotenoide marcador de dinoflagelados, solo fue detectado en Bahía A. Brown el 17 de diciembre, mientras que 19'-hexanoiloxifucoxantina (Hex-fuco), marcador de Haptophytas, fue detectado únicamente en Paso R. Guaraní medio el 10 de diciembre. Zeaxantina, presente principalmente en Cyanoprocaritas, solo fue hallado en el Paso R. Guaraní medio el 10 de diciembre, aunque este pigmento es fuertemente variable dependiendo de las condiciones de luz.

Análisis de toxinas

Dado que no se registraron concentraciones importantes de microalgas nocivas en ninguna de las estaciones examinadas, el análisis de toxinas por HPLC en las diferentes fracciones de fitoplancton se descartó. Para evaluar la evolución de la toxicidad en el Canal Beagle, se realizó el aná-

Tabla 4. Concentración de pigmentos ($\mu\text{g l}^{-1}$) en Bahía A. Brown y Paso R. Guaraní.
Table 4. Pigment concentration ($\mu\text{g l}^{-1}$) in A. Brown Bay and R. Guaraní Strait.

Pigmento	Estación 6	Estación 14	Estación 22	Estación 25
	Bahía A. Brown 10 de diciembre	Paso R. Guaraní 10 de diciembre	Bahía A. Brown 17 de diciembre	Paso R. Guaraní 17 de diciembre
Clorofila c_3	0,012		0,024	0,010
Clorofilida	0,025	0,072	0,119	0,073
MGDVP	0,034	0,019	0,034	0,012
Clorofila c_2	0,254	0,207	0,711	0,290
Clorofila c_1	0,078	0,262	0,310	0,122
Peridinina			0,072	
Fucoxantina	0,765	0,677	2,110	0,890
Hex-fuco		0,182		
Diadinoxantina	0,091	0,156	0,260	0,151
Alloxantina	0,035	0,024	0,022	0,011
Diatoxantina			0,033	0,026
Zeaxantina		0,014		
Clorofila <i>b</i>	0,048	0,128	0,030	
Clorofila <i>a</i>	2,062	1,857	5,298	2,042
$\beta\beta$ -caroteno	0,027	0,047	0,065	0,032

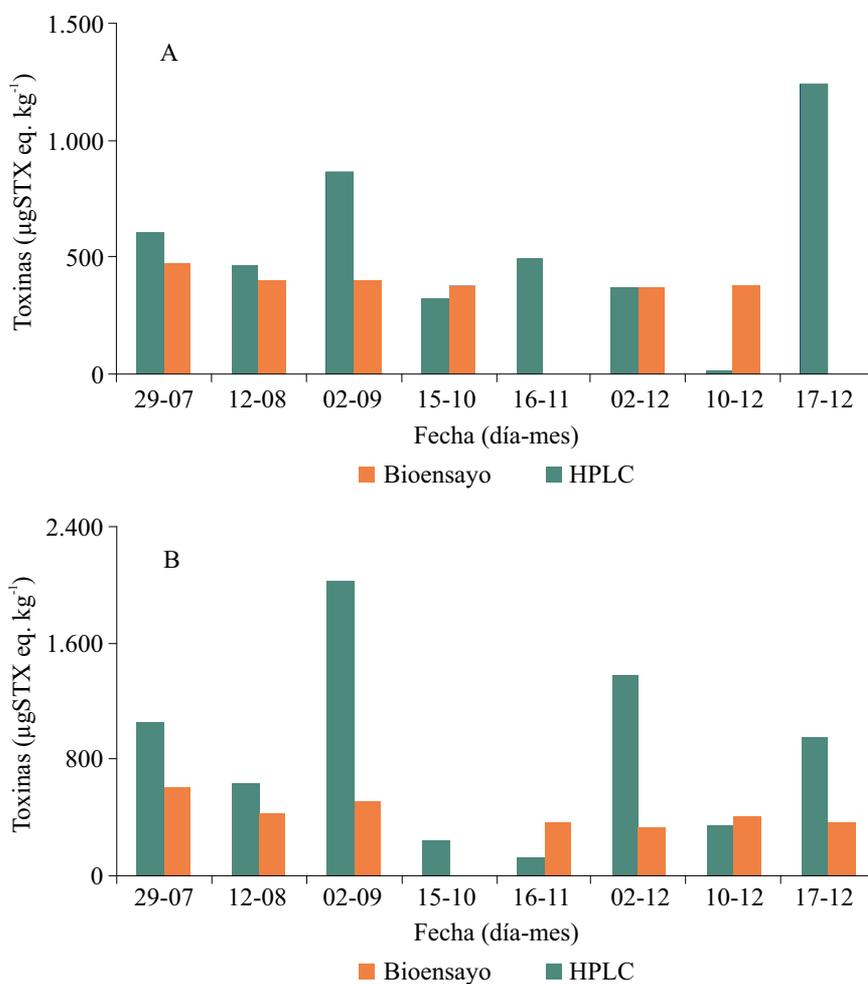


Figura 10. Toxinas paralizantes de moluscos expresadas como toxicidad determinadas mediante bioensayo y HPLC en mejillones (A) y cholgas (B) en la entrada de Bahía A. Brown (estación 6) obtenidas desde el 29 de julio al 16 de diciembre de 2013.

Figure 10. Paralyzing shellfish toxins expressed as toxicity determined through bioassay and HPLC in mussels (A) and cholgas (B) at the entrance of A. Brown Bay (station 6) collected from July 29th through December 16th 2013.

que podría indicar una incorporación más reciente de las toxinas, pues en el inicio del evento tóxico los mejillones mantienen el perfil del dinoflagelado productor, pero luego los procesos de transformación metabólica o enzimática causan la variación del perfil tóxico (Oshima 1995).

Aunque se registraron densidades significativas de las diatomeas *Pseudo-nitzschia* spp., las muestras de cholgas y de mejillones no presentaron toxina amnésica de moluscos.

Análisis de pigmentos, MAAs y toxinas en las especies tóxicas aisladas

Dos especies de dinoflagelados tóxicos, *A. ostenfeldii* y *A. cf. tamarensis* aisladas previamente del sector de estudio dentro del Canal Beagle, fueron mantenidas en cultivo con el objetivo de estudiar sus características específicas y comparar la producción de MAAs, su perfil pigmentario y su composición de toxinas.

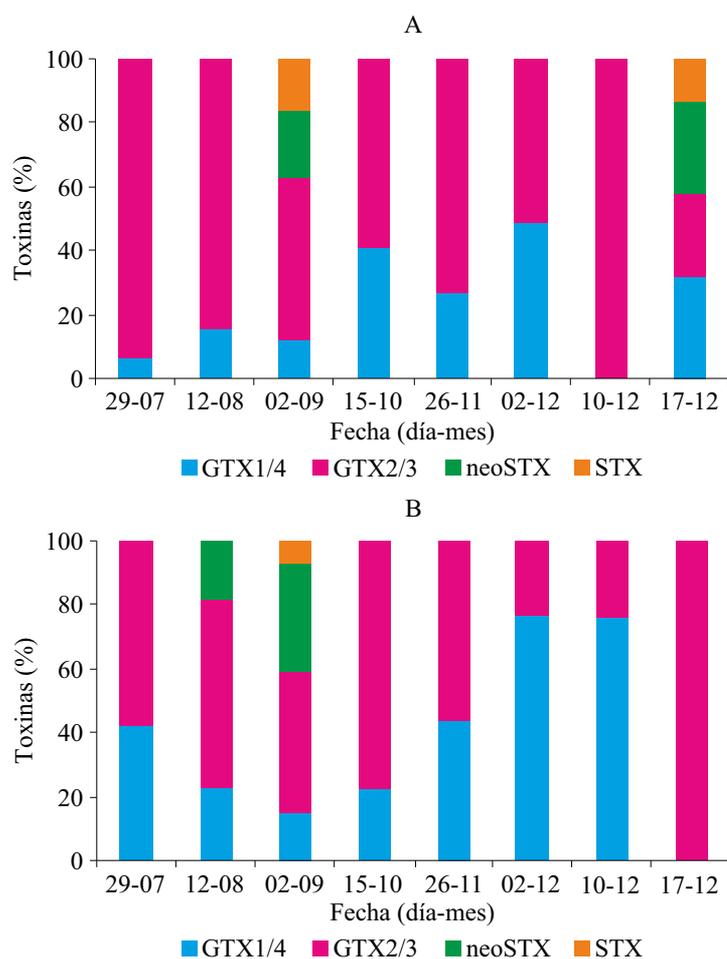


Figura 11. Toxinas detectadas en mejillones (A) y cholgags (B) en la entrada de Bahía Brown (estación 6) reunidas desde el 29 de julio al 16 de diciembre de 2013. GTX14 es la suma de los epimeros GTX1 y GTX4; GTX23 es la suma de los epimeros GTX2 y GTX3 (modificado de Montoya 2018).

Figure 11. Toxins detected in mussels (A) and cholgags (B) at the entrance of A. Brown Bay (station 6) collected from July 29th through December 16th 2013. GTX14 is the sum of the GTX1 and GTX4 epimers; GTX23 is the sum of the GTX2 and GTX3 epimers (modified from Montoya 2018).

La concentración de clorofila *a* en *A. ostensfeldii* fue 15 pg cél.⁻¹, mientras que la de *A. cf. tamarensis* fue tres veces mayor (46,4 pg cél.⁻¹). *A. ostensfeldii* presentó la menor concentración de pigmentos totales por célula (32,26 pg cél.⁻¹), siendo para *A. cf. tamarensis* 87,82 pg cél.⁻¹. El perfil de pigmentos hallado en los dos cultivos fue similar y corresponde al característico de dinoflagelados, con peridina como carotenoide principal seguido por clorofila *c*₂, y el grupo de

carotenoides diadinoxantina, diatoxantina, dinoxantina, β caroteno y perididol (Figura 12).

Se encontraron diferencias importantes en la cantidad y el tipo de toxinas halladas en las dos especies de dinoflagelados aislados. *A. ostensfeldii* produce principalmente toxinas del tipo espirólido (Almandoz et al. 2014) y solo se detectaron trazas de toxinas del grupo de TPM. El contenido total de TPM en *A. ostensfeldii* fue de 0,27 fmoL cél.⁻¹, mientras que en *A. cf. tamarensis* fue de 18,8 fmoL

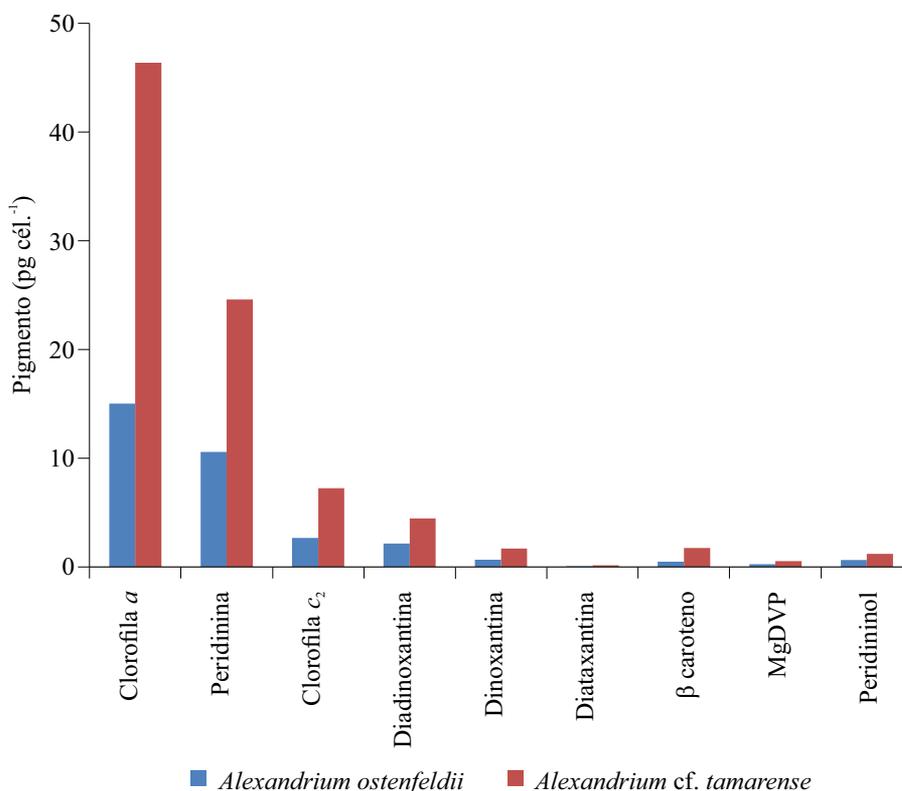


Figura 12. Concentración de pigmentos en los cultivos de *Alexandrium cf. tamarense* y *A. ostenfeldii* aislados del Canal Beagle.
 Figure 12. Pigments concentration in *Alexandrium cf. tamarense* and *A. ostenfeldii* cultures isolated from the Beagle Channel.

cél.⁻¹ (70 veces más). En cuanto al perfil de toxinas en *A. ostenfeldii* solo se detectaron bajas concentraciones de GTX2/3, mientras que el perfil de *A. cf. tamarense* fue más complejo y similar al detectado para cultivos de *A. tamarense* aislados de Península Valdés (Montoya et al. 2010), con máximas concentraciones de GTX4 y C2 seguido de C1, GTX3 y GTX2 (Tabla 5). La toxicidad expresada como pg STX eq. cél.⁻¹ fue de 11,83 para *A. cf. tamarense* y de 0,66 para *A. ostenfeldii*.

La concentración de MAAs totales en *A. ostenfeldii* alcanzó 4,97 fg cél.⁻¹, siendo su composición en MAAs individuales relativamente menos compleja que la de otras especies de *Alexandrium* (Carreto et al. 2001). Se identificaron y cuantificaron 6 MAAs, siendo las más abundantes shinorine y palythene (1,66 y 2,06 fg cél.⁻¹, respectivamente). Las 4 MAAs restantes (palythine, shino-

rine methyl ester, porphyra-334 y mycosporine glycine presentaron valores de concentración semejantes, comprendidos en el rango de 0,20 a 0,43 fg cél.⁻¹ (Figura 13).

La composición en MAAs individuales de *A. cf. tamarense* fue muy similar a la registrada para otras especies de *Alexandrium* estudiadas previamente (Carreto et al. 2001), identificándose hasta 10 diferentes MAAs: shinorine, palythine, porphyra-334, mycosporine-glycine, ácido α -palythenico, shinorine methyl ester, usujirene, palythene y los MAAs complejos M320 y M335/360 (Figura 13). Shinorine y palythene aparecen también como los más abundantes (5,20 y 6,92 fg cél.⁻¹, respectivamente). También su concentración total de MAAs (31,7 fg cél.⁻¹) fue notablemente superior (~ 6 veces) a la determinada para *A. ostenfeldii*.

Tabla 5. Concentración celular de toxinas (fmol cél.⁻¹) paralizantes de moluscos en cultivos de *Alexandrium* cf. *tamarense* y *A. ostenfeldii*.

Table 5. Cell concentrations of paralytic shellfish toxins (fmol cel.⁻¹) in cultures of *Alexandrium* cf. *tamarense* and *A. ostenfeldii*.

Toxinas	<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	<i>Alexandrium ostenfeldii</i>
GTX4	9,85	
GTX1	0,00	
GTX3	0,25	0,09
GTX2	0,04	0,18
NeoSTX	1,25	
C1	0,89	
C2	6,50	
Total	18,78	0,27

DISCUSIÓN

La explotación de mejillón (*M. chilensis*) en el área del Canal Beagle tiene un alto potencial de desarrollo debido a las óptimas condiciones agroecológicas que favorecen su comercialización (amplia disponibilidad del recurso y excelente calidad y tamaño de los mejillones) (Bertolotti et al. 2014). No obstante, la frecuencia de los eventos de toxicidad por microalgas nocivas, la diversidad de especies tóxicas que se presentan y las lentas velocidades de detoxificación de los moluscos en la región, son factores de riesgo importantes que deben ser evaluados para asegurar el apropiado manejo de esta pesquería.

Conocer las condiciones físicas del ambiente, tales como la turbulencia y la advección por mareas o por circulación de las masas de agua es esencial para la comprensión de la distribución vertical de los organismos, la formación de floraciones de microalgas nocivas y los patrones de toxicidad regionales. Tanto la dinámica de las poblaciones como la producción de toxinas pue-

den ser moduladas en varias formas por los parámetros ambientales como temperatura, salinidad y disponibilidad de nutrientes (Reid 1997; Smayda y Reynolds 2001; Smayda 2002), por lo que es necesario conocer su distribución dentro de la bahía para evaluar las formas más apropiadas de manejo en los sistemas de cultivo de mejillón y reducir los riesgos sanitarios asociados a la ocurrencia de eventos tóxicos.

En el sector argentino del canal, la mayor parte de la producción del recurso proviene de la Bahía A. Brown, situada en la zona este del canal. La Bahía A. Brown tiene una superficie total de 7,37 km² y una profundidad media de 11 m (Quiros et al. 1993). Presenta una entrada amplia (desde Bal. Dirección hasta Punta Gable), que conduce a una más cerrada de 1,65 km de ancho (entre Punta Almanza y Morro Gibraltar), donde la profundidad supera los 20 m. Su parte más ancha tiene 2,6 km y su longitud es de aproximadamente 8,6 km. La bahía no está internamente cerrada debido a que en su interior se comunica con las aguas del canal principal del Beagle al este de la Isla Gable mediante un brazo marítimo que contornea el borde norte de la isla, el Paso R.

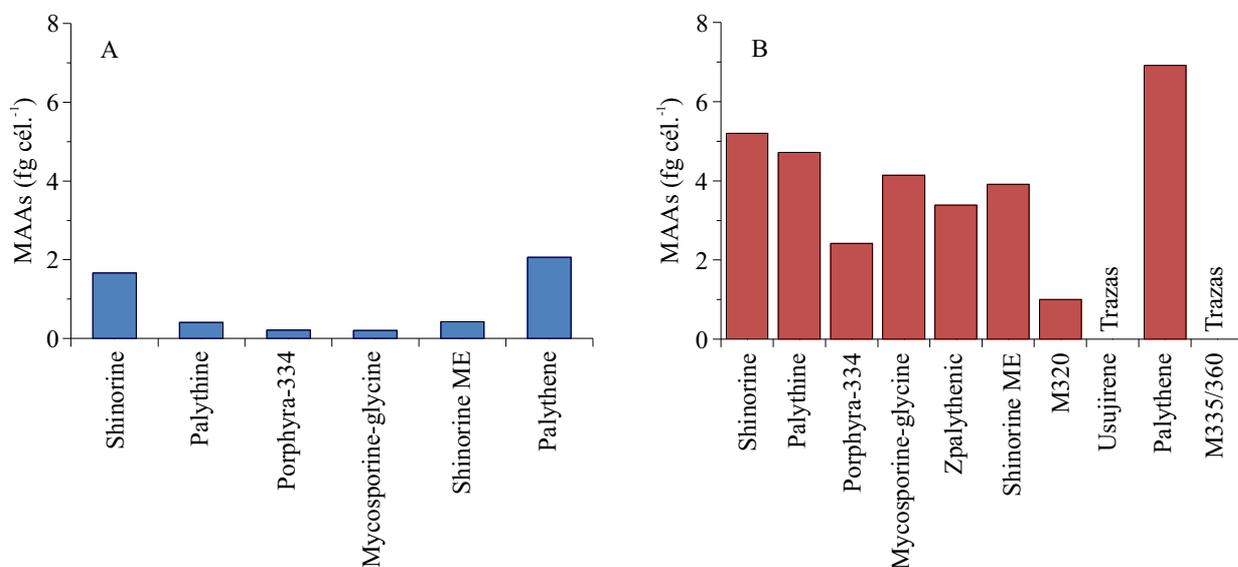


Figura 13. Concentración celular de MAAs individuales en cultivos de *Alexandrium ostensefeldii* y *A. cf. tamarensis*.
 Figure 13. Cell concentration of individual MAAs in *Alexandrium ostensefeldii* and *A. cf. tamarensis* cultures.

Guaraní. Las mareas son del tipo “semidiurno”, con marcada diferencia de amplitud entre las dos ondas sucesivas y una amplitud media de 1,20 m (Balestrini et al. 1998).

La circulación de las corrientes hidrográficas dentro de la Bahía A. Brown tiene características particulares debido a su condición de bahía “semicerrada”. Sus aguas permanecen dentro durante el descenso de la marea y se renuevan durante su ascenso de Oeste hacia el Este, ingresando desde la zona de Punta Paraná y orientándose a través del paso Piedra Buena para luego pasar por el Paso R. Guaraní (Balestrini et al. 1998; Amin 1999). Amin (1999) registró el movimiento de agua dentro de la bahía mediante boyas de deriva y observó que la corriente no es suficiente para que las boyas liberadas en la zona central se dirijan hacia el final de la bahía (A. Brown), por lo que infiere que el recambio de agua se produce por diferencia de mareas más que por corrientes netas en la zona interior.

La distribución de los parámetros ambientales registrados en este estudio permitió diferenciar cuatro zonas dentro del área, con diferentes carac-

terísticas hidrobiológicas determinadas principalmente por la circulación, los aportes de agua dulce y la profundidad (Figura 14):

- 1) La zona aledaña a la costa norte, desde la entrada hasta el sector central de la bahía, caracterizada por una micro-capa superficial de agua muy diluida por el aporte local proveniente del Río Almanza, que además determinó mayor aporte de nutrientes inorgánicos. Esta estructura vertical de dos capas es característica de los fiordos durante los meses de verano o primavera-otoño como consecuencia del deshielo (Isla et al. 1999), y se observó también en algunas bahías y accidentes costeros de otros sectores del canal donde el proceso de mezcla es restringido (Balestrini et al. 1998), y en algunos canales chilenos (Vera et al. 1996). La descarga de agua dulce continental en estas áreas costeras contribuye directamente la formación de una capa de mezcla superficial que tiene un pronunciado efecto sobre diferentes organismos planctónicos. La brusca disminución superficial de la salinidad

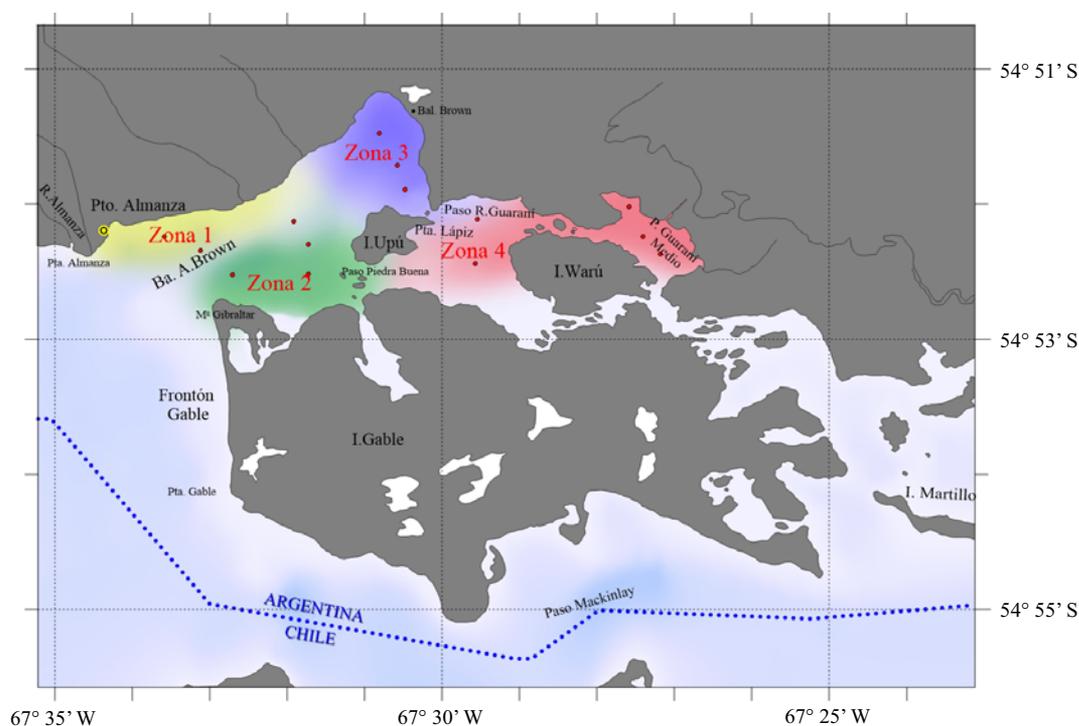


Figura 14. Distribución de las zonas hidrobiológicas diferenciadas en el área de Bahía A. Brown.
 Figure 14. Distribution of the hydrobiological zones differentiated in the A. Brown Bay area.

produce una marcada estratificación salina que disminuye la turbulencia, que es un factor crítico para el florecimiento de los flagelados (Margalef 1978). La estabilidad de la columna de agua inducida por la estratificación salina es una de las condiciones que favorecen el crecimiento de dinoflagelados del Género *Dinophysis*, como fue observado por Peperzak et al. (1996) para los florecimientos de *D. acuminata* en el Mar del Norte. Los florecimientos de esta especie en la región de Antifer, Francia, fueron también relacionados con la marcada disminución de salinidad y aumento de nitratos causada por el desplazamiento superficial de aguas estuariales del Sena (Lassus et al. 1993). En los fiordos del sur de Chile, el crecimiento y acumulación del fitoplancton fueron asociados a un aumento de la estabilidad vertical y estratificación superficial de la columna de agua debido a la fusión

de los campos de hielos continentales (Pizarro et al. 2000; Avaria 2008).

- 2) La zona aledaña a la costa de Isla Gable, desde la entrada hasta el sector central de la bahía, con una casi completa homogeneidad vertical de los parámetros físicos y salinidades mayores de 30,6 en toda la columna de agua. La mayor salinidad y la ausencia de estructura vertical indican que la zona está más relacionada al flujo central del canal (Isla et al. 1999), que tiene mayor incidencia sobre este sector de la bahía debido a la barrera geográfica ofrecida por la Isla Gable.
- 3) La zona interior de la bahía, donde la circulación restringida permitió el desarrollo parcial de una estructura vertical en la distribución de los parámetros físicos. El desplazamiento restringido de agua registrado en el interior de la bahía determina las características hidrobiológicas particulares de este sector, que puede ser

considerado como un área de retención donde la baja velocidad y el intercambio reducido favorecen la sedimentación de partículas de menor granulometría y el desarrollo incipiente de una estructura vertical en la distribución de los parámetros físicos. Estudios previos sobre la composición granulométrica de los sedimentos en el sector interior de la bahía mostraron una alta proporción (30-40%) de limo-arcillas. A diferencia de los sedimentos del sector central y sector costero, presentó una composición mayoritaria de arenas (Amin 1999). Las áreas con circulación restringida, donde prevalece la sedimentación sobre el transporte, pueden funcionar como trampas de sedimentos y por lo tanto reservorios potenciales de estadios bentónicos de algunos dinoflagelados. Las hipnociotas de resistencia producidas por muchas especies de dinoflagelados tienden a concentrarse en sedimentos finos más que en los gruesos arenosos debido a que tienen un comportamiento hidrodinámico similar al de las partículas de limo (Dale 1976; Angles et al. 2010), dando lugar a la formación de “bancos” de quistes. La presencia de estos bancos tiene una considerable significación biológica debido a que la germinación de los quistes proporciona un inóculo inicial para la formación de florecimientos de dinoflagelados o la producción de eventos locales de toxicidad (Anderson y Wall 1978; Anderson 1984), por lo cual, el monitoreo de las poblaciones bentónicas de quistes de dinoflagelados y la localización de las áreas que actúan como reservorios de estos quistes proporcionan una información importante que puede proveer una alerta temprana sobre la presencia y abundancia de especies tóxicas en estas áreas.

- 4) La zona del Paso R. Guaraní, donde la escasa profundidad favoreció el incremento de la temperatura y la penetración de la radiación solar hasta el fondo. La gran disponibilidad de luz sobre el fondo en este sector proporciona condiciones favorables para el crecimiento de espe-

cies bentónicas de fitoplancton como *Prorocentrum lima*. Esta especie, productora de toxinas lipofílicas, tiene un hábito principalmente bentónico o epifítico (Faust 1991); y fue observada en las muestras de fitoplancton tomadas en el lugar, aunque en baja abundancia.

El predominio de dinoflagelados comúnmente registrado a principios de diciembre en el área del Canal Beagle está caracterizado por la presencia de especies productoras de toxina paralizante de moluscos (TPM) como *A. catenella* y *A. tamarensis* (Benavides et al. 1995; Guzmán et al. 2002; Almandoz et al. 2011), lo cual se evidencia en los niveles de toxicidad de moluscos bivalvos registrados en los monitoreos de toxinas realizados rutinariamente en el área (Goya y Maldonado 2014). La inusual ausencia de toxicidad registrada en diciembre de 2013 fue coincidente con una escasa presencia de dinoflagelados observada en el plancton y la ausencia de las especies de *Alexandrium* mencionadas, las cuales normalmente causan el incremento de toxicidad en esta época del año en la Bahía A. Brown. La ausencia de estas especies de dinoflagelados y la dominancia del Género *Chaetoceros* en el plancton mostraron que la comunidad de fitoplancton se hallaba en una etapa temprana de desarrollo, indicando un retraso en la típica secuencia sucesional descrita por Margalef (1978), que comienza a principios de primavera con el florecimiento de diatomeas pequeñas formadoras de cadenas y de rápido crecimiento, como la mayoría de las especies del género *Chaetoceros*, seguida por el crecimiento de diatomeas de mayor tamaño. Florecimientos de *Chaetoceros* han sido registrados previamente en otros sectores del Canal Beagle durante la primavera temprana (Avaria et al. 2003; Pizarro et al. 2005). Almandoz et al. (2011) estudiaron la variación estacional de la composición del fitoplancton en área de Bahía A. Brown durante un ciclo anual y observaron que el incremento en la biomasa y densidad celular registrado a principios de pri-

mavera está asociado al florecimiento de varias especies de diatomeas del Género *Chaetoceros*, entre las que presentan mayor abundancia *C. socialis*, *C. tortissimus*, *C. debilis* y *C. decipiens*. Igualmente, la única especie de *Alexandrium* observada en las muestras tomadas en este período (*A. ostenfeldii*) es normalmente observada en el plancton durante el mes de octubre, en coincidencia con el inicio del florecimiento primaveral de las diatomeas, causando un pico menor de toxicidad en los moluscos bivalvos del área en ese período (Hernando com. pers.)¹.

De acuerdo con el estudio realizado por Almandoz et al. (2011), el florecimiento de *Chaetoceros* es seguido por un pico menor de abundancia representado por el Género *Thalassiosira*, después del cual la biomasa de diatomeas decrece, incrementándose la abundancia de los dinoflagelados sobre el final de la primavera. La composición específica del fitoplancton durante diciembre de 2013 estuvo dominada en por diatomeas del Género *Chaetoceros*. Esta composición, y la ausencia de toxicidad en este período, sugieren que la comunidad fitoplanctónica se hallaba en una etapa temprana de la secuencia sucesional clásica.

Las diferencias observadas con estudios previos en la composición específica de fitoplancton en el área estudiada pueden estar relacionadas a la baja temperatura y velocidad del viento registradas por la estación meteorológica del aeropuerto de la ciudad de Ushuaia durante los meses de primavera previos. Coincidentemente, en el Boletín Climatológico estacional publicado por el Servicio Meteorológico Nacional, se registraron anomalías térmicas negativas a partir de la primavera de 2013 hasta enero de 2014, principalmente en el centro y sur de la Patagonia (SMN, 2013), siendo el verano 2013/2014 el más frío de las últimas cinco décadas. Otra anomalía registrada por el SMN durante la primavera de 2013 fue que las frecuencias de

días con cielo cubierto fueron marcadamente positivas en la región. Estas anomalías atmosféricas podrían haber sido uno de los factores que causó el retraso en el desarrollo de la secuencia sucesional usual del fitoplancton en la región, alterando la composición específica esperada para este período del año, lo cual pone de manifiesto la necesidad de realizar un monitoreo frecuente de los parámetros atmosféricos regionales para favorecer la interpretación de la variabilidad observada en las comunidades de fitoplancton.

Las fracciones de nano y picoplancton son importantes componentes del fitoplancton en los océanos y carecen en algunos casos de caracteres morfológicos definitorios, por lo que su estudio requiere técnicas especiales. Estos organismos, presentan un perfil complejo de pigmentos fotosintéticos (clorofilas, carotenoides y ficobilinas) distribuidos selectivamente en diferentes taxones (Jeffrey et al. 1997). La presencia de pigmentos marcadores propios de diferentes taxones, generalmente a nivel de clase y excepcionalmente al nivel de género y especie, es una ayuda importante para caracterizar la composición de la comunidad de fitoplancton en muestras naturales. En las muestras analizadas, se identificaron componentes del nano y picoplancton según su perfil pigmentario, observándose una muy buena correlación entre los pigmentos determinados y los grupos fitoplanctónicos observados en microscopio, siendo el primer estudio de este tipo que se realiza en Bahía A. Brown.

Los niveles de clorofila determinados corresponden a una etapa inicial del crecimiento fitoplanctónico primaveral. La presencia de altas concentraciones de fucoxantina, la baja diversidad pigmentaria y el incremento en el nivel de clorofila *a* del 10 al 17 de diciembre, se corresponden con el crecimiento de diatomeas observado y es coincidente con la disminución de nutrientes registrada entre ambos muestreos.

¹Marcelo Hernando, Departamento de Radiobiología, Comisión Nacional de Energía Atómica, Av. Gral. Paz 1499, B1650KNA - Buenos Aires, Argentina.

Perfil de toxinas y toxicidad

En la región se han registrado varias especies de diatomeas del Género *Pseudo-nitzschia* (*P. australis*, *P. calliantha*, *P. fraudulenta* y *P. cf. seriata*) potenciales productoras de ácido domoico (TAM) (Almandoz et al. 2011). Sin embargo, en el canal solo se ha detectado AD en una campaña realizada en abril de 2012 en la que no se identificó la especie productora (Krock et al. 2015). La ausencia de AD en las muestras estudiadas puede deberse a diversos factores. El primer factor a considerar es una baja concentración de células o bajo nivel de toxinas por célula y por lo tanto un nivel de toxinas no detectable. Otro punto a tener en cuenta es que la producción de toxinas por el Género *Pseudo-nitzschia* depende de múltiples factores tanto externos (nutrientes, luz, hierro, cobre, etc.) como internos (fase de crecimiento, endobacterias, etc.) (Lelong et al. 2012). La presencia de una especie potencialmente tóxica en el plancton no es sinónimo de toxicidad, pero es un alerta, y por lo tanto es necesario realizar los estudios correspondientes para verificar su capacidad como productor de toxinas y monitorear los posibles organismos afectados.

El análisis oficial de Toxinas Paralizantes de Moluscos en la Argentina se realiza por el método tradicional de bioensayo con ratones (SAGPYA 2006). Sin embargo, por razones éticas en diversas legislaciones, como en la Comunidad Europea, no se considera éste un método adecuado. El uso potencial de técnicas analíticas para reemplazar bioensayos con ratón está siendo discutido, para lo cual los métodos que utilizan HPLC resultan los más adecuados. El método analítico permite conocer y cuantificar cada una de las toxinas que forman el grupo de TPM, y por lo tanto es el ideal para estudiar los fenómenos de transferencia y metabolización en los diferentes organismos afectados. Sin embargo, presenta algunas desven-

tajas en los programas de monitoreo cuando es necesario controlar en forma rápida una gran cantidad de muestras (Etheridge 2010). Frente a la rápida y segura respuesta que brinda el bioensayo, el método oficial de análisis por HPLC propuesto por la Comunidad Europea tiene el inconveniente de la interpretación de los resultados, la necesidad de contar con todos los estándares y el tiempo insumido en la extracción, purificación y análisis de las muestras (EFSA 2009). Frente a este problema, una solución que se está evaluando es la utilización de kits rápidos para el análisis rutinario en los programas de monitoreo (Etheridge 2010).

El análisis de toxinas por HPLC en muestras de bivalvos del mismo período mostró la presencia de TPM en muy bajas concentraciones, por lo que es de suponer que en el período estudiado no hubo eventos extraordinarios de especies tóxicas de fitoplancton. Con el objetivo de estudiar la evolución temporal de la toxicidad, se analizaron muestras de mejillones y cholgas correspondientes a un período anterior. En el análisis de las muestras colectadas en el período julio a diciembre de 2013, si bien algunas muestras fueron negativas por bioensayo, en todas fue posible detectar TPM en diferente concentración utilizando el método más sensible de HPLC. El bajo coeficiente de correlación observado entre los métodos puede deberse al error típico del bioensayo (20-30%), a que la sensibilidad del análisis por HPLC es superior, o a la presencia de sustancias que son tóxicas para los ratones y no son detectadas por el método de HPLC (Costa et al. 2009). La baja presencia de especies tóxicas en el plancton y la detoxificación de los moluscos observada en el período abarcado por este estudio, sugieren que las toxinas fueron adquiridas en un evento tóxico previo ocurrido en el verano de 2012-2013 (Eriksson com. pers.)². Sin embargo, tanto en mejillones como en cholgas, se observó un incremento del contenido total

²Nahuel Eriksson, Secretaría de Ambiente, Desarrollo Sostenible y Cambio Climático de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, San Martín 1401 - Ushuaia, Argentina.

de toxinas en las muestras tomadas el 2 de septiembre y 17 de diciembre. Si bien no se observa un incremento de las especies productoras de TPM en la comunidad fitoplanctónica, otros factores pueden haber causado esta variación, como la re-suspensión de las hipnocigotas de dinoflagelados tóxicos. Se ha atribuido a las hipnocigotas la presencia de toxicidad en algunos filtradores (almeja y culengue) de la Región de Aysén, reportada durante el invierno, en ausencia de la fase móvil (Lembeye 1998). Otro factor posible en la variación del perfil de toxinas en las muestras de bivalvos es la diferente composición de toxinas en los dinoflagelados *A. catenella* y *A. ostenfeldii*, cuya sucesión en el plancton podría reflejarse como un cambio en el perfil tóxico en las primeras etapas de intoxicación de los mejillones. Además, los cambios fisiológicos de estadio y madurez sexual de los bivalvos pueden modificar el contenido de humedad y grasas total de la muestra, con el consecuente cambio en la cantidad relativa de toxinas expresadas en peso húmedo (Bricelj y Shumway 1998). En la región de Canal Beagle, el tiempo de detoxificación de los mejillones puede ser mayor como consecuencia de la baja temperatura del agua, lo que ocasiona una baja velocidad de metabolización de las toxinas adquiridas. Por ejemplo, Álvarez (2012) observa un evento de TPM ocurrido en octubre de 2009 en Canal Beagle que impuso una veda que se extendió por todo un año. Otro factor importante en la velocidad de detoxificación es la concentración inicial de toxinas que suele ser elevada en los eventos registrados en el Canal Beagle (Goya y Maldonado 2014). Por otra parte, la diferencia de toxicidad entre mejillones y cholgas obtenidas en cultivo o en bancos naturales se ha observado en otros estudios y puede ser debida a diferencias en la metabolización enzimática de las toxinas (Bricelj y Shumway 1998).

El cultivo de *A. ostenfeldii* y *A. cf. tamarense* permitió realizar estudios controlados para profundizar el conocimiento de algunas de las características ecofisiológicas específicas como la pro-

ducción de MAAs, el perfil pigmentario y la composición de toxinas. Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que *A. ostenfeldii*, aislado del Canal y creciendo en condiciones óptimas de cultivo, solo produce muy bajas cantidades de GTX2/3. Por otra parte, se ha observado que *A. tamarense*, aislado de la plataforma bonaerense, presenta mayor toxicidad creciendo en medio natural que en cultivo debido a las diferencias en el perfil tóxico que presenta el dinoflagelado creciendo en condiciones diferentes (Montoya et al. 2010). Es por lo tanto importante estudiar la producción de toxinas de *A. ostenfeldii* en medio natural con el fin de comparar las características ecofisiológicas. El cultivo de *A. cf. tamarense* aislado en un estudio previo en el Canal Beagle presenta un perfil de toxinas similar al de *A. tamarense* aislado de la plataforma bonaerense (Montoya et al. 2010). Igualmente, el resultado del análisis de pigmentos de los cultivos aquí estudiados fue coincidente con el esperado para dinoflagelados de este género (Jeffrey et al. 1997), presentando peridina como pigmento característico.

Los efectos nocivos que inducen la radiación UV en organismos acuáticos pueden ser aminorados a través de varios mecanismos de fotoprotección entre los que se encuentran, además, la activación de sistemas antioxidantes, la acumulación de sustancias que absorben radiación UV (fotoprotectores). Entre los fotoprotectores se encuentran los aminoácidos tipo micoporina (MAAs). Los dinoflagelados han desarrollado la habilidad de sintetizar este tipo de compuestos, lo que sumado a su capacidad de migración vertical en la columna de agua le confiere una decisiva ventaja adaptativa. En *A. ostenfeldii* la composición en MAAs individuales fue relativamente menos compleja que la de otras especies de *Alexandrium*, mientras que en *A. cf. tamarense* fue muy similar a las estudiadas previamente (Carreto et al. 2001). Dado que la disminución de la capa de ozono en la región es máxima en primavera, sería conveniente realizar en un futuro estudios de fotoadaptación y presencia de aminoácidos simi-

lares a micosporinas en estas especies en medio natural.

En 2016, las floraciones de *Pseudochattonella* causaron una mortalidad del 20% de la producción total de salmón chileno: en unos pocos días se sacrificaron unos 30 millones de peces (Clement et al. 2016). Estos eventos fueron seguidos por floraciones excepcionales de *A. catenella*, que devastaron la producción de mariscos y llevaron a una agitación social que afectó gran parte de la zona productiva. Estos fenómenos se asociaron claramente con anomalías climáticas y se vincularon a una de las señales más fuertes de El Niño en el Océano Pacífico Sudoriental en las últimas décadas (Muñoz et al. 2018). La experiencia obtenida en los últimos años sobre los eventos de toxicidad nos ha demostrado que se debe prestar especial atención al advenimiento de nuevas especies tóxicas y a la ocurrencia de nuevos síndromes tóxicos en la región. Así mismo, se advierte la necesidad de realizar un monitoreo microscópico de los sedimentos bentónicos en el sector interno de la Bahía A. Brown junto con el de las especies tóxicas presentes en el plancton, así como contar con un registro continuo de las variables meteorológicas para intentar desarrollar una capacidad predictiva de los florecimientos de algas nocivas en el canal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de la Subsecretaría de Desarrollo Sustentable y Ambiente y la Dirección General de Desarrollo Pesquero y Acuícola del Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur para la realización los muestreos. Al Sr. Nahuel Eriksson, director del Laboratorio Ambiental de la SADSyCC por facilitar las instalaciones para los análisis preliminares de las muestras. A la Sra. Belén Mattera por su colaboración en los análisis de pigmentos. Contribución INIDEP N° 2191.

REFERENCIAS

- ALMANDOZ GO, FABRO E, FERRARIO M, TILLMANN U, CEMBELLA A, KROCK B. 2017. Species occurrence of the potentially toxigenic diatom genus *Pseudo-nitzschia* and the associated neurotoxin domoic acid in the Argentine Sea. *Harmful Algae*. 63: 45-55.
- ALMANDOZ GO, HERNANDO MP, FERREYRA GA, SCHLOSS IR, FERRARIO ME. 2011. Seasonal phytoplankton dynamics in extreme southern South America (Beagle Channel, Argentina). *J Sea Res*. 66 (2): 47-57.
- ALMANDOZ GO, MONTOYA N, HERNANDO MP, BENAVIDES H, CARIGNAN M, FERRARIO ME. 2014. Toxic strains of the *Alexandrium ostenfeldii* complex in South America (Beagle Channel, Argentina). *Harmful Algae*. 37: 100-109.
- ÁLVAREZ M. 2012. Situación actual de las zonas de producción de moluscos bivalvos en referencia a los fenómenos de Marea Roja. Años 2008 al 2011. 5^{to} Taller de Trabajo de la Red de Fortalecimiento para la Maricultura Costera Patagónica y del Taller de Cultivo de Mejillón. <<http://www.cenpat-conicet.gov.ar/mariculturaenred/PresentacionesTaller/Mareas rojas-FerinoAlvarez.pdf>>.
- AMIN OA. 1999. Estudio de las características oceanográficas de la Bahía Almirante Brown. Informe para la Subsecretaría de Recursos naturales y Ambiente Humano de la prov. de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina. 9 p.
- ANDERSON DM. 1984. The roles of dormant cysts in toxic dinoflagellate blooms and shellfish toxicity. En: RAGELIS E, editor. Seafood toxins. American Chemical Society Symposium series. Washington: American Chemical Society. p. 125-138.
- ANDERSON DM, WALL D. 1978. Potential importance of benthic cysts of *Gonyaulax tamarens*.

- sis* and *G. excavata* in initiating toxic dinoflagellate blooms. *J Phycol.* 14: 224-234.
- ANGLES S, GARCÉS E, JORDI A, BASTERRETXEA G, PALANQUES A. 2010. *Alexandrium minutum* resting cyst distribution dynamics in a confined site. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr)*. 57 (3-4): 210-221.
- [AOAC] ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. 1985. Paralytic shellfish poison. Biological method. Final action. Official Methods of Analysis. Sec. 959.08. p. 21-22.
- AVARIA, S. 2008. Phytoplankton in the austral Chilean channels and fjords. Progress in the oceanographic knowledge of Chilean interior waters, from Puerto Montt to Cape Horn. En: SILVA N, PALMA S, editores. Valparaíso: Comité Oceanográfico Nacional-Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. p. 89-92.
- AVARIA S, CACERES C, CASTILLO P, MUÑOZ P. 2003. Distribución del microfitoplancton marino en la zona del Estrecho de Magallanes-Cabo de Hornos, Chile, en la primavera de 1998 (crucero CIMAR 3 fiordos). *Cienc Tecnol Mar.* 26: 79-96.
- BALESTRINI C, MANZELLA G, LOVRICH G. 1998. Simulación de corrientes en el Canal Beagle y Bahía Ushuaia mediante un modelo bidimensional. Servicio de Hidrografía Naval, República Argentina. Departamento Oceanografía. Informe Técnico N° 98, 58 p.
- BENAVIDES H, PRADO L, DIAZ S, CARRETO JI. 1995. An exceptional bloom of *Alexandrium catenella* in the Beagle Channel, Argentina. En: LASSUS P, ARZUL G, ERARD E, GENTIAN P, MARCAILLOU C, editores. Harmful marine algal blooms. Proceedings of the Sixth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton, October 1993, Nantes, France. p. 113-119.
- BERTOLOTI MI, PAGANI A, GUALDONI P, FOSATI J. 2014. Cadena de producción del cultivo del mejillón en el año 2011 en la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina. *Rev Galega Econo.* 23: 33-50.
- BRICELJ VM, SHUMWAY SE. 1998. Paralytic shellfish toxins in bivalve molluscs: occurrence transfer kinetics and biotransformation. *Rev Fish Sci.* 6 (4): 315-383.
- CARRETO JI, CARIGNAN MO, MONTROYA NG. 2001. Comparative studies on mycosporine-like amino acids, paralytic shellfish toxins and pigment profiles of the toxic dinoflagellates *Alexandrium tamarense*, *A. catenella* and *A. minutum*. *Mar Ecol Prog Ser.* 223: 49-60.
- CARRETO JI, CARIGNAN MO, MONTROYA NG. 2002. Short term effects of ultraviolet radiation on the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella*. Pigment bleaching and MAAs synthesis inhibition. In: Aquaculture, Environment and Marine Phytoplankton. G. Arzul Coord. Ed. IFREMER, Actes colloq. 34: 173-190.
- CARRETO JI, CARIGNAN MO, MONTROYA NG. 2005. A high-resolution reverse-phase liquid chromatography method for the analysis of mycosporine-like amino acids (MAAs) in marine organisms. *Mar. Biol.* 146: 237-252.
- CEMBELLA AD, LEWIS NI, QUILLIAM MA. 2000. The marine dinoflagellate *Alexandrium ostentfeldii* (Dinophyceae) as the causative organism of spiroside shellfish toxins. *Phycologia.* 39: 67-74.
- CLÉMENT A, LINCOQUEO L, SALDIVIA M, BRITO CG, MUÑOZ F, FERNÁNDEZ C, PÉREZ F, MALUJE CP, CORREA N, MONCADA V, CONTRERAS G. 2016. Exceptional summer conditions and HABs of *Pseudochatonella* in Southern Chile create record impacts on salmon farms. *Harmful Algae News.* 53: 1-3.
- COSTA PR, BAUGH KA, WRIGHT B, RALONDE R, NANCE SL, TATARENKOVA N, ETHERIDGE SM, LEFEBVRE KA. 2009. Comparative determination of paralytic shellfish toxins (PSTs) using five different toxin detection methods in shellfish species collected in the Aleutian Islands, Alaska. *Toxicon.* 54: 313-320.
- DALE B. 1976. Cyst formation, sedimentation, and preservation: factors affecting dinoflagellate assemblages in recent sediments from Trond-

- heimsfjord, Norway. *Rev Palaeobot Palynol.* 22: 39-60.
- [EFSA] EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. 2009. Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on its quest from the European Commission on marine biotoxins in shellfish—summary on regulated marine biotoxins. *EFSAJ.* 1306: 1-23.
- ETHERIDGE SM. 2010. Paralytic shellfish poisoning: Sea food safety and human health perspectives *Toxicon.* 56: 108-122.
- FAUST MA. 1991. Morphology of ciguatera-causing *Prorocentrum lima* (Pyrrophyta) from widely differing sites. *J Phycol.* 27: 642-648.
- FERRARIO ME, SAR EA, SALA S. 1995. Metodología básica para el estudio del fitoplancton con especial referencia a las diatomeas. En: ALVEAL K, FERRARIO ME, OLIVEIRA EC, SAR EA, editores. *Manual de métodos ficológicos.* Concepción: Universidad de Concepción. p. 1-23.
- FRITZ L, TRIEMER RE. 1985. A rapid simple technique utilizing Calcofluor White M28 for the visualization of dinoflagellate thecal plates. *J Phycol.* 21: 662-664.
- GOYA AB, MALDONADO S. 2014. Evolution of PSP toxicity in shellfish from the Beagle Channel (Tierra del Fuego, Argentina): an overview. En: SAUVÉ G, editor. *Molluscan shellfish safety.* Dordrecht: Springer. p. 15-23.
- GRASSHOFF K, EHRHARDT M, KREMLING K. 1983. *Methods of sea water analysis.* Weinheim: Verlag Chemie. 419 p.
- GUZMAN L, CAMPODÓNICO E. 1975. Marea Roja en la Región de Magallanes. *Publicaciones Instituto de la Patagonia. Serie Monografías,* Punta Arenas, Chile, 9. 44 p.
- GUZMAN L, LEMBEYE G. 1975. Estudios sobre un florecimiento tóxico causado por *Gonyaulax catenella* en Magallanes. II—Algunas condiciones hidrográficas asociadas. *ANS. INST. PAT., Punta Arenas (Chile).* VI (1-2): 185-195.
- GUZMAN L, PACHECO H, PIZARRO G, ALARCÓN C. 2002. *Alexandrium catenella* y veneno paralizante de los mariscos en Chile. En: SAR EA, FERRARIO ME, REGUERA B, editores. *Floraciones algales nocivas en el cono sur americano.* Vigo: Instituto Español de Oceanografía. p. 235-255.
- ISLA F, BUJALESKY G, CORONATO A. 1999. Procesos estuarinos en el Canal Beagle, Tierra del Fuego. *Rev Asoc Geol Argent.* 64 (4): 307-318.
- HYDES D, AOYAMA M, AMINOT A, BECKER S, COVERLY S, DANIEL A, DICKSON A, GROSSO O, KEROUEL R, VAN OOIJEN J, ET AL. 2010. Determination of dissolved nutrients in seawater. En: HOOD EM, SABINE CL, SLOYAN BM, editores. *The GO-SHIP repeat hydrography manual: a collection of expert reports and guidelines.* IOCCP Report No. 14, ICPO Publication Series No. 134. <http://www.go-ship.org/HydroMan.html>.
- JEFFREY SW, WRIGHT SW. 1997. Qualitative and quantitative HPLC analysis of SCOR reference algal cultures. En: JEFFREY SW, MANTOURA RFC, WRIGHT SW, editores. *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods,* Vol. 10. Paris: UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. p. 343-360.
- KREMP A, LINDHOLM T, DRESSLER N, ERLER K, GERDTS G, EIRTOVAARA S, LESKINEN E. 2009. Bloom forming *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in shallow waters of the Åland Archipelago, Northern Baltic Sea. *Harmful Algae.* 8: 318-328.
- KROCK B, BOREL M, BARRERA F, TILLMANN U, FABROD E, ALMANDOZ GO, FERRARIO M, GARCÓN CARDONA JE, KOCHA BP, ALONSO C, ET AL. 2015. Analysis of the hydrographic conditions and cyst beds in the San Jorge Gulf, Argentina, that favor dinoflagellate population development including toxigenic species and their toxins. *J Mar Syst.* 148: 86-100.
- LASSUS P, PRONIEWSKI F, MAGGI P, TRUQUET P, BARDOUIL M. 1993. Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis* cf. *acuminata* in the Antifer area (France). En: SMAYDA TJ,

- SHIMIZU Y, editores. Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier Science Publishers. p. 519-523.
- LELONG A, GARET H, SOUDANT P, BATES S. 2012. *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms. *Phycologia*. 51 (2): 168-216.
- LEMBEYE G. 1998. Seguimiento de la toxicidad en recursos pesqueros de importancia comercial en la X y XI Región, Informe Final Proyecto FIP. 86 p.
- MARGALEF R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Ocenol Acta*. 1: 493-509.
- MONTOYA N, CARIGNAN M, BENAVIDES H. 2012. Toxinas emergentes: spirolidos en mejillones, fitoplancton y en cultivo de *Alexandrium ostenfeldii* del Canal de Beagle. *Inf Invest INIDEP* N° 116/2012.
- MONTOYA NG, FULCO KV, CARIGNAN MO, CARRETO JI. 2010. Toxin variability in cultured and natural populations of *Alexandrium tamarense* from southern South America – Evidences of diversity and environmental regulation. *Toxicon*. 56: 1408-1418.
- MUÑOZ JL, URBINA MA, GARREAUD R, IRIARTE JL. 2018. Hydroclimatic conditions trigger record harmful algal bloom in western Patagonia (Summer 2016). *Scientific Reports* (2018) 8:1330. doi:10.1038/s41598-018-19461-4
- NAGAI S, NITSHITANI G, TOMARU Y, SAKIYAMA S, KAMIYAMA T. 2008. Predation by the toxic dinoflagellate *Dinophysis fortii* on the ciliate *Myrionecta rubra* and observation of sequestration of ciliate chloroplasts. *J Phycol*. 44 (4): 909-922.
- OSHIMA Y. 1995. Post-column derivatisation liquid chromatography method for paralytic shellfish toxins. *J AOAC Int*. 78: 528-532.
- PEPERZAK L, SNOEIJER GJ, DIJKEMA R, GIESKES WWC, JOORDENS J, PEETERS JCH, VRIELING EG, ZEVENBOOM W. 1996. Development of *Dinophysis acuminata* bloom in the river Rhine plume. En: YASUMOTO T, OSHIMA Y, FUKUYO Y, editores. Harmful and toxic algal blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 273-276.
- PIZARRO G, IRIARTE, JL, MONTECINO V, BLANCO JL, GUZMÁN L. 2000. Distribución de la biomasa fitoplanctónica y productividad primaria máxima de fiordos y canales australes (47°-50° S) en octubre 1996. *Cienc Tecnol Mar*. 23: 25-48.
- PIZARRO G, MONTECINO V, GUZMAN L, MUÑOZ V, CHACON V, PACHECO H, FRANGOPULOS M, RETAMAL L, ALARCON C. 2005. Patrones anuales recurrentes del fitoplancton en fiordos y canales australes (43°-53° S) en primavera y verano. *Cienc Tecnol Mar*. 28 (2): 63-83.
- QUIROS R, LUCHINI L, WICKI G, ERRAZI E. 1993. Evaluación e identificación de sitios aptos para el desarrollo de la acuicultura. Sobre la zona costera de la Isla Grande de tierra del Fuego y sus aguas interiores. Informe final para la Dirección de Recursos Naturales de la Prov. de Tierra del fuego Antártida e Islas del Atlántico sur. Consejo Federal de Inversiones de la República Argentina. Vol. I, II y II, 385 p.
- REID PC. 1997. Discharges from hydroelectric power schemes as a trigger for marine algal blooms. *Mar Pollut Bull*. 34 (9): 730-733.
- [SAGPYA] SECRETARÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2006. Capítulo XXIII Productos de la Pesca 23.24 Reglamento Sanitario de explotación y comercialización de moluscos y bivalvos vivos para consumo humano directo. Resolución SAGPYA 829/2006. Decreto 4238/68.
- [SMN] SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL. 2013. Boletín climatológico trimestral. Primavera. Vol. XXV 2013. 13 p. <http://www3.smn.gob.ar/serviciosclimaticos/clima/archivo/clim-primav13.pdf>.
- SIMONSEN R. 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R.V. "Meteor"

- 1964-65. Meteor Forschungsergeb (D Biol). 19: 1-66.
- SMAYDA, T.J. 2002. Turbulence, watermass stratification and harmful algal blooms: an alternative view and frontal zones as "pelagic seed banks". Harmful Algae. 1: 95-112.
- SMAYDA TJ, REYNOLDS CS. 2001. Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms J Plank Res. 23 (5): 447-461.
- TOUZET N, FRANCO JM, RAINE R. 2008. Morphogenetic diversity and biotoxin composition of Alexandrium (Dinophyceae) in Irish coastal waters. Harmful Algae. 7: 782-797.
- UTERMÖHL H. 1958. Zur vervollkommung der quantitative phytoplankton-methodik. Mitt Int Ver Theor Angew Limnol. 9: 1-38.
- VERA P, AVARIA S, MUÑOZ P. 1996. Composición y distribución del fitoplancton de los fiordos adyacentes a Campos de Hielo Sur, Chile. Cienc Tecnol Mar. 19: 73-92.
- WRIGHT JLC, QUILLIAM MA, CEMBELLA AD. 1995. Methods for domoic acid, the Amnesic Shellfish Poisons. En: HALLEGRAEFF GM, ANDERSON DM, CEMBELLA AD, editores. Manual on Harmful Marine Microalgae, COI, Manual Guides N° 33, UNESCO, Paris, p 113-133.
- ZAPATA M, RODRIGUEZ F, GARRIDO JL. 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C8 column and pyridine-containing mobile phases. Mar Ecol Prog Ser. 195: 29-45.

Recibido: 22.04.2019

Aceptado: 21.08.2019

FIRST DATA ON THE AGE AND GROWTH OF BRAZILIAN FLATHEAD
Percophis brasiliensis (PISCES: PERCIFORMES)
IN SAN MATÍAS GULF, NORTHERN PATAGONIA (ARGENTINA)

MARÍA E. LÓPEZ^{1, 2, 3}, MATÍAS OCAMPO REINALDO^{2, 4, 5}, KARINA A. RODRÍGUEZ^{2, 6},
M. RITA RICO⁶, MARGARITA B. SÁEZ⁶ and RAÚL A. GONZÁLEZ^{2, 4, 5}

¹Instituto de Desarrollo Costero “Dr. H. C. Héctor E. Zaixso” (IDC), Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB), Ruta 1 s/n Km 4, 9000 Comodoro Rivadavia, Argentina
e-mail: melopez@live.com.ar

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

³Centro de Investigación y Transferencia “Golfo San Jorge”
(CIT-GSJ), CONICET-UNPSJB-UNPA, Ruta 1 s/n Km 4, 9000 Comodoro Rivadavia, Argentina

⁴Centro de Investigación Aplicada y Transferencia Tecnológica en Recursos Marinos “Almirante Storni” (CIMAS), Güemes 1030, 8520 San Antonio Oeste, Argentina

⁵Escuela Superior de Ciencias Marinas (ESCiMar), Universidad Nacional del Comahue (UNCo),
San Martín 224, 8520 San Antonio Oeste, Río Negro, Argentina

⁶Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina

ABSTRACT. Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* is a commercially important perciform fish caught as bycatch by trawlers throughout its latitudinal distribution range (from 23° S in Brazil to 47° S in Argentina). It is associated with the catches of Argentine hake *Merluccius hubbsi* and Patagonian red shrimp *Pleuromma muelleri* in San Matías Gulf (SMG). The main objective of this study was to describe the first data on the growth of this species in SMG and to compare the results with available information for other areas of the Argentine Continental Shelf (ACS). The study was carried out using 294 specimens (196 females, 97 males and one of indeterminate sex) collected over four non-consecutive years from commercial/recreational fishing and during research cruises. The age of individuals was determined by reading and counting opaque-hyaline rings on the *sagittae* otoliths. The maximum ages observed were 14 years for females and 12 years for males. Growth parameters were estimated using the von Bertalanffy mode. Significant differences in L_{∞} parameter between sexes were found (L_{∞} males = 54.58 cm; L_{∞} females = 78.31 cm, $p < 0.05$). Growth parameters were different from those determined in previous studies for the ACS.

Key words: Age determination, growth curve, *Percophis brasiliensis*, gulf region, poor-data species.

INTRODUCTION

Studies dealing with the age determination and growth of fish species are considered a crucial

topic in fisheries research (Hoenig and Gruber 1990; Officer et al. 1996; Campana 2001), since they provide basic information for stock assessment (Gallagher and Nolan 1999).

Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* Quoy and Gaimard 1825 (Suborden Trachinoidei) is a

coastal fish species of demersal-benthic habits. Its distribution extends from 23° S (Rio de Janeiro, Brazil) to 47° S (north of Santa Cruz Province, Argentina), and from the coast down to depths of 75 m (Cousseau and Perrotta 2013). *P. brasiliensis* is mainly caught by bottom trawl nets in the context of a multi-species fishery in the coastal ecosystem of Buenos Aires Province (CEB) on the Argentine Continental Shelf (ACS) (Carozza et al. 2001). Several studies on the composition of catches and growth were carried out in this area (Carozza et al. 2018; Rico et al. 2018). This species mainly inhabits the northeast area of San Matías Gulf (SMG) between the coastline and the 90 m isobath (López et al. 2012). It is caught as bycatch in a multispecific fishery targeting Argentine hake *Merluccius hubbsi* (Romero et al. 2013) and in a recent fishery targeting Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* (Sepúlveda 2018). Landings recorded since the early 90s have always amounted to a few tons (8.75 ± 21.92 SD), except for a peak recorded for the period 1999-2000 (82.3 ± 33.66 SD).

At present, Brazilian flathead is considered a data-poor species in SMG. Biological information on *P. brasiliensis* in SMG fishery is scarce and insufficient for inferring the status of its population structure and dynamics. However, some biological aspects of this species were previously studied in the CEB, where the peak of reproductive activity was observed in November and gonads in resting stage were detected in May, June, and August (Rodrigues et al. 2010, 2013). *P. brasiliensis* is a long-living, slow-growing species with maximum ages ranging from 15 years for females to 19 years for males (Rico and Sáez 2010; Barretto et al. 2011; Sáez et al. 2011). Differential growth between the sexes from the first year of life has been observed with females reaching greater sizes than males of the same age (Barretto et al. 2011). Despite their longevity, females mature in the second year (35.6 cm total length, TL) and males in the first (25.5 cm TL) (Rodrigues 2012). The chemical composition of otoliths also highlighted

a possible difference between individuals belonging to SMG and the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone (AUCFZ) (Braicovich and Timi 2008; Avigliano et al. 2015). This evidence may indicate that *P. brasiliensis* in SMG could be a relatively isolated subpopulation or stock, as observed for other species of similar latitudinal distribution range, such as Argentine hake *M. hubbsi* (Sardella and Timi 2004; Ocampo Reinaldo et al. 2013) and the Brazilian sandperch *Pinguipes brasilianus* (Timi et al. 2008).

The aim of this study was to determine first data on the age and growth parameters of *P. brasiliensis* in SMG as an initial step towards understanding basic aspects of the biology and population dynamics of this species and its role in demersal and coastal fish assemblages.

MATERIALS AND METHODS

Samples were collected over four non-consecutive years from three sources: research cruises, commercial landings and coastal rod fishing (Table 1). Total length (TL) to the nearest cen-

Table 1. Source and number of samples. RC: research cruises, CL: commercial landings from the Patagonian red shrimp and the Argentine hake fisheries, RF: rod fishing.

Month	2009	2011	2013	2014
February	-	-	-	3 (CL)
March	-	-	-	18 (CL)
April	-	-	-	5 (CL)
May	25 (CL)	-	-	-
June	17 (CL)	-	3 (CL)	-
August	14 (CL)	-	-	-
November	200 (RC)	9 (RF)	-	-
Total	256	9	3	26

timer, total weight (TW) in grams and sex were recorded for each fish. *Sagittae* otoliths were extracted and one otolith from each pair was washed, dried and embedded in opaque epoxy resin. The otoliths were sectioned transversally through the nucleus region in order to obtain a 0.5 mm-thick section using a Maruto MC-201 micro-cutter.

Age validation

In order to validate the periodicity of the growth rings, the type of band (opaque-translucent) on the edges in the otolith sections was recorded.

Age determination

To determine the age of the individuals, the pairs of opaque-translucent bands in the otolith sections were counted by two independent readers

under incident and transmitted light using a stereomicroscope at 40X magnification (Figure 1). Age was determined to the nearest lower according to Barretto et al. (2011) without knowledge of the length and sex of the specimen, considering that one opaque and one translucent band representing one year of the fish life. The average percent error (APE) (Beamish and Fournier 1981) and the coefficient of variation (CV) (Chang 1982) were used to validate the age determination of both observers.

Growth

The von Bertalanffy (1938) growth model (VBGM) was used to characterize the growth in length as a function of age using the following equation:

$$TL_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)}) + E_t$$

where TL_t is the average total length (cm) at age t

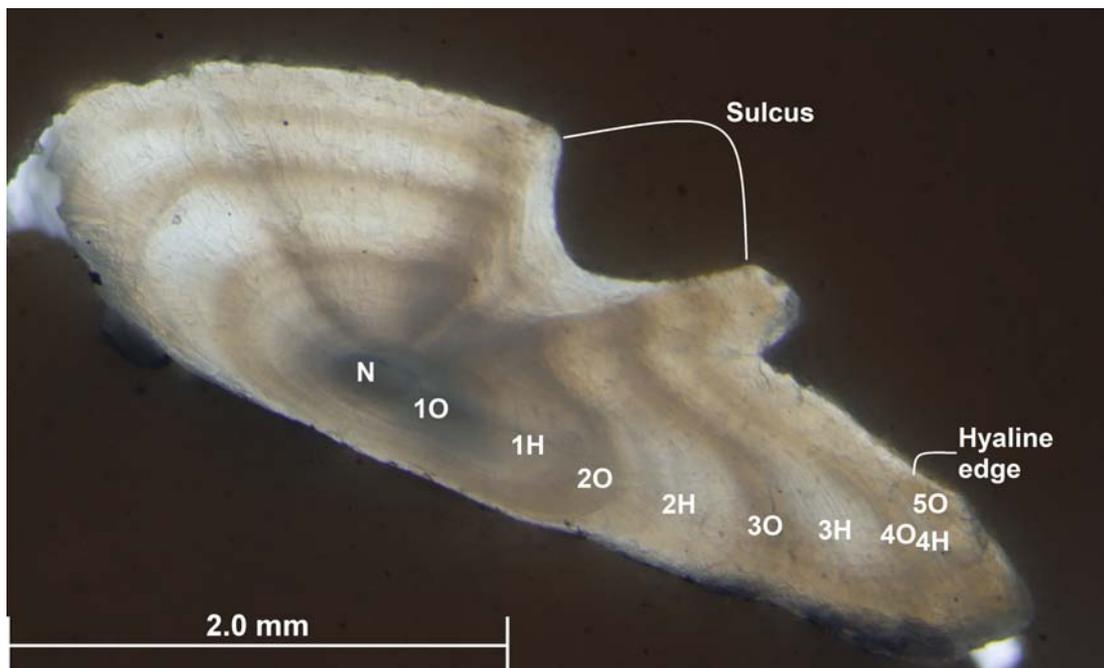


Figure 1. Thin section of the *sagittae* otolith of a 4-years-old female *Percophis brasiliensis*. N: nucleus, O: opaque band, H: hyaline band; the numbers refers to the annual rings.

(years), L_{∞} is the maximum total length (cm), k is a growth rate parameter (year^{-1}), t_0 is the theoretical age (years) at zero length and E_t with Normal distribution since we were working with averages TL_t .

The model was fitted using the generalized least squares method (Kimura 1980). Growth parameters (L_{∞} , k and t_0) were estimated using the maximum likelihood method (Cerrato 1990). Comparisons between growth curves of both sexes were carried out using the likelihood ratio and the χ^2 distribution ($p < 0.05$; Cerrato 1990).

RESULTS

Age determination

Age was determined for a total of 294 individuals (196 females, 97 males and one undefined). The average percent error (APE = 0.28%) and the coefficient of variation (CV = 0.40%) indicated that the criteria for age determination was consistent across the readers (Cerrato 2000).

TL values ranged from 33 to 71 cm for females

and 32 to 63 cm for males. Both sexes showed unimodal frequency distribution at 55 cm for females and 50 cm for males (Figure 2).

Age validation

Both bands (opaque and hyaline) were present in most of the months analyzed (Figure 3). The opaque band was frequent in February, although deposition could have started months earlier. In addition, the hyaline ring was deposited from March to August.

Growth

Ages ranged from 2 to 14 years for females and 3 to 12 years for males, with a mode of 4-year-old specimens in both sexes (Figure 4; Table 2). The VBGM showed a good fit to the observed data with females larger than males at the same age (Figure 5). When comparing the three parameters together (L_{∞} , k , t_0), significant differences were found ($p < 0.05$) between the growth curves by sex. Comparisons of the parameters individually detected significant differences for the asymptotic length only (Table 3).

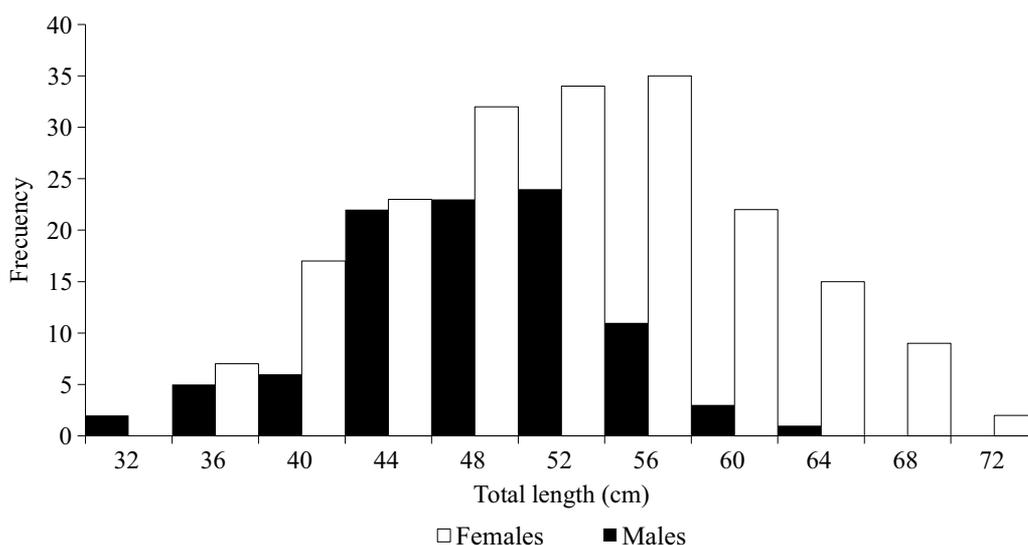


Figure 2. Frequency distribution of total length by sex of *Percophis brasiliensis*.

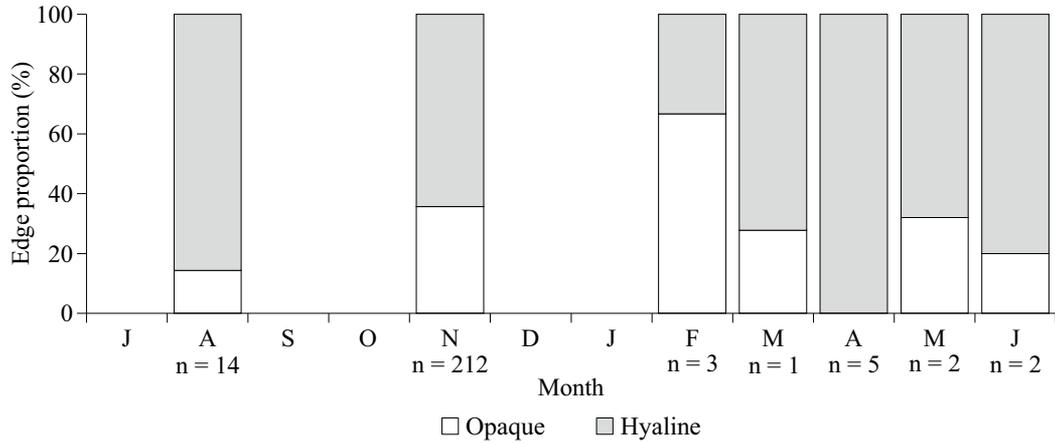


Figure 3. Monthly percentage of opaque and hyaline edges in whole otoliths of *Percophis brasiliensis* in SMG.

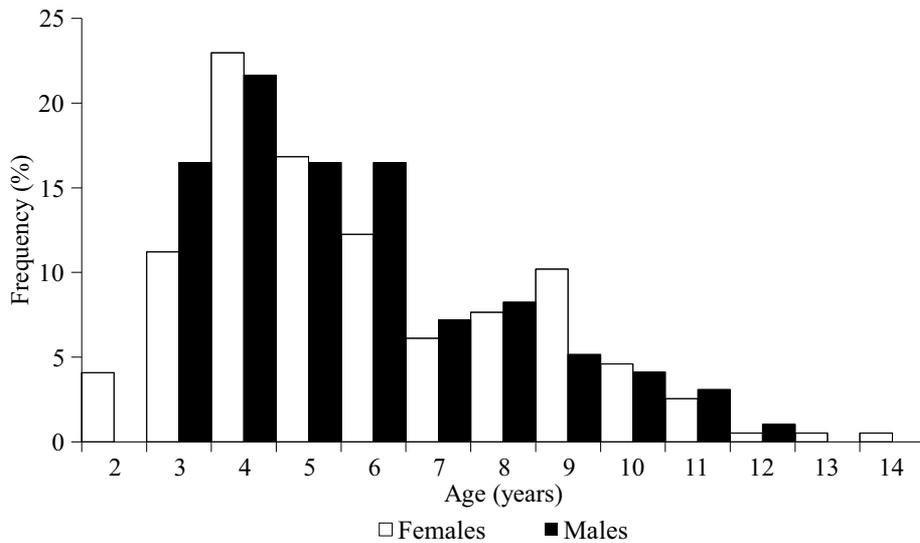


Figure 4. Frequency distribution of age by sex of *Percophis brasiliensis*.

DISCUSSION

The accuracy of age readings and the low percentage of otoliths discarded due to malformations show that the *sagittae* otoliths of *P. brasiliensis* appear to be suitable for reading ages, like most *sagittae* otoliths of temperate-water fish (Panella 1974; Pauly 1980; Lombarte and Leonart 1993; Morales-Nin 2000). In all the thin

sections analyzed the nature of the first ring was opaque, coinciding with observations for the same species on Buenos Aires coast (Barretto et al. 2011). This could be because the opaque band is formed in the warm months (late spring and summer) when recruitment of individuals to the populations of *P. brasiliensis* on the Argentine coast is recorded (Rodrigues 2012). On the other hand, the hyaline ring corresponds to the coldest seasons (autumn and winter). Although the validation was carried out by mixing months of dif-

Table 2. Range (cm), mean total length (TL, cm) per age (in years) of females, males and pooled data of *Percophis brasiliensis* from SMG. SD: standard deviation.

Age	General		Females		Males	
	Range	Mean TL \pm SD (n)	Range	Mean TL \pm SD (n)	Range	Mean TL \pm SD (n)
2	35-43	37.6 \pm 2.97 (8)	35-43	37.6 \pm 2.97 (8)		-
3	32-48	40 \pm 3.85 (26)	35-48	40.9 \pm 3.55 (22)	32-46	39 \pm 4.11 (16)
4	33-53	44.7 \pm 3.84 (66)	33-53	45.2 \pm 3.92 (45)	34-49	43.5 \pm 3.47 (21)
5	35-56	48.1 \pm 4.26 (49)	39-56	49.4 \pm 3.78 (33)	35-54	45.6 \pm 4.15 (16)
6	42-61	51.3 \pm 4.24 (40)	45-61	53.5 \pm 3.44 (24)	42-53	48.2 \pm 3.25 (16)
7	49-63	54.7 \pm 3.77 (19)	51-60	55.8 \pm 2.59 (12)	49-63	52.7 \pm 4.82 (7)
8	47-65	55.8 \pm 4.71 (23)	52-65	58.4 \pm 3.58 (15)	47-53	51 \pm 1.85 (8)
9	52-70	59.2 \pm 4.60 (26)	54-70	60.6 \pm 4.08 (20)	52-54	53.4 \pm 0.89 (5)
10	52-67	58.6 \pm 4.94 (13)	55-67	60.3 \pm 4.92 (9)	52-57	54.75 \pm 2.06 (4)
11	51-67	60.1 \pm 5.25 (8)	59-67	63.2 \pm 3.27 (5)	51-57	55 \pm 3.46 (3)
12	51-61	56 \pm 7.07 (2)		61 (1)		51 (1)
13		71 (1)		71 (1)		-
14		68 (1)		68 (1)		-

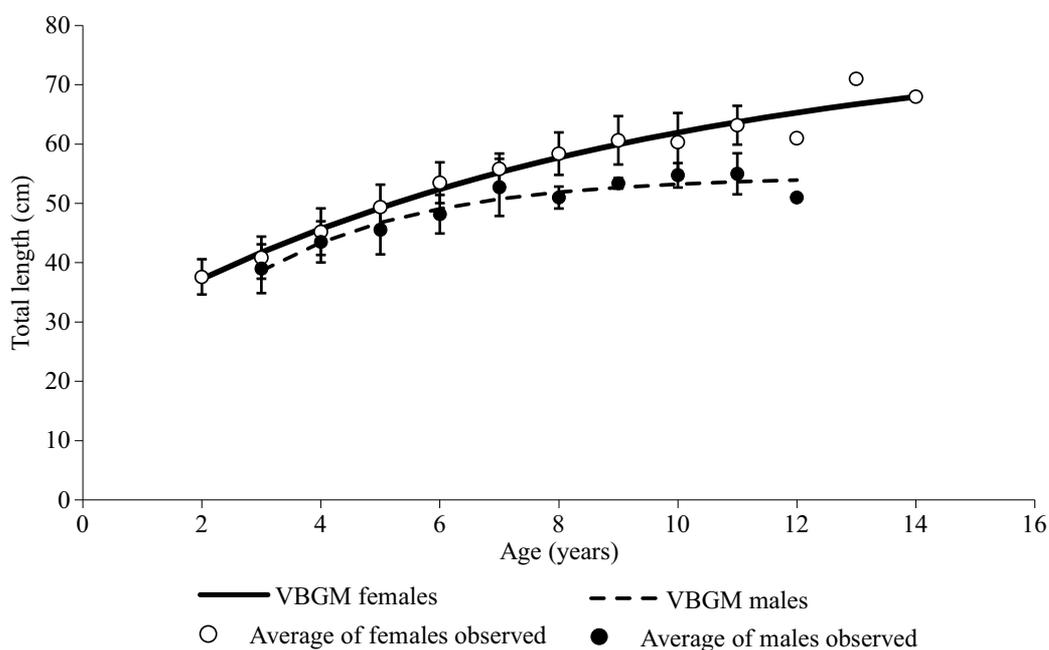


Figure 5. Growth curves of *Percophis brasiliensis* by sex from San Matias Gulf. Bars represent standard deviation. VBGM: von Bertalanffy growth model.

Table 3. von Bertalanffy's growth parameters (L_{∞} , k , t_0) for *Percophis brasiliensis* from San Matías Gulf. The general curve includes one individual of indeterminate sex shown as comparison purposes with other studies.

	L_{∞} (cm)	k (year ⁻¹)	t_0 (years)	N
General	86.06	0.08	-5.51	294
Females	78.31*	0.11	-3.61	196
Males	54.58*	0.36	-0.46	97

*Indicates significant differences ($p < 0.05$).

ferent years without having the entire cycle and with few individuals in some months, the periods of growth ring formation coincided with those reported by Barretto et al. (2011) for individuals from Buenos Aires coast. Similarly, the formation of rings at similar times for fish that inhabit Southwestern Atlantic coast has been described. Scartascini et al. (2015) studying the seasonality of the otoliths of the white croaker *Micropogonias furnieri* in SMG reported the deposition of opaque bands between November and January, coinciding with that reported for weakfish *Cynoscion guatucupa* (López Cazorla 2000) in Bahía Blanca waters and for wreckfish *Plyprion americanus* in southern Brazil (Peres and Haimovici 2004).

Considering that the first pair of rings are usually harder to identify than the subsequent pairs, some authors have suggested not counting it (Peres and Haimovici 2004). In order to compare the estimates made, this study used the criteria described by Barretto et al. (2011) to estimate the age of the species in another site of its distribution.

The maximum ages observed in this study (14 years for females and 12 for males) were higher than the maximum ages previously recorded in CEB for this species: 6 years (Tomo 1969), 7 years (San Román 1974) and 12 years (Perrotta and Fernández-Giménez 1996). However, they were lower than those recorded by Barretto et al.

(2011): 15 years for females and 19 years for males (both between 60 and 70 cm TL). Individuals belonging to the 0 and 1 year age classes were not represented in this study even though the trawl nets used during the research cruises had a small mesh (40 mm) inner cover. Other studies carried out in CEB also reported the absence or low occurrence of individuals belonging to these year classes (Rico et al. 2018). Considering that small individuals inhabit mainly shallower areas (Barretto 2007) their presence would not have been detected in this study because these areas were not sufficiently surveyed.

The VBGM was adequate for describing the growth of *P. brasiliensis*. Differential growth between sexes was observed in this study with females larger than males at the same age as described previously by San Román (1974) and Barretto et al. (2011). *P. brasiliensis* is a slow growing, relatively long-lived species like other perciform fishes studied in SMG (Rubinich and González 2001; González 2006).

The estimated L_{∞} for females (78.31 cm TL) was higher than that previously reported (65.2 and 63.5 cm TL) in the northern area of distribution (CEB) (Barretto et al. 2011), while L_{∞} for males (54.58 cm TL) was lower than the estimated for the species outside the SMG (58.1 cm and 58.7 cm TL, Barretto et al. 2011). Although habitat differences between the two areas (Warm Temperature Southwestern Atlantic province versus the "Magellanic Province") (Spalding et al. 2007) might affect the growth of these species, differences in L_{∞} could also be partially linked to the quality of the data since Barretto et al. (2011) used a wider range of age classes in their study (17 age classes versus 14 in this study). In our study, the lack of individuals smaller than 33 cm TL might explain the relatively high values of t_0 and consequently have an effect over the grow rate parameter (k). However, differences in TL between males and females within SMG population compared to other stocks were clear. Differences could also be explained by the different fishing intensity to

which the population of Brazilian flathead has been subjected at both sites (CEB and SMG). The CEB fishery began around 1960 and catches increased up to 8,350 t in 1997. Although catches have decreased since then, more than 7,000 t of Brazilian flathead are still landed in CEB (Rico et al. 2018). The intensity and long-term fishing pressure of the CEB fishery could have caused the removal of adult individuals resulting in a greater relative abundance of individuals between 3 and 5 years old (Rico et al. 2018).

The estimated k (0.11 year⁻¹) and t_0 (-3.61 years) for females were lower than those calculated previously for Buenos Aires stock by Barretto et al. (2011) ($k = 0.29$ year⁻¹ in spring and 0.26 year⁻¹ in winter, $t_0 = -1.15$ years in spring and -2.01 years in winter). However, if data from smaller (< 33 cm TL) and larger individuals (> 70 cm TL) were added to the VBGM the estimated value of t_0 could be lower, leading to a higher value of k . On the other hand, parameters of the VBGM in males showed more realistic values due to an asymptote of TL seems to be reached (L_∞ is similar to maximum TL). In this sense, the estimated values of k (0.43 year⁻¹) and t_0 (-0.36 years) for males were higher than those previously calculated for individuals from Buenos Aires stock by Barretto et al. (2011) ($k = 0.26$ year⁻¹ in spring and 0.21 year⁻¹ in winter, $t_0 = -2.02$ years in spring and -2.90 years in winter). Since L_∞ and k are intimately related, the differences found in k from this study could also be a consequence of females reaching larger size in SMG, while males reached smaller size as mentioned above. This caused a decrease in the value of k for females and an increase in the value for males.

Taking into account the ages determined in our study and the age at maturity (1.6 years for males and 2.7 years for females) identified by Rodrigues (2012), the differential growth for each sex could be explained by the fact that once sexual maturity is reached the growth rate decreased (Brett 1979). In this way, females only begin to use part of their energy for reproduction during

the second year of life and have a one-year advantage over males to increase their size (Barretto et al. 2011). Differences in growth could also be determined by changes in environmental conditions, water temperature and food availability, which could affect metabolic rates (Dutil et al. 1999). The different growth rates may also be a consequence of changes in the genetic characteristics of the stocks (Renzi et al. 2009).

This work describes for the first time the growth of *P. brasiliensis* in SMG and shows differences with previous studies of this species from other areas of the Argentine continental shelf. In agreement with other authors (Braicovich and Timi 2008; Braicovich and Timi 2010; Rodrigues et al. 2010; López et al. 2012; Avigliano et al. 2015; Braicovich et al. 2016), these preliminary results provide data that suggest that the population of *P. brasiliensis* from SMG constitutes a different stock from those in CEB and the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone (AUCFZ). In this respect, defining stocks as discrete units is useful for stock assessment and to propose management measures (Ihssen et al. 1981). Future studies on stock evaluation of *P. brasiliensis* in SMG should contemplate appropriate methodologies for data-poor species (Jiao et al. 2011). Determining biological parameters that could limit and control the management of fisheries is not an easy task, however it is essential to understand as much as possible about the resource in order to ensure that its activity is sustainable in all aspects: the stock in question, the community it inhabits and the society that depends on the resource for its livelihood.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the staff of Escuela Superior de Ciencias Marinas (Universidad Nacional del Comahue) and Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) for providing the necessary tools to carry out this research.

This work was partially funded by the Consejo Interuniversitario Nacional (Argentina), based on a grant awarded to the author of the work. We thank CIMAS and Miguel Camarero “Kelo” for assistance with sample collection. We also thank Mariano Malvé, Damián Gil and Mauro Marcinkiewicz for correcting the English language, and making suggestions to improve the manuscript.

REFERENCES

- AVIGLIANO E, SAEZ MB, RICO MR, VOLPEDO AV. 2015. Use of otolith strontium:calcium and zinc:calcium ratios as an indicator of the habitat of *Percophis brasiliensis* Quoy and Gaimard, 1825 in the southwestern Atlantic Ocean. *Neo Ich.* [accessed 2018 Aug 24]; 13 (1): 187-194. doi:10.1590/1982-0224-20130235
- BARRETTO AC. 2007. Influencia ambiental en la distribución espacial de las clases de edad de pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Sistema Costero del Atlántico Sudoccidental (34°-41° S) [Tesis de licenciatura]. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 61 p.
- BARRETTO AC, SÁEZ MB, RICO MR, JAUREGUIZAR AJ. 2011. Age determination, validation, and growth of Brazilian flathead (*Percophis brasiliensis*) from the southwest Atlantic coastal waters (34°-41°S). *Lat Am J Aq Res.* [accessed 2017 Jun 8]; 39 (2): 297-305. doi:10.3856/vol39-issue2-fulltext-11
- BEAMISH RJ, FOURNIER DA. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. *Can J Fis Aqu Sci.* [accessed 2017 Jun 8]; 38 (8): 982-983. doi:10.1139/f81-132
- BRAICOVICH PE, TIMI JT. 2008. Parasites as biological tags for stock discrimination of the Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* in the south-west Atlantic. *J Fis Bio.* [accessed 2017 Jun 8]; 73 (3): 557-571. doi:10.1111/j.1095-8649.2008.01948.x
- BRAICOVICH PE, TIMI JT. 2010. Seasonal stability in parasite assemblages of the Brazilian flathead, *Percophis brasiliensis* (Perciformes: Percophidae): predictable tools for stock identification. *Fol Par.* [accessed 2019 Mar 15]; 57 (3): 206-212. <https://pdfs.semanticscholar.org/8705/78c22a42ac773069981ed413e22fc8056e6f.pdf>.
- BRAICOVICH PE, PANTOJA C, PEREIRA AN, LUQUE JL, TIMI JT. 2016. Parasites of the Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* reflect West Atlantic biogeographic regions. *Parasitology.* [accessed 2019 Mar 15]; 144 (2): 169-178. doi:10.1017/S0031182016001050
- BRETT JR. 1979. Environmental factors and growth. In: HOAR WS et al. editors. *Fish Physiology: Bioenergetics and growth*. New York: Academic Press. p. 599-675.
- CAMPANA SE. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *J Fis Biol.* [accessed 2018 Dec 5]; 59 (2): 197-242. doi: 10.1111/j.1095-8649.2001.tb00127.x
- CAROZZA C, NAVARRO L, JAUREGUIZAR A, LASTA C, BERTOLOTTI MI. 2001. Asociación íctica costera bonaerense “Variado costero”. *Inf Téc Int INIDEP N° 48/2001*. 28 p.
- CAROZZA C, RUARTE C, RICO MR, LAGOS N, GARCÍA S, RODRÍGUEZ J, LORENZO MI. 2018. La pesquería del variado costero. Evolución de los desembarques y recomendación de la captura biológicamente aceptable efectuadas a la CTMFM para las principales especies costeras óseas. Año 2017. *Inf Téc INIDEP N° 2/2018*. 52 p.
- CERRATO RM. 1990. Interpretable statistical test for growth comparison using parameters in the von Bertalanffy equation. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2015 Dec 15]; 47 (7): 1416-1426. doi:10.1139/f90-160
- CERRATO RM. 2000. What fish biologist should know about bivalve shells. *Fis Res.* [accessed 2018 Apr 18]; 46 (1-3): 39-49. doi:10.1016/S

- 0165-7836(00)00131-4
- CHANG WYB. 1982. A statistical method for evaluating the reproducibility of age determination. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2015 Dec 15]; 39 (8): 1208-1210. doi: 10.1139/f82-158
- COUSSEAU MB, PERROTTA RG. 2013. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Mar del Plata: Instituto de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 167 p.
- DUTIL JD, CASTONGUAY M, GILBERT D, GASCON D. 1999. Growth, condition and environmental relationship in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence and implications for management strategies in the Northwest Atlantic. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2015 Dec 15]; 56 (10): 1818-1831. doi:10.1139/f99-140
- GALLAGHER M, NOLAN CP. 1999. A novel method for estimation of age and growth in rajids using caudal thorns. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2015 Dec 15]; 56 (9): 1590-1599. doi:10.1139/f99-084
- GONZÁLEZ RA. 2006. Age and growth of the Argentine Sandperch *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) Berg, 1899 in the San Matias Gulf (Patagonia, Argentina). *Fis Res.* [accessed 2018 Jul 16], 79: 120-128. doi:10.1016/j.fishres.2006.01.016
- HOENIG JM, GRUBER SH. 1990. Life-history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. In: PRATT HL, GRUBER SH, TANIUCHI T, editors. *Elasmobranchs as living resources: advances in biology, ecology, systematics, and the status of fisheries.* NOAA Technical Report NMFS 90. p 1-16. <https://www.spo.nmfs.noaa.gov/tr90opt.pdf>.
- IHSSEN PE, BOOKE HE, CASSELMAN JM, MCGLADE JM, PAYNE NR, UTTER FM. 1981. Stock identification: materials and methods. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2014 Dec 15]; 38 (12): 1838-1855. doi:10.1139/f81-230
- JIAO Y, CORTÉS E, ANDREWS K, GUO F. 2011. Poor-data and data-poor species stock assessment using a Bayesian hierarchical approach. *Eco App.* [accessed 2019 Apr 30]; 21 (7): 2691-2708. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/10-0526.1>.
- KIMURA DK. 1980. Likelihood methods for the estimation the von Bertalanffy growth curve. *Fis Bul.* [accessed 2015 Dec 15]; 77 (4): 765-776. https://www.researchgate.net/profile/Daniel_Kimura/publication/272152825_Likelihood_methods_for_the_von_Bertalanffy_growth_curve_Fish_Bull/links/558188fa08ae6cf036c168a9/Likelihood-methods-for-the-von-Bertalanffy-growth-curve-Fish-Bull.pdf.
- LOMBARTE A, LEONART J. 1993. Otolith size changes related with body growth, habitat depth and temperature. *Env Bio Fis.* [accessed 2015 Dec 15]; 37 (3): 297-306. doi:10.1007/BF00004637
- LÓPEZ CAZORLA A. 2000. Age structure of the population of weakfish *Cynoscion guatucupa* (Cuvier) in the Bahía Blanca waters, Argentina. *Fis Res.* [accessed 2019 Oct 10]; 46 (1-3): 279-286. doi:10.1016/S0165-7836(00)00152-1
- LÓPEZ ME, SÁEZ MB, RICO MR, RODRIGUES KA. 2012. Determinación de la edad y relación con parámetros biológicos de *Percophis brasiliensis* (pez palo) del golfo San Matías. Entrenamiento y transmisión de técnicas y criterios para la lectura de otolitos. *Inf Invest INIDEP N° 110/2012.* 21 p.
- MORALES-NIN, B. 2000 May. Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. *Fis Res* [accessed 2014 Jul 16]; 46 (1-3): 53-67. doi:10.1016/S0165-7836(00)00133-8
- OCAMPO REINALDO M, GONZÁLEZ R, WILLIAMS GJ, STORERO LP, ROMERO MA, NARVARTE M, GAGLIARDINI DA. 2013. Spatial patterns of the Argentine hake *Merluccius hubbsi* and oceanographic processes in a semi-enclosed Patagonian ecosystem. *Mar Bio Res.* [accessed 2015 Dec 15]; 9 (4): 394-406. doi:10.1080/17451000.2012.739700
- OFFICER RA, GASON AS, WALKER TI, CLEMENT JG. 1996. Sources of variation in counts of

- growth increments in vertebrae from gummy shark, *Mustelus antarcticus*, and school shark, *Galeorhinus galeus*: implications for age determination. *Can J Fis Aq Sci.* [accessed 2015 Dec 15]; 53: 1765-1777. doi:10.1139/f96-103
- PANELLA G. 1974. Otolith growth patterns: an aid in age determination in temperate and tropical fishes. In: Benegal TB, editor. *The Ageing of Fish.* Surrey, England. p. 28-39.
- PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES J Mar. Sci.* [accessed 2013 Dec 15]; 39 (2): 175-192. doi:10.1093/icesjms/39.2.175
- PERES MB, HAIMOVICI M. 2004. Age and growth of southwestern Atlantic wreckfish *Polyprion americanus*. *Fis Res.* [accessed 2019 Oct 10]; 66 (2-3): 157-169. doi:10.1016/S0165-7836(03)00207-8
- PERROTTA RG, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ A. 1996. Estudio preliminar sobre la edad y el crecimiento del pez palo *Percophis brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824). *Inf Téc INIDEP* N° 10/1996. 9 p.
- RENZI MA, SANTOS BA, ABACHIAN V. 2009. Crecimiento de la merluza (*Merluccius hubbsi*) del Atlántico Sudoccidental entre 1993-2003 al norte y sur de 41°S. *Informe Téc INIDEP* N° 76/2009. 40 p.
- RICO MR, SÁEZ MB. 2010. Análisis de la estructura de tallas; determinación de la edad, validación y crecimiento de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de muestras del desembarque comercial en el puerto de Mar del Plata. *Inf Invest INIDEP* N° 85/2010. 20 p.
- RICO MR, LAGOS AN, RODRÍGUEZ JS, LORENZO MI. 2018. Estado de la pesquería de pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39°S. *Fre Mar.* [accessed 2018 Oct 4]; 25: 117-146. https://www.researchgate.net/profile/Maria_Rico3/publication/328080621.
- RODRIGUES KA. 2012. Estrategia reproductiva del pez palo, *Percophis brasiliensis* (Quoy et Gaimard, 1824) en aguas costeras de la provincia de Buenos Aires [PhD thesis]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 207 p.
- RODRIGUES KA, RICO MR, MILITELLI MI, OSOVNIKAR P, MAGGIONI M. 2010. Parámetros reproductivos y distribución de las hembras de pez palo (*Percophis brasiliensis*) y lenguado (*Paralichthys patagonicus*) en el Golfo San Matías. *Inf Téc INIDEP* N° 65/2010. 20 p.
- RODRIGUES KA, MACCHI GJ, MASSA A, MILITELLI MI. 2013. Seasonal analysis of condition, biochemical and bioenergetic indices of females of Brazilian flathead, *Percophis brasiliensis*. *Neo Ich.* [accessed 2015 Dec 15]; 11 (1): 153-162. doi:10.1590/S1679-62252013000100018
- ROMERO MA, OCAMPO REINALDO M, WILLIAMS G, NARVARTE M, GAGLIARDINI DA, GONZÁLEZ R. 2013. Understanding the dynamics of an enclosed trawl demersal fishery in Patagonia (Argentina): A holistic approach combining multiple data sources. *Fis Res.* [accessed 2014 Dec 5]; 140: 73-82. doi:10.1016/j.fishres.2012.12.002
- RUBINICH JP, GONZÁLEZ RA. 2001. Edad y crecimiento del mero *Acanthistius brasilianus* (Pisces, Serranidae) en el Golfo San Matías (Río Negro, Argentina). *Proceedings of IX Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar.* p. 362-365.
- SÁEZ MB, RICO MR, DESPÓS J, CASAGRANDE P. 2011. Análisis de la estructura de tallas; determinación de la edad y crecimiento de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de muestras del desembarque comercial durante el año 2008 en el puerto de Mar del Plata. *Inf Invest INIDEP* N° 97/2011. 17 p.
- SAN ROMÁN NA. 1974. Crecimiento del pez palo, *Percophis brasiliensis* (Quoy y Gaimard, 1824), del Atlántico Sur (Perciformes Trachi-

- noidei). *Physis*. [accessed 2015 May 18]; 33 (86): 361-369. <http://hdl.handle.net/10915/45916>.
- SARDELLA NH, TIMI JT. 2004. Parasites of Argentine hake in the Argentine Sea: population and infracommunity structure as evidences for host stock discrimination. *J Fis Bio*. [accessed 2015 Dec 15]; 65 (6): 1472-1488. doi:10.1111/j.0022-1112.2004.00572.x
- SCARTASCINI FL, SÁEZ M, VOLPEDO AV. 2015. Otoliths as a proxy for seasonality: The case of *Micropogonias furnieri* from the northern coast of San Matías Gulf, Río Negro, Patagonia, Argentina. *Qua Int*. [accessed 2019 Oct 10]; 373: 136-142. doi:10.1016/j.quaint.2014.11.046
- SEPÚLVEDA L. 2018. Distribución y caracterización de la fauna acompañante en la pesquería del langostino *Pleoticus muelleri* (Bate 1888) del Golfo San Matías, Río Negro, Argentina [Seminaro de licenciatura]. San Antonio Oeste: Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue. 62 p.
- SPALDING MD, FOX HE, ALLEN GR, DAVIDSON N, FERDAÑA ZA, FINLAYSON M, HALPERN NS, JORGE MA, LOMBANA A, LAURIE SA, et al. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*. [accessed 2019 Mar 15]; 57 (7): 573-583. doi:10.1641/B570707
- TIMI JT, LANFRANCHI AL, ETCHEGOIN JA, CREMONTE F. 2008. Parasites of the Brazilian sandperch, *Pinguipes brasiliensis* Cuvier: a tool for stock discrimination in the Argentine Sea. *J Fis Bio*. [accessed 2015 Dec 15]; 72 (6): 1332-1342. doi: 10.1111/j.1095-8649.2008.01800.x
- TOMO A. 1969. Edad, crecimiento y algún dato que hacen al conocimiento de la biología del pez palo *Percophis brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824) de la región de Mar del Plata [Biological oceanography seminar]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 7 p.

Received: 23 June 2019

Accepted: 13 December 2019

PRIMERA DESCRIPCIÓN DEL DESARROLLO LARVAL TEMPRANO DE LA VIEIRA PATAGÓNICA (*Zygochlamys patagonica*)

MATÍAS SCHWARTZ¹ y SILVANA CAMPODÓNICO

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

¹correo electrónico: schwartz@inidep.edu.ar

RESUMEN. Se procedió a describir el desarrollo larval temprano de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) que se obtuvo de los desoves de las temporadas de verano 2015 y 2017. Los desoves se obtuvieron por inducción con las técnicas de limpieza valvar y shock térmicos (7 y 13 °C) en 16 vieiras adultas de entre 55 y 72 mm de alto de valva, sexualmente maduras y en igual proporción de sexos. El agua de los recipientes de inducción se filtró con tamiz de 35 µm para retener los ovocitos fecundados que se colocaron en recipientes de 2 l con agua oceánica a 7 ± 0,5 °C y sin aireación. Se observaron y midieron los estadios de desarrollo temprano hasta larva trocófora y se registró la duración de cada fase y el tipo de movimiento. El desarrollo embrionario se completó con el estadio de gástrula 30-40 h posteriores a la fecundación. La fase de larva trocófora comenzó a las 80-84 h, estadio en que se produjo la mortalidad total de las larvas. Si bien no se completó el ciclo de vida de *Z. patagonica*, el presente trabajo constituye el primer registro de desarrollo larval temprano de la especie, necesario para conocer el tiempo que la larva pasa en la columna de agua y, por lo tanto, su capacidad de dispersión.

Palabras clave: Larvas, desarrollo, vieira patagónica, Argentina.

FIRST DESCRIPTION OF PATAGONIAN SCALLOP (*Zygochlamys patagonica*) EARLY LARVAL DEVELOPMENT

ABSTRACT. Description of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) early larval development observed in the 2015 and 2017 Summer seasons spawning was made. Spawning was obtained through induction with the valval cleaning and thermal shocks (7 and 13° C) techniques in 16 adult scallops 55-72 mm shell height, sexually mature and in equal sex proportion. The water of the induction vessels was filtered with a 35 µm sieve to retain the fertilized oocytes that were placed in 2 l containers with ocean water at 7 ± 0,5 °C and without aeration. Early development stages up to trochophore larva were observed and measured and the duration of each phase and type of movement registered. The embryonic development was completed with the gastrula stage 30-40 h post fertilization. The trochophore larva phase started at 80-84 h, stage during which total mortality of larvae occurred. Although *Z. patagonica* life cycle was not completed, this work constitutes the first registry of the species early larval development, necessary to know the time the larva spends in the water column and, thus, its dispersion capacity.

Key words: Larvae, development, Patagonian scallop, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los moluscos bivalvos se encuentra la Familia Pectinidae, conocidos comúnmente como vieiras, los cuales poseen un gran valor comercial debido a sus altas densidades y su calidad alimenticia (Peña 2001; Orensanz et al. 2013; Duncan et al. 2016; Stokesbury et al. 2016). Si bien estos moluscos son organismos de hábito bentónico, encontrándose apoyados sobre el fondo o fijos a un sustrato (por ejemplo, *Chlamys varia*, en Hily y Le Foll 1990), su desarrollo larval es planctónico.

Dentro de las especies de vieira podemos encontrar distintos tipos de ciclos de vida, desarrollo indirecto con larva veliger lecitotrófica o planctotrófica, o directo con cuidado parental, siendo el desarrollo indirecto con larva planctotrófica nadadora el más común (Cragg 2016). Este ciclo indirecto posee un desarrollo larval con diferentes estadios característicos para cada especie y está relacionado con factores tales como la temperatura, profundidad y disponibilidad de alimentos que afectan los tiempos de duración de los distintos estadios (Cragg 2016).

El desarrollo larvario indirecto en pectínidos puede dividirse en tres fases: a) una fase lecitotrófica con embrión y larva temprana nutriéndose de reservas vitelinas del ovocito, b) fase mixotrófica donde las larvas utilizan las últimas reservas vitelinas y también se alimentan con fitoplancton, c) fase planctotrófica con alimentación exclusivamente de microorganismos y detritos (Roman et al. 2001a).

La pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en aguas de la plataforma continental argentina comenzó en 1996, luego de que distintos cruceros de investigación confirmaran la existencia de grandes concentraciones potencialmente explotables (Lasta y Bremec 1998). Desde que se iniciara esta pesquería, la vieira patagónica ha constituido un recurso de gran importancia

comercial. Durante 2015, los desembarques declarados de callo (músculo abductor) fueron de 4.404 t (Campodónico y Herrera 2016), siendo los principales mercados Francia, Estados Unidos y Canadá, con un precio promedio de 11.041 dólares la tonelada (Ministerio de Agroindustria 2016).

Esta especie es característica de aguas templado-frías y se distribuye en el Océano Atlántico desde el Cabo de Hornos (55° 56' S) hasta la latitud del Río de la Plata (35° 50' S), formando agregaciones o bancos entre los 70 y 100 m de profundidad (Lasta y Zampatti 1981; Bogazzi et al. 2005). Su distribución coincide con sistemas frontales representados como áreas de transición entre las aguas de plataforma y la Corriente de Malvinas (Martos y Piccolo 1988), los cuales se caracterizan por tener productividades biológicas y retenciones larvales altas (Acha et al. 2004).

Z. patagonica es una especie dioica cuyo ciclo reproductivo es de tipo estacional, con desoves parciales desde la primavera hasta fines del verano (Campodónico et al. 2008). Al igual que la mayoría de los bivalvos, presenta un ciclo de vida con una fase planctónica y otra bentónica. Durante la fase planctónica se produce la dispersión larval entre y dentro de los bancos, en la que operan mecanismos de transporte horizontales por medio de corrientes marinas (Tremblay y Sinclair 1988, 1992; Gosling 2003; Le Pennec et al. 2003), y movimientos ascendentes y descendentes producto de los solapamientos de corrientes que se producen en el borde del talud (Matano y Palma 2008; Franco et al. 2017). El desarrollo larval en *Z. patagonica* es del tipo planctotrófico (Schejter et al. 2010) inferido a partir del radio entre disconcha I y II en juveniles recientemente asentados, sin embargo los estadios y tiempos larvales tempranos aún son desconocidos.

El objetivo de este estudio fue determinar las características morfológicas de los distintos estadios del desarrollo larvario de *Z. patagonica*. Conocer el desarrollo temprano de vida es de suma importancia para determinar el tiempo que

transcurre en la columna de agua la larva de la vieira patagónica, el cual es necesario para definir su capacidad de dispersión y el momento de su asentamiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los reproductores de vieira patagónica se recolectaron en bancos naturales en enero de 2015 (42° 23' S y 59° 03' W, profundidad 110 m) y febrero de 2017 (38° 40' S y 55° 50' W, profundidad 94 m), época en la cual esta especie se encuentra reproductivamente madura. El estado de madurez fue determinado mediante un examen macroscópico según la forma y color de la gónada (Campodónico et al. 2008).

Durante su traslado al laboratorio se acondicionaron los reproductores de forma tal de evitar estrés en los mismos (Schwartz et al. 2016). Una vez en el laboratorio, las vieiras fueron colocadas en sistemas de cultivo con recirculación conformado por un espumador y filtro biológico con capacidad de 300 l. El agua de mar fue tratada previamente con filtros de arena. Los animales se mantuvieron en oscuridad total y reposo sin alimentación durante 48 h.

Dos experiencias se realizaron para obtener desoves de vieiras sexualmente maduras. En la primera, los organismos recolectados en 2015 (N = 16) fueron sometidos a distintos métodos de inducción al desove utilizados comúnmente en pectínidos. En la segunda experiencia, los reproductores recolectados en 2017 (N = 20), desovaron espontáneamente en los acuarios del laboratorio durante su acondicionamiento.

Para la Experiencia 1, las inducciones fueron realizadas por los métodos de limpieza valvar y shock térmico con individuos de valva mayor o igual a 55 mm ($64,4 \pm 4,1$) e igual proporción de sexos (8 machos: 8 hembras). Las vieiras de ambos sexos fueron colocadas juntas en bandejas plásticas de 50 × 30 × 10 cm con agua de mar

oceánica sin filtrar recolectada durante las campañas de evaluación de vieira patagónica. Estas bandejas con poco volumen de agua permiten un cambio rápido de temperatura y una buena observación del inicio de los desoves. Cabe mencionar que los ejemplares se encontraban maduros al llegar al laboratorio, por lo que no fue necesario un acondicionamiento de maduración.

Previo a la inducción al desove, se procedió a la limpieza de las valvas para la extracción de los epibiontes (esponjas, cnidarios, poliquetos, etc.) que se encuentran sobre ellas mediante el frotado con un cepillo. Posteriormente, los ejemplares fueron inducidos al desove mediante estimulación térmica, siendo sometidos a cambios bruscos de temperatura alternando baños de agua aclimatada por periodos de 1 h y de forma repetida durante 4 h, para lo cual una bandeja se mantuvo a 7 °C y otra se calentó a 13 °C. Finalizados los baños térmicos, las bandejas con las vieiras en su interior se dejaron en reposo dentro de la cámara de temperatura controlada a 7 °C, sin aireación y en oscuridad. Alcanzadas las 24 h posteriores a los tratamientos de inducción, el agua de las bandejas donde se encontraban los reproductores fue filtrada con un tamiz de 35 mm de malla, el cual fue utilizado para retener los ovocitos (fecundados y no fecundados).

En la Experiencia 2, se filtró el agua de los tanques donde eran mantenidos los reproductores ($62,4 \pm 5,1$ mm, largo valvar) con malla de 35 mm. En esta ocasión desoves ocurrieron espontáneamente. En ambas experiencias, los ovocitos obtenidos se traspasaron a recipientes de 2 l, con recambios del 100% por agua oceánica cada 24 h. El desarrollo larval se llevó a cabo en estos recipientes bajo condiciones de oscuridad, sin alimentación ni aireación, con una salinidad de 35 y a una temperatura de $7,0 \pm 0,5$ °C. La aparición de cada fase de desarrollo fue controlada tomando alícuotas de 1 ml cada 1 y 4 h durante la fase embrionaria y larval, respectivamente. Las observaciones y mediciones de los distintos estadios fueron realizadas *in vivo* con microscopio óptico

con ocular graduado, fotografiando los estadios con una cámara digital Olympus DP71. Para la descripción de las fases de desarrollo se utilizó la metodología descriptiva estándar para moluscos pelecípodos según Sastry (1979).

RESULTADOS

Finalizadas las inducciones, los reproductores desovaron simultáneamente observándose en el agua un color blanco característico de la liberación de espermatozoides, mientras que, junto a

las hembras, se observó un color anaranjado de los ovocitos desovados. Los ovocitos se hidrataron dentro de los 30 min posteriores al desove, adquiriendo una forma esférica con membrana vitelina (Figura 1 A) y diámetro promedio de $65,87 \pm 8,83 \mu\text{m}$ (Tabla 1). La formación del cigoto fue reconocida por la eliminación del corpúsculo polar producto de las reducciones meióticas, las cuales ocurrieron 1-2 h después de producida la fecundación. Una vez reconocida la fecundación, el agua de las bandejas se filtró con malla de 35 μm . Seguido a la liberación del corpúsculo polar se observó la primera, segunda y tercera división celular donde se pudieron dife-

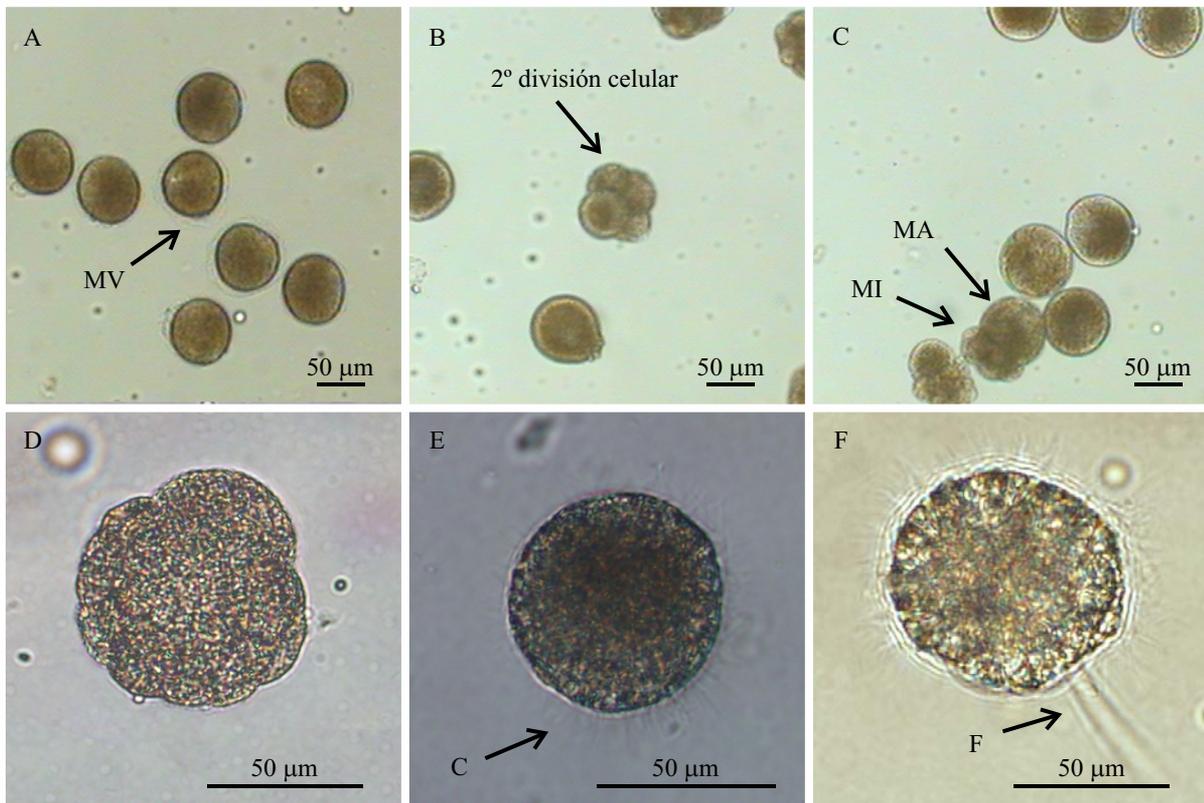


Figura 1. Desarrollo embrionario y larval temprano de *Zygochlamys patagonica*. A) Ovocitos maduros, MV: membrana vitelina. B) Segunda división celular, 4 células. C) Tercera división celular, 8 células, MA: macrómero, MI: micrómero. D) Mórula. E) Gástrula ciliada, C: cilios. F) Larva trocófora, F: flagelo.

Figure 1. *Zygochlamys patagonica* early embryonic and larval development. A) Mature oocytes, MV: vitelline membrane. B) Second cell cleavage, 4 cells. C) Third cell cleavage, 8 cells, MA: macromere, MI: micromere. D) Morula. E) Ciliated gastrula, C: cilia. F) Trochophore larva, F: flagellum.

Tabla 1. Estadios embrionarios y de larva trocófora de *Zygochlamys patagonica*. Tiempo de aparición y tallas de los estadios postfecundación.

Table 1. *Zygochlamys patagonica* embryonic and trochophore larva stages. Appearance time and sizes of post fertilization stages.

Estadio	Tiempo postfecundación (h)	Talla (mm) Promedio \pm DE	N
Ovocito	-	65,87 \pm 8,83	30
Cigoto	> 1	-	
Eliminación del corpúsculo polar	1-2	-	
Mórula	12-16	64,57 \pm 8,90	30
Blástula	18	-	-
Gástrula	30-40	66,67 \pm 5,29	30
Larva trocófora	80-84	76,89 \pm 5,63	5

reñiar células de menor (micrómeros) y mayor tamaño (macrómeros), producto de una segmentación holoblástica desigual (Figura 1 B y C).

Después de las 12 h de producida la fecundación se observó la primer mórula (Tabla 1) en la cual los micrómeros cubren casi la totalidad del embrión (Figura 1 D). Luego de 30 h de producida la fecundación (Tabla 1) se visualizaron las primeras gástrulas con cilios bien definidos (Figura 1 E) y diámetro promedio de 66,67 \pm 5,29 mm (Tabla 1), con movimientos rotatorios característicos de este estadio.

La primera larva trocófora se registró a las 80 h postfecundación con un diámetro de 76,89 \pm 5,63 mm (Tabla 1), exhibiendo una forma circular con cilios más desarrollados que los vistos en las gástrulas y con un par de flagelos de longitud similar al diámetro total de la larva (Figura 1 F). Durante esta fase, las larvas presentaron una natación rotacional y de traslación vigorosa, conducida por los flagelos apicales. Si bien no se produjeron cambios en las condiciones en que se desarrollaron los estadios descriptos, ocurrió la mortalidad total de las larvas trocóforas dentro de las 18 h posteriores a su formación, motivo por el cual no fue posible conocer los estadios larvales siguientes.

DISCUSIÓN

Este trabajo constituye el primer registro del desarrollo larval temprano hasta larva trocófora en *Z. patagonica*. Debido a la mortalidad total producida durante la fase larval de trocófora no fue posible identificar los estadios larvales subsiguientes. Cabe aclarar que los pectínidos tienen en general porcentajes muy altos de mortalidad durante su desarrollo embrionario y larval (Cullinney 1974; Taylor et al. 1993; Navarte y Pascual 2003), siendo la fase larvaria de trocófora la más crítica debido a su cuerpo desnudo (sin valvas), lo que la hace más vulnerable a los agentes patógenos como virus y bacterias (Uriarte et al. 2001).

Si bien aún se desconoce el desarrollo larvario completo de la vieira patagónica, existen diagramas sobre el ciclo de vida de pectínidos que ayudan a comprender como podrían ser los distintos estadios aún no identificados para esta especie. El diagrama de Le Penne et al. (2003), plantea un ciclo de vida tipo para pectínidos, el cual se utilizó en este trabajo como referencia para señalar los estadios de *Z. patagonica* (Figura 2). En dicho diagrama se pueden observar los posibles esta-

dios larvales consecutivos a la larva trocófora de la vieira patagónica.

El desarrollo embrionario y la aparición de la larva trocófora determinados en este trabajo para *Z. patagonica* son consistentes con lo observado para otras especies de pectínidos de diversas latitudes, como en la vieira antártica *Adamussium colbecki* (Peck et al. 2007), *Placopecten magella-*

nicus de América del Norte (Desrosiers et al. 1996) o la vieira tropical *Nodipecten nodosus* (De la Roche et al. 2002). El tiempo desde la fecundación hasta la formación de la larva trocófora (80-84 h) en la vieira patagónica es mayor al de otras especies de vieira (Tabla 2), donde la baja temperatura de los acuarios del presente trabajo, que es la misma que tiene esta especie en su

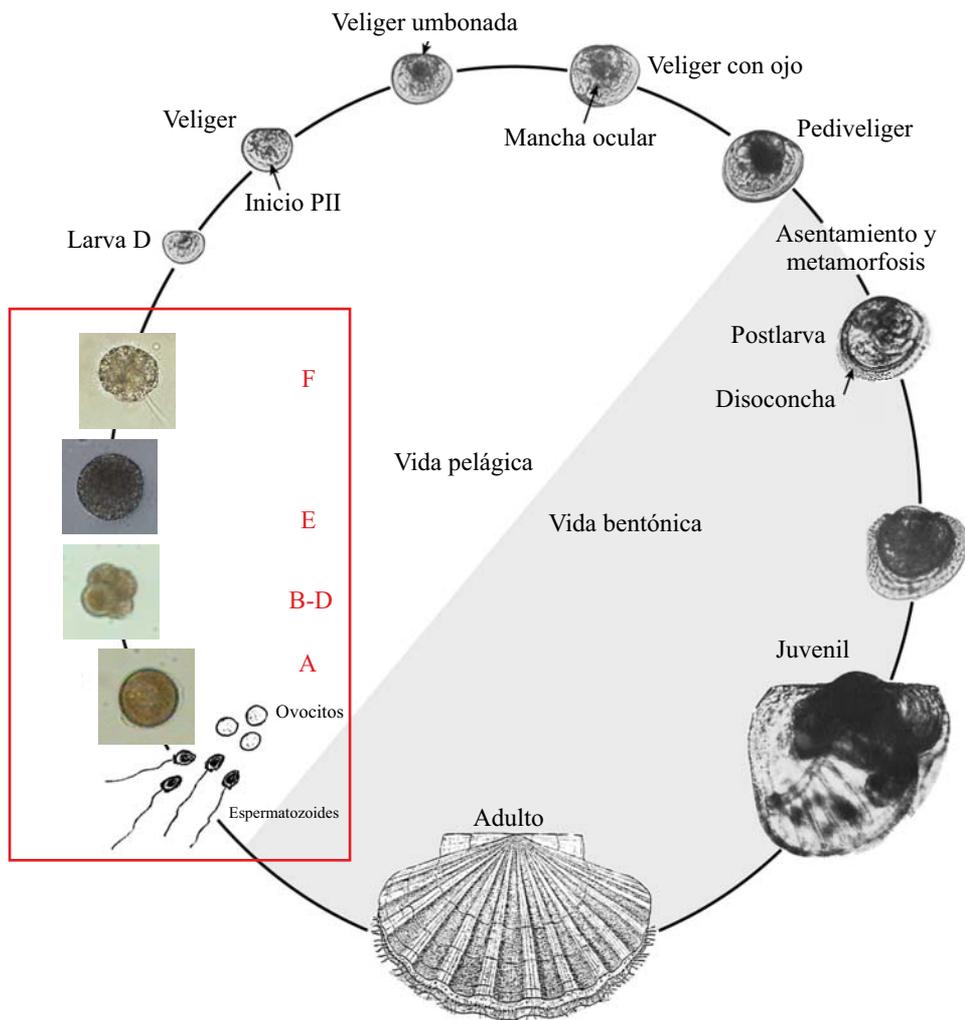


Figura 2. Diagrama del ciclo de vida del pectínido *Pecten maximus* (tomado de Le Penec et al. 2003). El recuadro representa los estadios embrionarios y larvales determinados en el presente trabajo. A: ovocitos maduros, B-D: primeras divisiones celulares, E: gástrula, F: larva trocófora.

Figure 2. Diagram of the *Pecten maximus* pectinid life cycle (taken from Le Penec et al. 2003). The box represents the embryonic and larval stages determined in this work. A: mature oocytes, B-D: first cells cleavage, E: gastrula F: trochophore larva.

Tabla 2. Tiempo (h) del desarrollo temprano de estadios embrionarios y larval en pectínidos cultivados en laboratorio.
 Table 2. Time (h) of embryonic and larval stages early development in pectinids cultured in laboratory.

Especie	Temperatura (°C)	Blástula (h)	Gástrula (h)	Trocófora (h)	Referencia*
<i>Zygochlamys patagonica</i>	7	18	30-40	80-84	Presente estudio
<i>Adamussium colbecki</i>	0,9	90	-	177	Peck et al. (2007)
<i>Mizuhopecten yessoensis</i>	13	-	-	84	Pyen y Rho (1978)
<i>Pecten meridionalis</i>	14	-	-	48	Dix y Sjarolin (1975)
<i>Pecten maximus</i>	15	12	-	24	Comely (1972)
<i>Amusium balloti</i>	18,5	7	16	28	Rose et al. (1988)
<i>Spondylus tenebrosus</i>	23	4	6	11	Parnell (2002)
<i>Argopecten irradians</i>	24	5	9	24	Sastry (1965)

*Tomado de Peck et al. 2007.

medio natural, podría ser la responsable de las diferencias en los tiempos de desarrollo. Al respecto, Beamont y Barnes (1992) analizaron cómo la temperatura afectaba el tiempo de desarrollo larval de la vieira del Atlántico Norte *Pecten maximus*, registrando un aumento en el tiempo de desarrollo con la disminución de la temperatura. Se observa en la Tabla 2 cómo la temperatura de cultivo estaría relacionada inversamente al tiempo en las etapas de desarrollo, donde la vieira antártica *A. colbecki* cultivada a 0,9 °C, presentó un tiempo de desarrollo hasta 18 veces mayor al de especies de pectínidos subtropicales (Peck et al. 2007).

Durante la vida planctónica de las larvas de vieira se producen cambios morfológicos que posibilitan el movimiento en la columna de agua y su capacidad de dispersión, los cuales varían según la especie y las condiciones ambientales (Román et al. 2001b). Cuando la larva comienza a alimentarse (larva veliger) realiza migraciones en la columna de agua nadando hacia arriba y dejándose caer, siendo las corrientes laterales las que producen la dispersión de las larvas (Le Pennec et al. 2003; Cragg 2016).

Si bien en este trabajo se logró el reconocimiento estructural de los estadios embrionarios y

de la larva trocófora en *Z. patagonica*, sería importante determinar las características de las fases subsiguientes (tiempo que transcurre cada estadio, tipo y forma de nado, etc.), las cuales son relevantes para establecer el tiempo que la larva permanece en la columna de agua, período en el cual los organismos son pasibles de ser transportados hasta el momento de asentamiento al sustrato. Estos datos empíricos son necesarios para correr modelos de simulación que acoplan variables físicas y biológicas. La simulación de la dispersión larvaria por estos modelos puede ser utilizada en la pesquería de *Z. patagonica* para comprender las fluctuaciones que se producen en los reclutamientos (Franco et al. 2015, 2017).

El acondicionamiento en laboratorio de individuos de *Z. patagonica* hasta alcanzar su maduración facilita la obtención de desoves de forma controlada y continua, evitando depender de las épocas de desove en el medio natural, así como los problemas que acarrear su búsqueda y traslado hasta el laboratorio. Para esto, es necesario conocer las condiciones físicas (temperatura, luz), químicas (salinidad, amoníaco, nitrato) y nutricionales (concentración y especies de microalgas) óptimas para lograr la maduración de *Z. patagonica* en laboratorio.

Desde el “Programa Pesquerías de Moluscos Bentónicos” del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) se continúa trabajando e investigando a fin de perfeccionar la dieta, los métodos de inducción al desove y las condiciones óptimas necesarias a fin de lograr una mayor supervivencia larval de *Z. patagonica* en condiciones controladas.

Contribución INIDEP N° 2192.

REFERENCIAS

- ACHA EM, MIANZAN HW, GUERRERO RA, FAVERO M, BAVA J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of South America physical and ecological processes. *J Mar Syst.* 44: 83-105.
- BEAUMONT AR, BARNES DA. 1992. Aspects of veliger larval growth and byssus drifting of the spat of *Pecten maximus* and *Aequipecten opercularis*. *ICES J Mar Sci.* 49: 417-423.
- BOGAZZI E, BALDONI A, RIVAS A, MARTOS P, RETA, R, ORENSANZ JM, LASTA M, DELL'ARCI-PRETE P, WERNER F. 2005. Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Oceanogr.* 14: 359-376.
- CAMPODÓNICO S, HERRERA S. 2016. Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*): estadísticas de la pesquería correspondientes al año 2015. *Inf Téc Of INIDEP N° 16/2016.* 12 p.
- CAMPODÓNICO S, MACCHI G, LOMOVASKY B, LASTA M. 2008. Reproductive cycle of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* in the south-western Atlantic. *J Mar Biol Assoc UK.* 88 (3): 603-611.
- CRAGG SM. 2016. Biology and ecology of scallop larvae. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editores. *Scallops: biology, ecology, acuaculture, and fisheries.* Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Vol. 40. Elsevier. p 31-83.
- CULLINEY JL. 1974. Larval development of the giant scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *Biol Bull.* 147: 321-332.
- DE LA ROCHE JP, MARÍN B, FREITES L, VÉLEZ A. 2002. Embryonic development and post-larval growth of the tropical scallop *Nodipecten* (= *Lyropecten*) *nodosus* (L. 1758) (Mollusca: Pectinidae). *Aquacult Res.* 33: 819-827.
- DESROSIERES RR, DÉSILETS J, DUBÉ F. 1996. Early developmental events following fertilization in the giant scallop *Placopecten magellanicus*. *Can J Fish Aquat Sci.* 53: 1382-1392.
- DUNCAN PF, BRAND AR, STRAND Ø, FOUCHER E. 2016. The European scallop fisheries for *Pecten maximus*, *Aequipecten opercularis*, *Chlamys islandica*, and *Mimachlamys varia*. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editores. *Scallops: biology, ecology, acuaculture, and fisheries.* Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Vol. 40. Elsevier. p 781-858.
- FRANCO BC, PALMA ED, COMBES V, LASTA ML. 2017. Physical processes controlling passive larval transport at the Patagonian Shelf Break Front. *J Sea Res.* 124: 17-25.
- FRANCO BC, PALMA ED, TONINI MH. 2015. Benthic-pelagic uncoupling between the Northern Patagonian Frontal System and Patagonian scallop beds. *Estuar Coast Shelf Sci.* 153: 145-155.
- GOSLING E. 2003. Reproduction, settlement and recruitment. En: GOSLING E, editor. *Bivalve molluscs: biology, ecology and culture.* Fishing News Books. Oxford: Blackwell Science. p. 131-168.
- HILY C, LE FOLL D. 1990. Distribution des supports coquilliers sur les fonds meubles infralittoraux: rôle des perturbations physiques et conséquences sur l'abondance et la distribution d'une population de *Chlamys varia*. *CR Acad Sci Paris.* 311: 187-192.
- LASTA M, BREMEC C. 1998. *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. *J Shellfish Res.* 17 (1): 103-111.
- LASTA M, ZAMPATTI E. 1981. Distribución de cap-

- turas de moluscos bivalvos de importancia comercial en el Mar Argentino. En: ANGELESCU V, editor. Campañas de investigación pesquera realizadas en el Mar Argentino por los B/I "Shinkai Maru" y "Walther Herwig" y el B/P "Marburg", años 1978 y 1979. Resultados de la parte argentina. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 383: 128-135.
- LE PENNEC M, PAUGAM A, LE PENNEC G. 2003. The pelagic life of the pectinid *Pecten maximus* – a review. ICES J Mar Sci. 60: 211-233.
- MARTOS P, PICCOLO MC. 1988. Hydrography of the Argentine continental shelf between 38° and 42° S. Cont Shelf Res. 8: 1043-1056.
- MATANO RP, PALMA ED. 2008. On the upwelling of down welling currents. J Phys Oceanogr. 38: 2482-2500.
- MINISTERIO DE AGROINDUSTRIA. 2016. Exportaciones e importaciones pesqueras - 2015. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Dirección de Economía Pesquera, 46 p.
- NAVARTE M, PASCUAL M. 2003. Fertilization, larval rearing and post-larval growth of the Tehuelche scallop *Aequipecten tehuelchus* D'Orb., 1846. Aquaculture. 217: 259-274.
- ORENSANZ JM, CINTI A, PARMA AM, BUROTTO L, ESPINOSA-GUERRERO S, SOSA-CORDERO E, SEPÚLVEDA C, TORAL-GRANDA V. 2013. Part I. Latin America rights-based fisheries targeting sedentary resources. En: ORENSANZ JM, SEJO, JC, editores. Rights-based management in Latin American fisheries. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. N° 582. p 2-69.
- PECK LS, POWELL DK, TYLER PA. 2007. Very slow development in two Antarctic bivalve molluscs, the infaunal clam *Laternula elliptica* and the scallop *Adamussium colbecki*. Mar Biol. 150: 1191-1197.
- PEÑA JB. 2001. Taxonomía, morfología y hábitat de los pectínidos iberoamericanos. En: MAEDA-MARTÍNEZ AN, editor. Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura. México: Limusa. p. 1-25.
- PYEN CK, RHO YG. 1978. Studies on the early development and spat collection of *Patinopecten yessoensis* (Jay) under laboratory conditions. Bull Nat Fish Res Dev Agency. 20: 141-155.
- ROMAN G, ACOSTA CP, CAMPOS M, SÁNCHEZ JL. 2001b. Interannual variation (1987-1992) in the reproductive cycle of the scallop (*Pecten maximus*) reared on rafts using the ear-hanging culture technique in O. Grove, Ría de Arousa, NW Spain [resumen]. En: 13th International Pectinid Workshop, Coquimbo, Chile.
- ROMAN G, MARTINEZ G, GARCIA O, FREITES L. 2001a. Reproducción. En: MAEDA-MARTÍNEZ AN, editor. Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura. México: Limusa. p 27-59.
- SASTRY AN. 1979. Pelecypoda (excluding Ostredae). En: GIESE AC, PEARSE JS, editores. Reproduction of marine invertebrates, Vol. V. Molluscs: pelecypods and lesser classes. Nueva York: Academic Press. p 113-292.
- SCHEJTER L, BREMEC C, WALOSZEK D, ESCOLAR M. 2010. Recently settled stages and larval developmental mode of the bivalve *Zygochlamys patagonica* and *Hiatella meridionalis* in the Argentine Sea. J Shellfish Res. 29 (1): 63-67.
- SCHWARTZ M, CAMPODÓNICO S, LÓPEZ A. 2016. Metodología de traslado a bordo y acondicionamiento en acuarios de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Inf Invest INIDEP N° 49/2016. 10 p.
- STOKESBURY KDE, O'KEEFE, CE, HARRIS BP. 2016. Fisheries sea scallop, *Placopecten magellanicus*. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editores. Scallops: biology, ecology, aquaculture and fisheries. Developments in aquaculture and fisheries science, Vol. 40. Elsevier. p. 869-897.
- TAYLOR JE, GUNN, B, WILLIAMS, P, MCNICOLL I. 1993. An investigation of techniques for the hatchery and nursery rearing of the king scallop, *Pecten maximus* (L.). Proceedings of the

9th International Pectinid Workshop, Nanaimo, Vol. 2. p. 104-107.

TREMBLAY MJ, SINCLAIR MM. 1988. The vertical and horizontal distribution of sea scallop (*Placopecten magellanicus*) larvae in the Bay of Fundy, Canada, in 1984 and 1985. *J Northwest Atl Fish Sci.* 8: 43-54.

TREMBLAY MJ, SINCLAIR M. 1992. Planktonic sea scallop larvae (*Placopecten magellanicus*) in the Georges Bank region: broad scale distribution in relation to physical oceanography. *Can*

J Fish Aquat Sci. 49: 1597-1615.

URIARTE I, RUPP G, ABARCA A. 2001. Producción de juveniles de pectínidos iberoamericanos bajo condiciones controladas. En: MAEDA-MARTÍNEZ AN, editor. *Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura.* México: Limusa. p. 147-171.

Recibido: 04-05-2018

Aceptado: 17-10-2018

SÍNTESIS HISTÓRICA Y ESTADO ACTUAL DE LA PESQUERÍA DE VIEIRA PATAGÓNICA *Zygochlamys patagonica* (KING 1832) EN LA ARGENTINA. BIOLOGÍA, EVALUACIÓN DE BIOMASA Y MANEJO

SILVANA CAMPODÓNICO¹, MARIANA ESCOLAR, JULIO GARCÍA y ANÍBAL AUBONE
Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina
¹correo electrónico: scampodo@inidep.edu.ar

RESUMEN. La vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* (King 1832) es un molusco bivalvo que se distribuye alrededor de América del Sur en el área comprendida entre los 36° S en el Océano Atlántico y los 42° S en el Océano Pacífico. Las agregaciones más importantes a nivel comercial se encuentran en el Océano Atlántico a lo largo del frente de talud asociadas a la isobata de 100 m. La pesquería de esta especie en la Argentina se inició formalmente en 1996 con el esfuerzo pesquero de cuatro buques factoría arrastreros. En los últimos años el promedio de desembarques anuales se situó alrededor de las 5.000 t con un valor medio de USD 9.300 la tonelada de callo, cifra que la ubicaron entre las cuatro pesquerías más importantes del país. En el presente trabajo se describen los avances recientes en materia de investigación científica a 22 años de su inicio. Se detallan, además, los aspectos más relevantes en lo que respecta a biología, explotación comercial y evolución de las medidas de administración que llevaron a establecer un sistema de manejo adaptable.

Palabras clave: *Zygochlamys patagonica*, vieira patagónica, evaluación de *stock*, síntesis histórica, biología, manejo pesquero, Argentina.

HISTORICAL SYNTHESIS AND CURRENT STATUS OF PATAGONIAN SCALLOP *Zygochlamys patagonica* (KING 1832) FISHERY IN ARGENTINA. BIOLOGY, STOCK ASSESSMENT AND MANAGEMENT

ABSTRACT. Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* (King 1832) is a bivalve mollusk that distributes around South America in the area comprised between 36° S in the Atlantic Ocean and 42° S in the Pacific Ocean. The most important aggregations at commercial level are found in the Atlantic Ocean along the shelf break front associated to the 100 m isobath. The fishery of this species in Argentina was formally initiated in 1996 with the fishing effort of four trawling factory vessels. In recent years the average annual landings was around 5,000 t with a mean value of USD 9,300 per ton of meat, figure that placed it among the four most important fisheries in the country. In this paper the recent advances in scientific research at 22 years of its beginning are described. In addition, the most relevant aspects as regards biology, commercial exploitation and evolution of the administration measures that led to establish an adaptable management system are detailed.

Key words: *Zygochlamys patagonica*, Patagonian scallop, stock assessment, historical synthesis, biology, fishery management, Argentina.

INTRODUCCIÓN

La vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* (King 1832) es un molusco bivalvo perteneciente a la Familia Pectinidae, que se distribuye a lo largo de la “Provincia Biogeográfica Magallánica”, incluyendo las Islas Malvinas y Banco Burdwood (Waloszek y Waloszek 1986; Lasta et al. 1998; Bizikov y Middleton 2005). En el Océano Pacífico, las agrupaciones de esta especie se encuentran a bajas profundidades, alcanzando el límite norte de su distribución a los 42° S (Valladares y Andrade 1991). Por el contrario, en el Atlántico las mayores densidades se distribuyen a lo largo de la isobata de 100 m asociadas al frente de talud (Bogazzi et al. 2008), desde el Cabo de Hornos (56° S) hasta Uruguay 35° 50' S (Figura 1) (Riestra y Barea 2000; Gutiérrez et al. 2008).

La pesquería de vieira patagónica en aguas de la plataforma continental argentina comenzó en 1996 (Lasta y Bremec 1998). Desde que se iniciara esta pesquería, la vieira patagónica ha constituido un recurso pesquero de gran importancia comercial, ubicándose entre las primeras cuatro pesquerías marinas del país en cuanto al valor de sus exportaciones. Los desembarques de callos (músculo abductor) alcanzaron volúmenes cercanos a las 5.418 t en 2017, siendo los principales mercados Francia, Estados Unidos y Canadá, con un precio promedio de USD 13.766 la tonelada (SSPyA 2017). Si bien existe una revisión reciente de las pesquerías de pectínidos en la Argentina (Soria et al. 2016), en este trabajo se amplía lo referente a las últimas investigaciones relacionadas con la vieira patagónica, incluyendo estimación de la eficiencia de la rastra, mortalidad residual y la descripción de los primeros estadios larvales, entre otros, trabajos de suma importancia que fueron realizados en los últimos dos años. Se presenta también una síntesis de su biología, tendencias de biomasa, historia y manejo de la pes-

quería luego de 22 años de investigaciones ininterrumpidas sobre este recurso y la comunidad bentónica asociada.

ASPECTOS BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS

Distribución y tipo de fondo

La población de vieira patagónica en la Argentina está estructurada en varios bancos discretos de dimensiones variables y discontinuas. A macro escala, la distribución espacial de esta especie en el Atlántico Sudoccidental coincide con la ubicación de tres sistemas frontales: el Frente de Talud (FT), el Frente de Patagonia Norte y el Frente de Patagonia Sur (Bogazzi et al. 2005). Estos frentes, áreas con fuertes gradientes de variables oceanográficas como salinidad y temperatura, constituyen importantes hábitats para la alimentación y reproducción de muchos organismos marinos, actuando como áreas de concentración de larvas pelágicas o como barreras a su dispersión. La relación de las agregaciones de vieira patagónica con dichos frentes está relacionada con la alta disponibilidad de alimento para la especie (Bogazzi et al. 2005; Mauna et al. 2008), dado que es un molusco filtrador que se alimenta principalmente de diatomeas y otros organismos del fitoplancton (Schejter et al. 2002). Bajo la influencia del FT, y a lo largo de la isobata de los 100 m, se encuentran los bancos de vieira más rentables (Lasta y Bremec 1998; Bogazzi et al. 2005).

Los sedimentos del área del talud varían entre fango y arenas, con sectores localizados de conchillas, gravas y afloramientos rocosos (Parker et al. 1997). Por lo general, son sedimentos homogéneos, con predominio de arenas finas con importante presencia de restos de invertebrados productores de bioclastos, como por ejemplo conchillas de gasterópodos, valvas de vieira, testas de equinodermos (Bremec et al. 2014). La presencia de la vieira patagónica podría estar relacionada

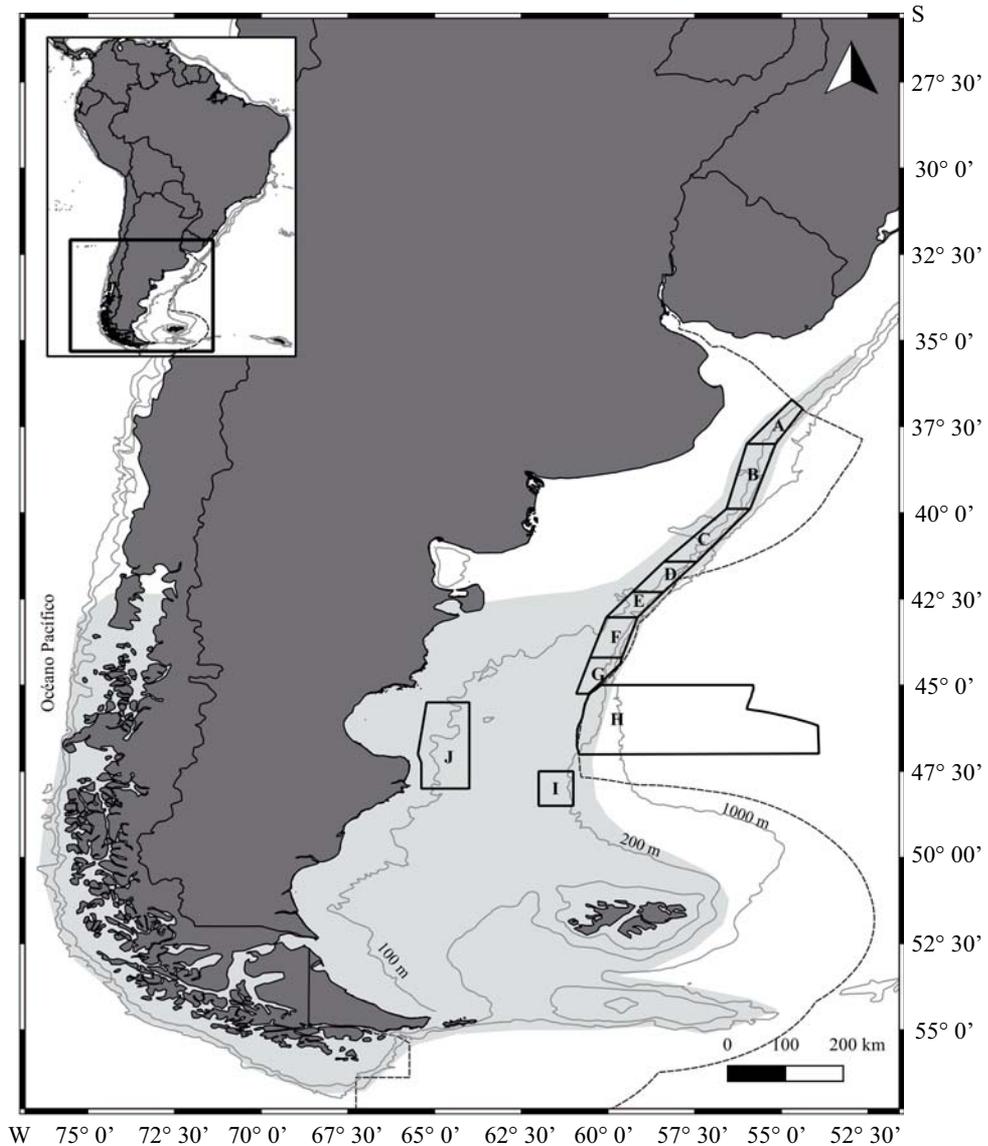


Figura 1. Distribución de las unidades de manejo (A-J) del recurso vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en la plataforma continental argentina.

Figure 1. Distribution of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) management units (A-J) in the Argentine continental shelf.

con los sedimentos arena y arena muy fina (Madirolas et al. 2005; Lasta 2013). Si bien hasta el momento no se ha encontrado un patrón en la distribución espacial de la especie y/o su fauna acompañante en función del tipo de sedimento (Lasta 2013; Bremec et al. 2014).

Reproducción, asentamiento y reclutamiento

El ciclo reproductivo de la vieira patagónica, descrito para la Unidad de Manejo (UM) B, presenta un desarrollo sincrónico de gametas y del período de desove, con emisiones parciales duran-

te primavera y verano (Campodónico et al. 2008). Los factores disparadores del desove se han relacionado principalmente con la disponibilidad de alimento (Campodónico et al. 2008). Si bien la temperatura es un disparador importante en el ciclo reproductivo de los pectínidos, esto no parece cumplirse para la vieira patagónica, posiblemente debido al acotado rango de temperaturas (6-8° C) al que se encuentra expuesta (Lomovasky et al. 2007). Así mismo, el extenso período de desove, junto con las emisiones parciales, ha sido propuesto como una estrategia para maximizar la progenie en ambientes altamente inestables, principalmente debido a la variabilidad en la disponibilidad de alimento (Campodónico et al. 2001, 2008).

El establecimiento de nuevos bancos y el mantenimiento de los actuales dependen de la colonización exitosa de las larvas en un sustrato adecuado. Las circunstancias y factores que deben propiciarse para cumplir con ese objetivo son muchas, e involucran diferentes escalas espaciales (desde milímetros hasta cientos de kilómetros). Entre estos factores podemos citar la densidad y condición de los progenitores, el encuentro de gametas, el transporte y supervivencia de las larvas, el asentamiento de las mismas en un sustrato adecuado y la supervivencia de los reclutas, como los más importantes (Caddy 1975; Orensanz et al. 2016).

La distribución y abundancia de los pectínidos están influenciadas por características del hábitat, tales como profundidad, tipo de sustrato, corrientes, turbidez, salinidad y disponibilidad de alimento (Brand et al. 2006). A una escala espacial más fina, los componentes estructurales del hábitat, como la presencia de tubos de poliquetos, hidrozoos, esponjas, macroalgas y/o valvas, proveen de sustratos de asentamiento para las larvas recién asentadas de vieira o "spat" (Harvey et al. 1993; Bradshaw et al. 2003; Kamenos et al. 2004). La fijación de los reclutas sobre estas estructuras reduce la tasa de depredación, mejora el crecimiento al tener acceso a comida de mejor calidad y evita la asfixia por sedimento (Brads-

haw et al. 2003; Pearse et al. 2004; Howarth et al. 2011; Mendo et al. 2014).

En el caso de la vieira patagónica, se registraron reclutas recién asentados (alto total de valva (AT) entre 0,48-3,5 mm) a diferentes latitudes y profundidades, principalmente sobre hidrozoos, y en menor medida sobre vieiras adultas, constituyendo éstos los sustratos de asentamiento primario (Bremec et al. 2008). Cabe mencionar que la sola presencia de hidrozoos no garantiza el reclutamiento de la especie, y que aún se desconoce si existe relación entre la intensidad del reclutamiento y la disponibilidad de sustratos de asentamiento.

Si bien aún no se cuenta con la descripción del desarrollo larvario completo de esta especie, de acuerdo con la relación de la temperatura con la talla de la prodiscoconcha de Cragg (2006), la larva de la vieira patagónica sería planctotrófica, y su período en la columna de agua no excedería los 74 días (Schejter et al. 2010). Schwartz y Campodónico (2019) describen las etapas iniciales del ciclo larval de la vieira patagónica en condiciones controladas, reconociendo las diferentes estructuras de los primeros estadios embriológicos hasta larva trocófora. Debido a la mortalidad total producida durante esta fase, los autores no pudieron identificar los estadios larvales siguientes. La fase larvaria trocófora es la más crítica para los pectínidos debido a que posee cuerpo desnudo (sin valvas) que la hace más vulnerable.

Actualmente, se continúa investigando a fin de determinar características de las siguientes fases (tiempo de cada estadio, tipo y forma de nado, etc.), las cuales son relevantes para confirmar el tiempo que la larva permanece en la columna de agua, y por consiguiente, su capacidad de dispersión y momento de asentamiento al sustrato. Esto constituiría un gran avance en el proceso de entender los distintos factores que condicionan e influyen en los primeros estadios de vida de esta especie.

Hasta el momento se han identificado dos reclutamientos masivos al fondo en los bancos de vieira patagónica. El primero fue estimado por retrocálculo de acuerdo con la distribución de fre-

cuencia de tallas, y corresponde con el desove de primavera de 1994 y verano de 1995 (Valero 2002). Este evento se registró principalmente en el Banco Reclutas (actualmente UM B). El segundo reclutamiento masivo fue detectado directamente por la alta presencia de individuos menores a 15 mm AT en las campañas de evaluación, el cual coincidió con el período de desove 2000-2001 (Lasta et al. 2001).

El reclutamiento en esta especie parece no tener un patrón recurrente en espacio y tiempo, aunque su distribución en las UM más septentrionales está influenciada por la posición del Frente de Talud (Mauna et al. 2008). En los años de reclutamiento exitoso antes mencionados, se observó que las mayores abundancias de los reclutas se localizaron en las cercanías de la posi-

ción climatológica del FT y las mayores concentraciones de clorofila *a* (Mauna et al. 2008). Este patrón de ocurrencia de los principales reclutamientos a lo largo del FT puede ser un fenómeno complejo donde el FT limitaría el desplazamiento de las larvas, pero a su vez, permite la deriva a lo largo del mismo con el subsiguiente retorno al fondo (Shanks 1995). A pesar de que los mecanismos que explican este proceso se desarrollan a lo largo de todo el FT, desde 2001 y hasta la actualidad no se detectaron reclutamientos masivos. En la Campaña de Evaluación VA 12/2018 dirigida a la UM B se registró una importante presencia de reclutas (Figura 2), sin embargo, este evento no fue considerado un reclutamiento masivo dado que solo se registró en algunas áreas de la UM B (Campodónico et al. 2019).

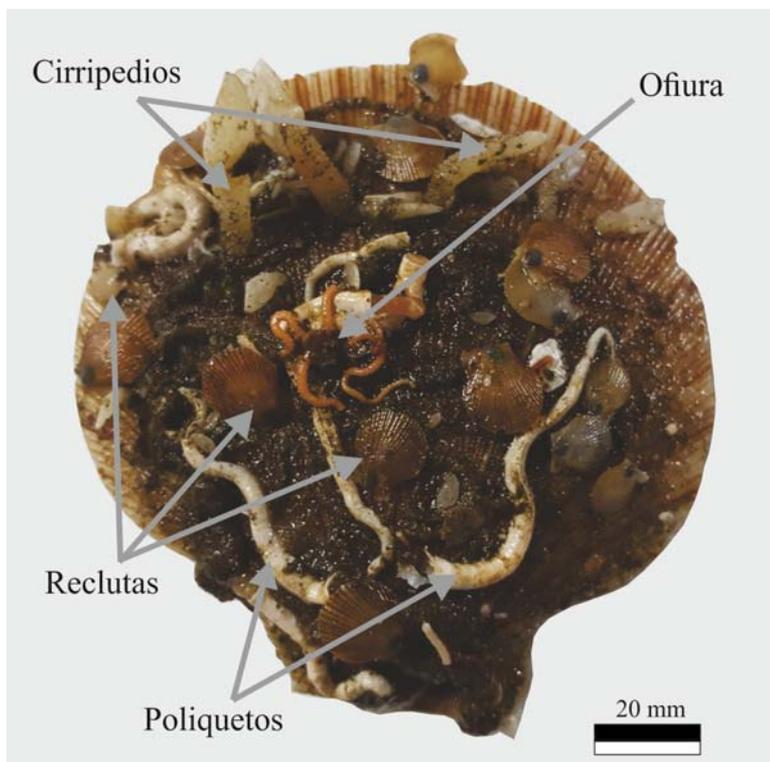


Figura 2. Juveniles de vieira patagónica (> 20 mm AT) asentados sobre un ejemplar adulto observado en la Unidad de Manejo B durante la Campaña de Evaluación VA 12/2018.

Figure 2. Patagonian scallop juveniles (> 20 mm SH) settled on an adult specimen observed in Management Unit B during the VA 12/2018 research survey.

Si bien se sugirió un período de 5-6 años entre reclutamientos exitosos (Valero 2002), la ausencia de reclutamiento masivo en el período 2005-2006 y en años subsiguientes no avala esta teoría (Campodónico et al. 2017a, 2017b). En consecuencia, pese a la fuerte relación entre los frentes marinos y las concentraciones de alimento disponibles, y a la presencia de *stock* desovante, el reclutamiento de esta especie presenta una dinámica muy incierta y difícil de prever. Como se mencionó en párrafos anteriores, esta incertidumbre es común a muchas especies de pectínidos.

De acuerdo con Caddy y Gulland (1983), los patrones de fluctuación en los *stocks* pesqueros pueden clasificarse en función de los patrones de las fluctuaciones de la intensidad de los reclutamientos. De los cuatro tipos de *stocks* que estos autores describen, el que más se ajusta a la vieira patagónica es el de *stock* irregular: *stocks* que fluctúan ampliamente de un año a otro sin presentar un patrón claro. Tal el caso de poblaciones cuyo reclutamiento se encuentra fuertemente influenciado por las condiciones hidrográficas.

Crecimiento y mortalidad

Z. patagonica es una especie longeva, similar a otras especies de profundidad (entre 100 y 200 m). La edad máxima alcanzada varía con la latitud, aumentando de 13 a 25 años de norte a sur (ver Lomovasky et al. 2008, 2011). La talla de primera madurez ha sido determinada a diferentes latitudes, siendo 36 mm AT a 39° S (Campodónico et al. 2008, 2009) y 45 mm en el rango comprendido entre los 40° S y 54° S (Waloszek y Waloszek 1986). De esta manera, la talla legal comercial de vieira patagónica (55 mm AT) es alcanzada entre los 3 y 5 años de edad, dependiendo de la ubicación latitudinal, y permite al menos dos desoves consecutivos (Campodónico et al. 2008).

Las tasas de crecimiento, así como también el peso total del individuo, el peso de sus partes blandas, el peso de músculo y el peso de la góna-

da varían estacional (Valero 2002; Lomovasky et al. 2007) y latitudinalmente (Defeo y Gutiérrez 2003; Lomovasky et al. 2008). Sin embargo, este patrón de crecimiento entre las diferentes partes del individuo no es completamente sincrónico (Lomovasky et al. 2008). Para la UM B (ex Banco Reclutas, 39° S-39° 30' S; 55° 21' W-56° 30' W) las tasas máximas de crecimiento de valva se registraron durante los meses de invierno, mientras que las tasas máximas de crecimiento en músculo fueron en primavera y en gónada en otoño hasta la transición de invierno (Valero 2002; Campodónico et al. 2008; Lomovasky et al. 2008). Latitudinalmente, las diferencias en la morfología, patrones de crecimiento, edad máxima y tasas de crecimiento entre UM pueden estar relacionadas con los procesos hidrográficos que influyen en la productividad primaria y la disponibilidad de alimento (Lomovasky et al. 2011). A una escala menor, como por ejemplo dentro de un banco, las diferencias en las tasas de crecimiento entre cohortes pueden deberse a efectos densodependientes (Valero 2002).

La tasa instantánea de mortalidad natural de la vieira patagónica fue estimada por diferentes métodos y en diferentes áreas. Por máxima verosimilitud y para un área de exclusión pesquera en la UM B, la tasa instantánea de mortalidad natural se encuentra entre 0,31 y 0,46 por año (Valero 2002). También se estimó por análisis bayesiano ($M = 0,31$) con un intervalo de confianza entre 0,14 y 0,52, y por distintos métodos indirectos, donde osciló entre 0,11 y 0,82 para toda la UM B (Milessi et al. 2010).

A fin de considerar la actividad de otras flotas pesqueras y su impacto en los bancos de vieira patagónica en la UM B, se estimó la mortalidad residual definida como la mortalidad natural más la ocasionada por otras pesquerías de arrastre que operan sobre el área de distribución de la especie (Aubone et al. 2018a); dicha mortalidad osciló entre 0,025 y 0,225 según el rango de AT de los individuos. Esta mortalidad residual es considerada alta y refiere a una dinámica poblacional de

rápido vaciamiento, en caso de no producirse los reclutamientos y supervivencia adecuados (Aubone et al. 2018a).

Estructura y distribución de la comunidad bentónica asociada a la pesquería

La comunidad bentónica asociada a la pesquería de vieira patagónica es, quizás, una de las pocas comunidades sujetas a arrastre pesquero que cuenta con información previa al inicio de la actividad pesquera (Bremec y Lasta 2002). El monitoreo de esta comunidad ha sido uno de los objetivos principales del Programa Pesquerías de Moluscos Bentónicos (PPMB) del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), por lo que se dispone de una importante serie temporal, tanto con información obtenida por los observadores a bordo como a través de las campañas de investigación (Bremec et al. 2006; Schejter et al. 2013, 2014, 2017; Escolar et al. 2014).

La asociación de especies más conspicua está conformada por la vieira patagónica, la esponja *Tedania* sp., la anémona *Actinostola crassicornis* y los equinodermos *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiura lymani*, *Sterechinus agassizii*, *Austrocidaris canaliculata*, *Diplasterias brandti*, *Ctenodiscus australis*, *Psolus patagonicus* y *Pseudocnus dubiosus leoninus* (Bremec y Lasta 2002; Schejter et al. 2014, 2017). En esta comunidad, la vieira patagónica actúa también como ingeniero ecosistémico brindando sustrato de asentamiento y refugio a una gran cantidad de especies (Schejter y Bremec 2007).

En los bancos de vieira patagónica se identificaron hasta el momento 250 especies de invertebrados bentónicos (Schejter et al. 2013, 2017), muchas de ellas luego de trabajos realizados por especialistas en los diferentes grupos taxonómicos: briozoos (López Gappa y Landoni 2009), poríferos (Schejter et al. 2006), equinodermos (Escolar y Bremec 2009), hidrozoos (Genzano et al. 2009) y organismos infaunales y endobiontes (Sanchez et al. 2011; Schejter et al. 2012).

Un gran número de estas especies son filtradoras y suspensívoras, dado el hábitat donde se encuentran y el depredador tope en la comunidad de invertebrados es la estrella de mar *Diploptaster clarki*. También existen numerosos depredadores secundarios que se alimentan directamente de la vieira patagónica, entre ellos se puede mencionar los caracoles *Adelomelon ancilla*, *Odontocymbiola magellanica*, *Fusitriton magellanicus*, y la estrella de mar *Labidiaster radius* (Botto et al. 2006).

Con respecto al efecto del arrastre en esta comunidad, se observó la disminución de organismos sésiles y frágiles, y el aumento de organismos depredadores y/o detritívoros al compararse con áreas de exclusión pesquera (Schejter et al. 2008, 2014; Escolar en evaluación), tal como sucede en la mayoría de las comunidades bentónicas sujetas a arrastres de fondo (Kaiser et al. 2000; Hinz et al. 2009). Este aumento se relacionó con el incremento en la disponibilidad de alimento, producto del descarte de los buques comerciales de vieira y de los organismos dañados por el paso de la red (Jennings et al. 2001).

El esfuerzo pesquero influye en la biomasa y distribución de muchas especies de la comunidad, ya que las áreas sujetas a mayor esfuerzo pesquero presentan los valores de biomasa más bajos (Bremec et al. 2015; Escolar en evaluación). Si bien en términos generales se registran las mismas especies desde el comienzo de la pesquería, estas variaron sus porcentajes de contribución. A modo de ejemplo, en la UM B disminuyó la contribución de vieira patagónica, Porífera, *O. vivipara* y *F. magellanicus*, en cambio aumentó la contribución del poliqueto *Chaetopterus antarcticus* (Escolar et al. 2019). Las áreas de exclusión pesquera y/o áreas sin actividad de la flota presentan mayor riqueza específica (Escolar et al. 2015).

Cabe mencionar que en los últimos años se observó un aumento en el porcentaje de fauna acompañante en las capturas de la flota comercial, incluso en varias UM la vieira patagónica dejó de ser la fracción dominante, lo que implica

un cambio importante en la estructura de la comunidad bentónica en las áreas de pesca de vieira patagónica (Escolar et al. 2018). Los diferentes cierres implementados para la protección del recurso (Campodónico y Mauna 2014) contribuyeron de manera significativa a la recuperación de la comunidad bentónica, al menos en biomasa (Escolar et al. 2015). En este marco, la permanencia de áreas intangibles de pesca (reservas reproductivas y estación experimental fija) es de fundamental importancia a fin de analizar cambios en la comunidad.

El procesamiento de la captura a bordo de los buques comerciales también afecta a la comunidad bentónica asociada. Dicho procesamiento aumenta el nivel de daño en la mayoría de los organismos, incluso muchos gasterópodos y equinodermos quedan retenidos, por lo que se asume la no supervivencia de los mismos. La especie más afectada es el erizo *S. agassizii* (Escolar et al. 2017). En general, los ejemplares con menor nivel de daño presentan mayor supervivencia, excepto el caracol *F. magellanicus*, cuya supervivencia fue cercana al 100% independientemente del nivel de daño observado (Schwartz et al. 2016). En el caso de los individuos de talla no comercial de vieira patagónica también se registró una importante disminución de la supervivencia a mayor nivel de daño (Schwartz et al. 2019).

LA PESQUERÍA DE VIEIRA PATAGÓNICA

Historia

En 1995 comenzó un programa cooperativo de investigación pesquera Estado-Empresa sobre la especie vieira patagónica, luego de que distintas campañas de investigación reportaran información sobre los patrones de distribución de esta especie y su potencial importancia económica (Lasta y Zampatti 1981; Waloszek y Waloszek 1986). Durante ese año se concretaron 15 cam-

pañías experimentales en la plataforma continental argentina a bordo del buque pesquero (BP) “Erin Bruce”, contando con un Observador o Técnico del INIDEP a bordo. La información recopilada permitió registrar siete nuevas concentraciones localizadas en la zona correspondiente al borde del talud, así como información sobre diferentes aspectos biológicos, ecológicos y pesqueros (Lasta y Bremec 1998).

A fines de 1995, el gobierno argentino a través de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA) y por medio de la Resolución SAGPyA N° 19/1995, aprobó el proyecto pesquero para la explotación de esta especie por parte de las empresas Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.A., con una flota compuesta por cuatro buques factorías, a razón de dos buques por empresa. Así, la pesquería nacional de vieira patagónica se inició formalmente en 1996, luego de los alentadores resultados biológico-pesqueros logrados mediante el mencionado, y poco frecuente, programa investigación Estado-Empresa (Lasta y Bremec 1998; Ciocco et al. 2006).

En marzo de 1996, se dictó la Resolución SAGPyA N° 150/1996 mediante la que se estableció el marco legal para asegurar que la pesquería de vieira patagónica se desarrollara bajo un estricto asesoramiento científico. Esta resolución estableció además los principios básicos para el Plan de Manejo que fue instaurado en marzo de 1999, convirtiéndose en la única pesquería en la Argentina con un Plan de Manejo desde sus inicios.

Ese mismo año, el gobierno uruguayo autorizó a dos barcos a capturar vieira patagónica en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay (ZCPAU) establecida por el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Desde entonces y hasta fines de 2001, operaron cinco barcos en la ZCPAU, principalmente en el sector argentino de la misma. Durante el año 2000 se estableció una disputa entre ambos países sobre la capacidad de desplazamiento del recurso y la ubicación geográfica de los bancos.

En 2002, y considerando que la vieira patagónica es un recurso sedentario, la Argentina aplicó el Artículo 77 de la Convención sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR), el cual otorga la facultad al país en cuyo sector se encuentra el recurso a impedir que el otro país efectúe capturas frente al país ribereño dueño del recurso sedentario. Como consecuencia de esto, desde enero de 2003 la flota uruguaya se retiró del sector argentino de la ZCPAU.

El Consejo Federal Pesquero (CFP), como organismo responsable del manejo de las pesquerías en la Argentina, ha utilizado una estrategia de intercambio con el sector productivo, propiciando la participación de las dos empresas involucradas y estableciendo un alto nivel de cooperación entre el INIDEP y las compañías pesqueras.

Medidas de manejo

Las primeras medidas de manejo fueron trazadas desde el inicio de la pesquería en 1996 (Resolución SAGPyA N° 150/1996), incorporando criterios adaptativos a través de medidas operacionales con impacto a corto y largo plazo. Algunas medidas estuvieron relacionadas con los resultados de las campañas anuales, como apertura-cierre de áreas y establecimiento de una Captura Máxima Permisible (CMP). Otras medidas implementadas fueron:

- 1) Dos áreas de manejo establecidas (Unidades de Manejo Norte y Sur), conteniendo varios bancos de pesca cada una.
- 2) Talla mínima legal fijada en 55 mm de AT (3-5 años).
- 3) Establecimiento de zonas de exclusión de pesca de arrastre en cada banco para protección del *stock* parental.
- 4) Establecimiento de zonas de exclusión de pesca de arrastre en cada banco para propósitos de investigación.
- 5) Relación mínima de juveniles: vieira comercial establecida en 1:1 para abrir un área a la

pesca.

- 6) No existe una estación de pesca impuesta.
- 7) Esfuerzo pesquero fijo en cuatro (4) barcos.
- 8) Tasa de captura fijada en 0,4 de la biomasa total de vieiras comerciales para determinar la CMP.
- 9) Devolución inmediata al mar de los ejemplares menores a 55 mm AT, para permitir su supervivencia.
- 10) Creación de una Comisión Técnica para analizar y monitorear la pesquería, representando a la SAGPyA, al INIDEP y cada una de las empresas pesqueras.

En 1999 se estableció el Plan de Manejo formal mediante la Disposición SSP N° 17/1999, estructurado por 4 años, con la posibilidad de prorrogarlo un año más si la situación del recurso así lo hiciera aconsejable de acuerdo con los informes presentados por el INIDEP. En este plan se estableció que:

- 1) La captura se realizará a lo largo de todo el año calendario, pudiendo la Autoridad de Aplicación establecer vedas temporales o por zonas en caso que los informes científicos así lo aconsejen.
- 2) La CMP se determinará en forma anual, discriminándose dos unidades de manejo: Norte y Sur. La CMP se establecerá en relación a los bancos preexistentes.
- 3) La CMP determinada para cada año será distribuida en forma exclusiva entre las dos empresas poseedoras de los permisos de pesca.
- 4) Cada buque deberá disponer de 20 días anuales para tareas de investigación, las que se llevarán a cabo bajo la dirección del INIDEP.
- 5) Cada buque deberá contar con un Observador Científico designado por el INIDEP al menos en el 50% de las mareas comerciales.

En 2005, el CFP aprobó un nuevo Plan de Manejo de la especie (Resolución CFP N° 4/2005) con el objeto de continuar asegurando la sostenibili-

lidad del recurso. Las medidas más novedosas, en relación a los planes de manejo anteriores fueron:

- 1) El CFP, con asesoramiento del INIDEP, dará anualmente las coordenadas del área que integra cada banco a efectos de delimitar los bancos considerados y sus respectivas CMP.
- 2) Se establece el accionar ante el descubrimiento de una nueva área de pesca.
- 3) La Dirección Nacional de Coordinación Pesquera (DNCP) llevará un control semanal de las capturas en cada banco para el que se estableciera una CMP, informando por escrito a cada empresa y al INIDEP cuando falte capturar el 10% de la CMP establecida. Una vez alcanzada la CMP el banco será cerrado a la pesca por ese año.

Por otro lado, y a través de la Resolución CFP N° 5/2005, el CFP definió los únicos cuatro buques pesqueros autorizados para desarrollar esta pesquería, ratificando la Resolución SAGPYA N° 150/1996.

En agosto de 2006, y por recomendación del INIDEP, el CFP modifica el nombre y la delimitación geográfica de áreas de pesca preexistentes, además de incorporar áreas nuevas. Las denominadas unidades de manejo (Norte y Sur) pasaron a llamarse Sectores (Norte y Sur), y los Bancos se convirtieron en unidades de manejo (Resolución CFP N° 9/2006). También se detallaron las medidas de administración como parte del plan de manejo de la especie por el plazo de cuatro años prorrogables por un año más.

En el marco del criterio de manejo adaptativo que requiere este recurso, el INIDEP remitió durante 2008 recomendaciones necesarias para complementar las medidas de manejo vigentes, a pedido del CFP. En base a esto, se derogó la Resolución CFP N° 9/2006, y se dictó en su reemplazo la Resolución CFP N° 4/2008, la cual presentó algunas novedades:

- 1) En caso de no contar con información científica

proveniente del INIDEP para establecer la CMP en una UM, el CFP establecerá una CMP de carácter precautorio, ya que toda UM deberá tener asignada una CMP para ser habilitada a la pesca.

- 2) Se establece el factor de conversión en un valor de 7,14 (de peso de callo a peso total).
- 3) Los barcos habilitados reportarán diariamente a la DNCP la producción de callo y la UM en la que se realicen las capturas.
- 4) Se prohíbe la captura en áreas con predominio de ejemplares de talla no comercial. En caso de que en las capturas obtenidas durante dos días de pesca consecutivos se observe mayoría de ejemplares de talla no comercial, el buque deberá desplazarse hacia otras áreas de pesca.
- 5) La Comisión de Análisis y Seguimiento de la Pesquería de Vieira Patagónica estará conformada por dos representantes del INIDEP, dos representantes de la Autoridad de Aplicación y un representante de cada una de las empresas autorizadas a la captura de la especie. La Comisión tiene carácter de cuerpo asesor y se reunirá al menos una vez por trimestre.

En 2009, el CFP junto con el Ministerio de Relaciones Exteriores y Culto, estableció la UM 14 (Resolución CFP N° 2/2009) que se extiende hacia el este de la línea de 200 mn hasta el borde exterior del margen continental argentino, entre los 45° S y 47° S (Figura 1). Esta acción fue motivada por la localización de nuevas concentraciones de vieira patagónica más allá de las 200 mn, y que constituyen posiblemente una continuidad de los bancos de la UM 10.

Con el objeto de contribuir a la sostenibilidad de la pesquería, también en 2009 se establecieron las Áreas de Exclusión de la Actividad Pesquera como Reservas Reproductivas en todas las unidades de manejo, prohibiendo la actividad de las pesquerías de arrastre de fondo en las mismas (Resolución CFP N° 5/2009).

Durante 2012, a fin de lograr una mejor coincidencia entre las concentraciones del recurso y las

UM que las contienen, se presentó una propuesta de redefinición de las UM en función de su distribución espacial. La misma planteó una modificación en las coordenadas que definen las UM y una nueva denominación. Esta propuesta se concretó en la Resolución CFP N° 15/2012 (y su modificatoria Resolución CFP N° 5/2014), y definió nuevas UM denominadas de la A a la J, y eliminando la UM 13 de muy escasa actividad pesquera (Figura 1).

En 2014, el CFP estableció el régimen específico de Cuotas Individuales Transferibles de Capturas (CITC) para la especie vieira patagónica, convirtiéndose en la única pesquería bentónica del país administrada bajo este régimen y distribuyendo el 45% de las CMP por UM a cada grupo empresario (Resolución CFP N° 20/2014 y Resolución CFP N° 1/2015).

En la actualidad, las medidas de administración que rigen la pesquería de vieira patagónica son las enumeradas en las resoluciones CFP N° 4/2008 y N° 9/2016.

Estimaciones de biomasa

La biomasa de vieira patagónica por UM es estimada por el INIDEP a partir de información obtenida a través de las campañas anuales de investigación en las que se cumple con un diseño de muestreo de tipo regular (UM B) o aleatorio simple (UM D, E, F y G, Lasta et al. 2001). A partir de estas estimaciones el CFP determina la CMP en forma anual.

La información proveniente de las campañas de evaluación es utilizada para calcular la densidad absoluta de las poblaciones. Los valores de capturas obtenidos en las campañas son expandidos a valores absolutos aplicando el método de área barrida que tiene en cuenta la eficiencia del arte de pesca y el área barrida por el mismo en cada lance (Hernández et al. 2016), por lo cual es fundamental contar con una estimación precisa de estas últimas variables.

Durante el período 1998-2007, las campañas de

evaluación de *Z. patagonica* se realizaron a bordo de los buques de investigación del INIDEP, utilizando una rastra como arte de pesca. Durante el período 2008-2012, de acuerdo con el Plan de Manejo (Resolución CFP N° 4/2008), las campañas fueron desarrolladas a bordo de los buques de la flota comercial empleando la red característica de cada barco. A partir de 2013, y a fin de precisar información básica aplicada en la evaluación de biomasa, se reincorporó la rastra como arte de pesca utilizada en las campañas de evaluación a bordo de buques comerciales. Debido a estos cambios en el arte de pesca y buques empleados en las campañas de evaluación, se ha discontinuado una serie temporal que permitiría estimar un índice de abundancia para la evaluación del recurso.

El sistema de evaluación aplicado hasta el momento en la vieira patagónica estima año a año la CMP sin tener en cuenta la dinámica poblacional ni el impacto que puede tener esa captura sobre la población. La evaluación del impacto de la pesca sobre la dinámica poblacional solo puede observarse con el paso del tiempo. Actualmente, y con información disponible para la UM B, se está desarrollando un nuevo método de evaluación que propone alternativas para el manejo pesquero de la vieira patagónica. Este método considera la dinámica poblacional, y su proyección utiliza información de parámetros biológicos de la especie estableciendo reglas básicas, controlables y eficientes para promover la sostenibilidad biológica. Esto es de vital importancia dada la situación actual de la pesquería, ya que como se ha mencionado en numerosos trabajos (Campodónico et al. 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2014c, 2015a, 2015b, 2016, 2017a, 2017b, 2018), en los últimos cinco años se registró una importante disminución en la biomasa de vieira patagónica en las diferentes UM (Figura 3). Tanto la biomasa total como la comercial presentan la misma tendencia decreciente, registrándose también una disminución entre ambas fracciones, lo que evidencia la falta de incorporación de individuos de talla sublegal a la población (Figura 3).

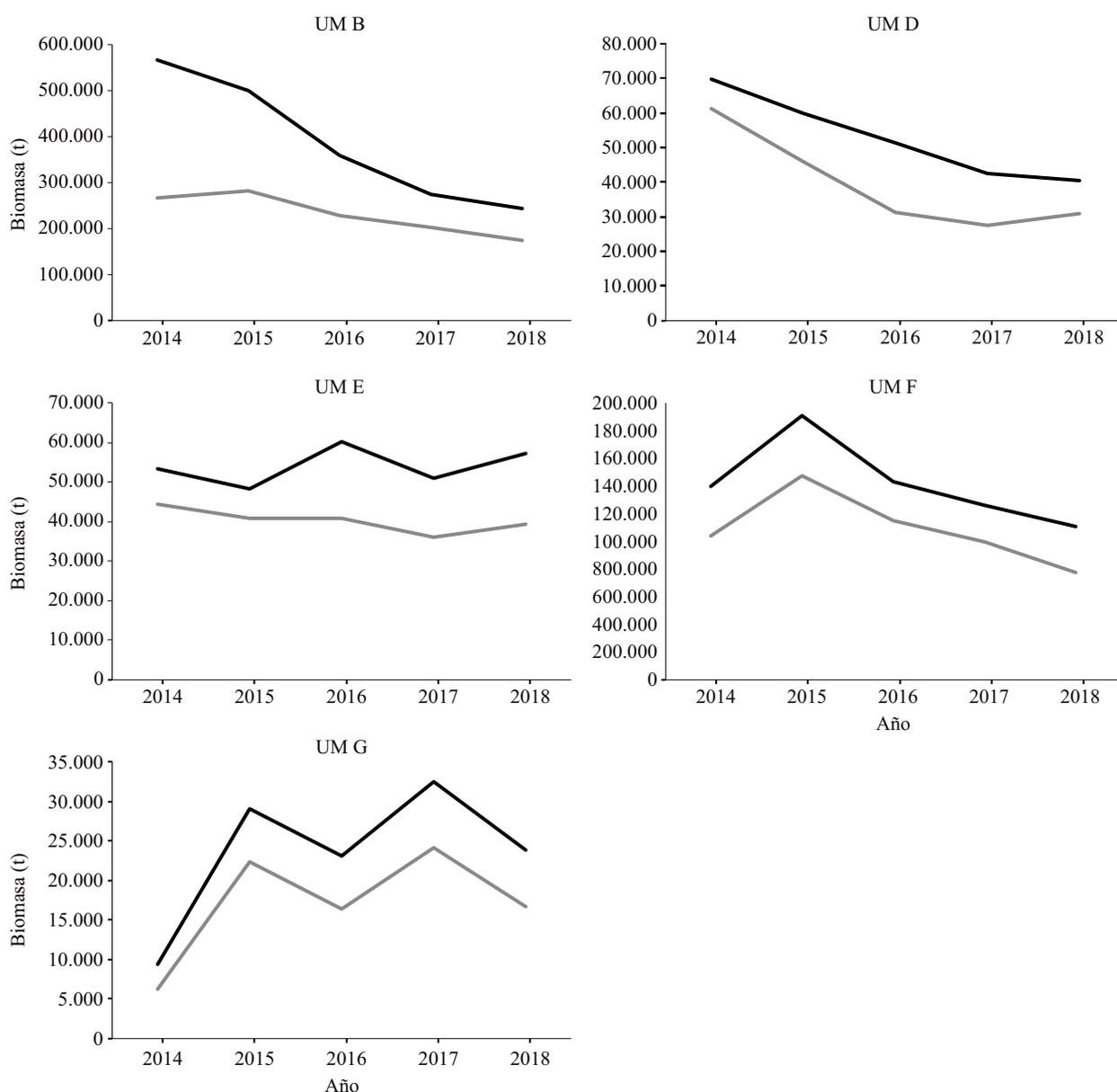


Figura 3. Evolución de la biomasa total (línea negra) y comercial (línea gris) en las unidades de manejo (UM) relevadas anualmente con campañas de evaluación de biomasa.

Figure 3. Evolution of total (black line) and commercial (gray line) biomass in the management units (UM) evaluated annually with biomass research surveys.

Artes de pesca utilizadas

Rastra-campañas de investigación

La rastra utilizada como arte de pesca en las cam-

pañas de evaluación de biomasa de vieira patagónica está conformada en su parte delantera o boca por un armazón de hierro compuesto por un tubo de 2,5 m de largo y 115 mm de diámetro unido en

sus extremos a dos perfiles metálicos que funcionan a modo de patines, los cuales tienen contacto permanente con el fondo (Figura 4). La unión de la rastra con el cable de arrastre se realiza mediante una tijera conformada por cadenas. En la parte posterior, posee una red compuesta por dos paneles de mallas de Nylon con luz de malla de 50 mm y un intracopo también de nylon y luz de malla de 18 mm. A modo de protección para el paño inferior tiene un panel de anillas de acero en la parte exterior (Roth y García 2014). Su peso en el agua es de aproximadamente 500 kg. El valor de eficiencia de la rastra aplicado en las estimaciones de biomasa ha sido de 0,5. Este valor surgió a partir de estimaciones realizadas para un arte de pesca similar (Lasta e Iribarne 1997), generando la necesidad de obtener un valor de eficiencia empírico para la rastra utilizada actualmente en las campañas de evaluación de biomasa.

En 2018, a través de una experiencia de depleción de biomasa (Campodónico et al. 2018) se logró estimar el valor de eficiencia propio de esta rastra aplicando un método no lineal 0,676344 (Aubone et al. 2018b). En este marco, Aubone et al. (2019) presentan también una comparación de diferentes estimaciones de eficiencia aplicando diferentes métodos matemáticos, incorporando en algunos de ellos la incertidumbre en la estimación de la misma.

Red comercial-pesca comercial

Las redes (una por banda) utilizadas por la flota comercial en las mareas de pesca y en las campañas de evaluación en el período 2008-2012, poseen 22 m de relinga con una apertura horizontal efectiva de aproximadamente 14 m (Figura 4). El paño de las alas y el cuerpo es de Nylon con una luz de malla diamante de 140 mm, mientras que el copo o bolsa es de hilo de polietileno simple con una luz de malla cuadrada de 105 y 52 mm de lado. A modo de protección, el vientre de la red se cubre con cabos de poliéster desflecado o parpaya (Campodónico et al. 2017c). Cabe mencionar que los diseños de las redes pueden variar entre

empresas y/o buques. Esta variación se da, principalmente, en los materiales y en el tamaño y forma de las mallas (diamante o cuadrada).

Como se mencionó anteriormente, la serie temporal de datos obtenidos a partir de las campañas de evaluación se encuentra interrumpida por los cambios en la plataforma de muestreo y el arte de pesca utilizado. En 2013, con la reincorporación de la rastra en las campañas, se vuelve a disponer de datos de toda la población dado que, al utilizar las redes, ésta se encontraba sesgada hacia los individuos más grandes. Además, con la rastra también se obtiene un valor preciso de captura, contrariamente al valor obtenido en buques comerciales, donde la captura se estima visualmente. Esto trae aparejado un error de sub o sobre estimación (Aubone et al. 2016). Asimismo, se logra una correcta estimación del área barrida (Campodónico et al. 2014).

Observadores a Bordo

Un componente importante de la información biológica de las capturas en aguas argentinas surge de los datos obtenidos por el “Programa Observadores a Bordo de Buques Pesqueros” del INIDEP (Disposición SSPyA N° 9/2008). Esta actividad permite obtener información temporal y espacial de todos los recursos pesqueros, la cual puede ser aplicada tanto a tareas de evaluación y monitoreo como de apoyo a la toma de decisiones en el marco de las diferentes pesquerías.

En este contexto, la pesquería de vieira patagónica es una de las pocas pesquerías en la Argentina que cuenta con un muy elevado porcentaje de viajes de pesca con Observador a bordo, alcanzando en varios años el 100% de cobertura en las mareas. Esta situación ha resultado de gran utilidad para las distintas líneas de investigación llevadas a cabo en el marco del PPMB, ya que permitió coleccionar una enorme cantidad de información biológica-pesquera (Escolar et al. 2009, 2018; Campodónico y Herrera 2017), incluso contribuyendo de manera decisiva

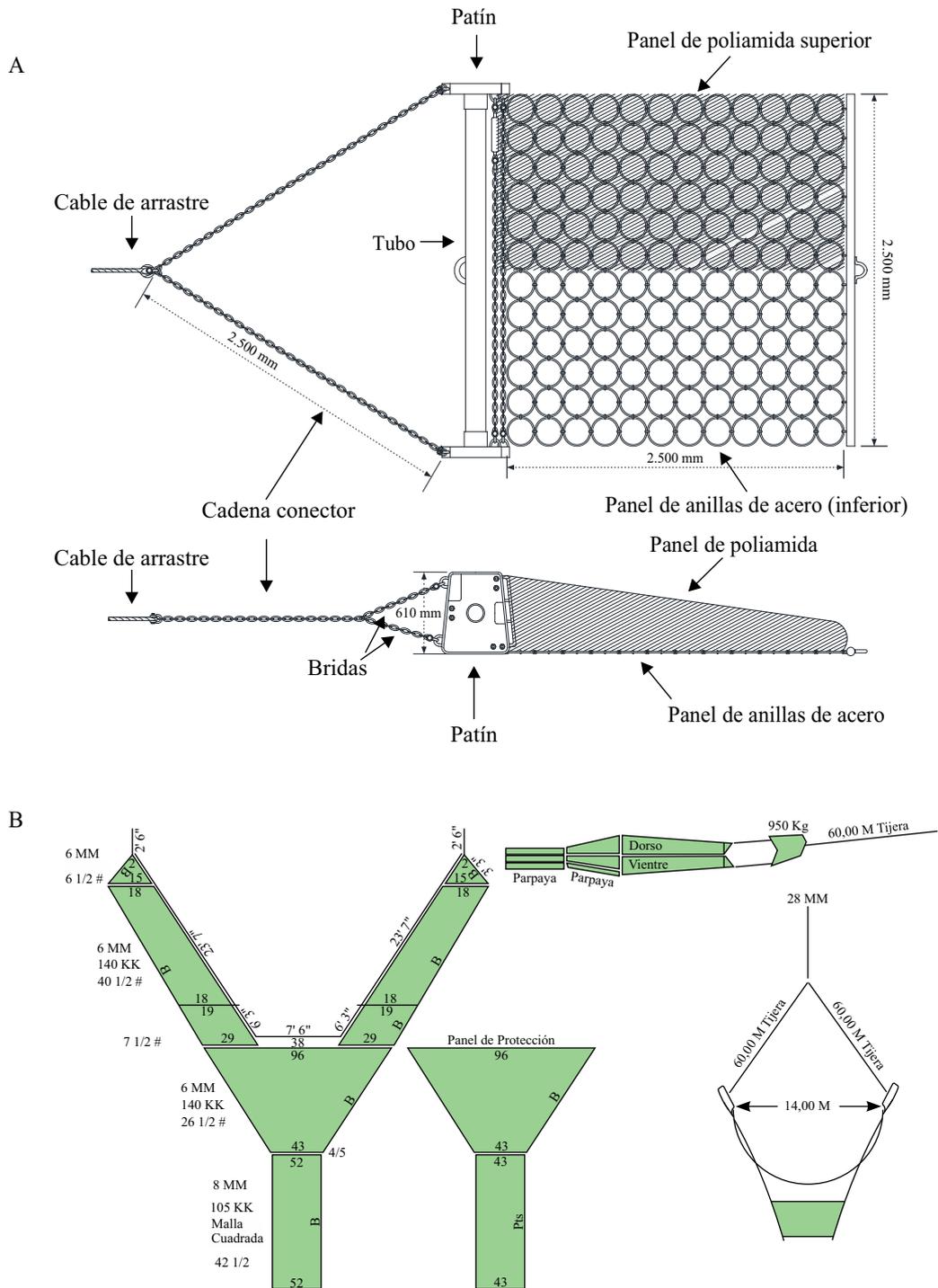


Figura 4. Arte de pesca utilizado en la evaluación de biomasa (A) y pesca comercial (B) de vieira patagónica.
 Figure 4. Fishing gear used in Patagonian scallop stock assessment (A) and commercial fishing (B).

a que ésta superara con éxito los diferentes procesos de Certificación (ver más adelante).

La capacitación de los Observadores a Bordo sobre el recurso vieira patagónica está a cargo de personal Científico-Técnico perteneciente al PPMB. Mediante el dictado de clases teóricas y prácticas en el marco de los cursos que imparte el INIDEP, se instruye al Observador para realizar los distintos muestreos que requiere el protocolo de tareas (Campodónico y Escolar 2013). Luego de aprobar el examen final del curso y previo a embarcar en los buques comerciales, el Observador seleccionado y personal del mencionado programa repasan las distintas tareas a realizar a bordo (Schwartz y Herrera 2012).

En 2009, se implementó el Plan de Acción Nacional para la Conservación de Tiburones en la Argentina (PAN-Tiburones, Resolución CFP N° 6/2009), estableciendo la prioridad en la adquisición de datos de condriictios en las distintas pesquerías del país. En el marco de cooperación entre Programas del INIDEP, desde 2010 el PPMB e incorporó al Protocolo de trabajo habitual una actividad orientada a registrar la presencia de rayas y tiburones en las capturas.

Posteriormente, y al regreso de las mareas, se realiza una revisión de los datos recabados a bordo por el Observador designado. Solo después de revisar, controlar, y de ser necesario corregir la información obtenida, se la incorpora a la base de datos del PPMB (Villalba, com. pers.)¹.

Producción y captura

Si bien los últimos reclutamientos masivos al fondo se registraron en las temporadas reproductivas 1999-2000 y 2000-2001 a lo largo de todas las UM y con altas densidades de ejemplares AT < 15 mm, no significa que no exista reclutamiento de ningún tipo. En años posteriores se detectaron reclutamientos localizados en distintas áreas de la

distribución del recurso pero de menor importancia. La incorporación de estos individuos al *stock* pescable es lo que mantuvo las capturas de la última década (Figura 5). Al igual que en otras pesquerías de pectínidos, las producciones dependen fuertemente del éxito de los reclutamientos (Orensanz et al. 2016).

El esfuerzo pesquero medido como el número de redes caladas, ha variado notablemente a lo largo de los años (Figura 5), relacionado con la búsqueda, localización y densidad de las concentraciones del recurso en las distintas UM.

Las altas producciones de callo observadas entre 2005 y 2008 (Figura 5) son resultado del reclutamiento de la temporada 2000-2001, junto con las mejoras técnicas de la flota y del aprendizaje para localizar concentraciones de vieira patagónica. A partir de 2009, la flota debió invertir más tiempo en la localización del recurso debido a la disminución de áreas con gran densidad de organismos, concentrándose la actividad pesquera sobre agrupaciones menos densas. En la actualidad, la pesquería evidencia una reducción en las biomásas de captura y una limitación de las áreas factibles de pesca. La biomasa que sustenta las capturas actuales y del futuro inmediato de la pesquería se debe solo a reclutamientos localizados dentro de las distintas UM.

Operatoria y comercialización

La flota que opera sobre este recurso está compuesta por cuatro buques factoría armados para la captura y procesamiento a bordo. Actualmente, la flota cuenta con cuatro barcos (de 50 a 56 m de eslora) que trabajan las 24 h del día a lo largo de todo el año. Los buques operan con tangones y redes de arrastre de fondo completando entre 7 y 14 mareas comerciales, cuya duración oscila entre los 20 y 55 d, realizando de 40 a 60 lances diarios.

¹Javier Villalba, "Programa Pesquerías de Moluscos Bentónicos", INIDEP, P. V. Ocampo N° 1, B7602HSA, Mar del Plata, Argentina.

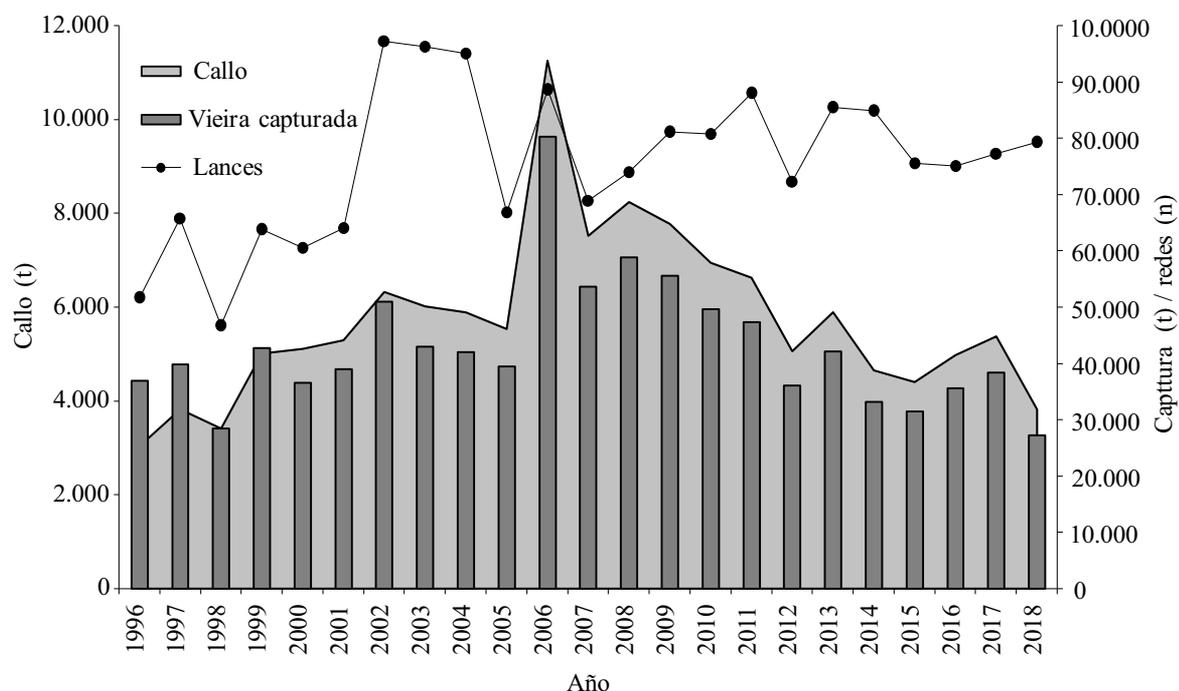


Figura 5. Capturas anuales (t) de vieira comercial entera, esfuerzo pesquero (número de lances) y producción (callos desembarcados).

Figure 5. Annual catches (t) of whole commercial scallop, fishing effort (number of trawls) and production (meat landed).

Previo a comenzar con las tareas de pesca, se realizan lances exploratorios a fin de verificar la posible producción de las capturas en el área. Una vez determinada la zona de trabajo comienza la operatoria. El tiempo de arrastre varía entre 1 y 40 min, siendo 16 el valor promedio (Campodónico y Herrera 2017). Posteriormente al virado, las redes son abiertas y la captura descargada en la cubierta del buque y simultáneamente volcada en los pozos para luego ser transferida a la planta procesadora. En dicha planta existe una seleccionadora mecánica de tallas que descarta (y arroja al mar) la fauna acompañante y los ejemplares de vieira de talla menor a 55 mm AT. A las vieiras retenidas se las somete a un tratamiento con vapor de agua a fin de abrir las valvas y separarlas de las partes blandas. Posteriormente, las partes blandas son conducidas hacia máquinas denominadas “peladoras”, en donde, por la acción mecánica de una serie de rodillos que

giran en sentidos opuestos, se separa el músculo abductor (“callo”) del resto de las partes blandas del individuo. Los restos de partes blandas y valvas son descartados al mar. Finalmente, los callos empacados y congelados se preparan para ser comercializados.

Una vez en el puerto, las cajas de producto congelado son colocadas en contenedores refrigerados pertenecientes a dos empresas líderes en el mercado de transporte marítimo. Los contenedores cargados son trasladados por vía terrestre al puerto de Buenos Aires para su posterior exportación. De acuerdo con las últimas estadísticas oficiales (SSPyA 2017), los principales mercados son Estados Unidos, Francia y Canadá (Tabla 1). En los últimos diez años el precio de exportación del producto aumentó un 44% (Tabla 2). En promedio, los callos de vieira patagónica representan el 5% del total de las exportaciones pesqueras anuales del país.

Tabla 1. Distribución de las exportaciones (toneladas de callo) en los principales mercados y valor promedio del producto por tonelada en 2017.

Table 1. Distribution of exports (tons of meat) in the main markets and average value (dollars) of the product per ton in 2017.

Destino	Tonelada	Precio promedio (USD t ⁻¹)
Estados Unidos	2.469	12.783
Francia	2.861	14.558
Canadá	87	15.612

Tabla 2. Capturas anuales (toneladas de callo) y valor promedio del producto por tonelada en el período 2007-2017. Datos obtenidos de los Informes de Coyuntura y de los de Exportaciones e Importaciones pesqueras elaborados por la SSPyA y el Ministerio de Economía de la Nación.

Table 2. Annual catches (tons of meat) and average product value per ton in the 2007-2017 period. Data derived from the Conjunction Reports and the Export and Import Fishing Reports prepared by the SSPyA and the Ministry of Economy of the Nation.

Año	Tonelada	Precio promedio (USD t ⁻¹)
2007	8.363	6.084
2008	8.083	5.480
2009	7.353	5.475
2010	7.123	7.872
2011	6.701	11.901
2012	5.221	9.571
2013	5.422	8.139
2014	4.537	11.821
2015	4.404	11.041
2016	4.978	11.633
2017	5.418	13.766

Certificación internacional de la pesquería de vieira patagónica

El Marine Stewardship Council (MSC) es una organización sin fines de lucro, establecida en 1996 para representar los intereses de los países dedicados a la sostenibilidad a largo plazo de las pesquerías marinas y sus hábitats asociados. Su misión es la protección de la vida en los océanos reconociendo y premiando la pesca sostenible (www.msc.org).

Las directrices de MSC a los certificadores especifican que la unidad de la certificación es “la pesquería o el *stock* de peces combinada con el método de pesca/artes y la operatoria pesquera (actividad de los buques sobre la población pescada) así como también el marco de gestión”. Los principios y criterios del MSC para la pesca sostenible son los estándares con los cuales se evaluó la pesquería. Estos se organizan en función de tres principios: El Principio 1 se refiere a la necesidad de mantener la población objetivo a un

nivel sostenible, el Principio 2 considera la necesidad de mantener la integridad del ecosistema en el que la población objetivo existe, y el Principio 3 aborda la necesidad de un sistema de gestión eficaz de la pesca a cumplir con los requisitos del Principio 1 y 2, y garantizar el cumplimiento de regulaciones nacionales e internacionales y acuerdos (ver www.msc.org).

En diciembre de 2006, promovido por una de las empresas habilitadas para la pesca de este recurso (Glaciar Pesquera S.A.), la pesquería fue eco-etiquetada como sostenible conforme a los estándares del MSC. De esta forma, la pesquería de vieira patagónica se convirtió en la primer pesquería con esta distinción en el ámbito de Sudamérica, segunda en Latinoamérica y la primer pesquería de pectínidos del mundo en lograr tal certificación, siendo el producto que se logra de primera línea en los mercados internacionales más exigentes.

Este proceso de certificación fue iniciado en noviembre de 2003. Ya en 2005, y luego de la elaboración de un informe de preevaluación, la empresa involucrada decidió pasar a la etapa de evaluación completa finalizando el proceso de certificación el 8 de diciembre de 2006, con validez por un lapso de cinco años, y la aprobación de la solicitud de certificación por el MSC. La evaluación independiente fue conducida por la certificadora Organización Internacional Agropecuaria (OIA).

En marzo de 2012, y promovido ahora por las dos empresas que operan sobre el recurso, la pesquería de vieira patagónica alcanzó un puntaje superior a 80 (sobre un total de 100) para cada uno de los tres Principios antes mencionados, logrando con éxito su primera Recertificación por parte de la OIA por un período de cinco años más. La misma se cumplió en forma exitosa alcanzando los objetivos propuestos por el equipo evaluador (Morsan et al. 2013, 2014, 2015, 2016). En la actualidad, la pesquería ha sido Recertificada por segunda vez para el período 2017-2022.

CONCLUSIONES

La pesquería de vieira patagónica en la Argentina, con un desembarque promedio anual en la última década de 6.146 t y un valor promedio de USD 9.343 la tonelada de callo, se convirtió rápidamente en una de las pesquerías de pectínidos más importantes a nivel mundial. Es quizás, una de las más completas de la Argentina en cuanto a disponibilidad de datos biológicos-pesqueros: cuenta con una gran cantidad de información espacio-temporal, tanto del recurso como de la comunidad bentónica asociada, contemplando incluso datos previos al inicio de la pesquería. El plan de manejo adaptativo implementado y la cooperación de las empresas involucradas, permitieron que las campañas de investigación se realizaran de manera casi ininterrumpida a lo largo de la historia de la pesquería. Sin embargo, luego de 22 años de actividad pesquera, es necesaria la revisión y actualización de parámetros poblacionales, tarea que está en proceso gracias al trabajo interdisciplinario que está llevando adelante el PPMB.

Actualmente la pesquería se encuentra en un momento particular dado por la falta de reclutamiento y la disminución de biomásas en las áreas de pesca. Es por eso que, en el marco de un manejo precautorio, es de suma importancia que las medidas de administración de la pesquería se basen en la mejor información biológica-pesquera disponible, a fin de lograr la sostenibilidad biológica del recurso.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a todos los colegas que participan y/o participaron del Programa de Pesquerías Moluscos Bentónicos, y a los que, aun no perteneciendo al mismo, hicieron posible

la realización de los trabajos mencionados en esta síntesis. También queremos agradecer a los dos revisores anónimos, quienes con sus comentarios y sugerencias ayudaron a mejorar este trabajo. Un agradecimiento especial a nuestro querido colega Daniel Hernández†. Contribución INIDEP N° 2193.

REFERENCIAS

- AUBONE A, CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M. 2018a. Estimación de la mortalidad residual a la pesquería de vieira patagónica, Unidad de Manejo B, año 2014. Inf Invest INIDEP N° 69/2018. 8 p.
- AUBONE A, CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, GARCÍA J. 2019. Estimaciones de la eficiencia de captura de la rastra usada en evaluación de biomasa de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Inf Téc Of INIDEP N° 16/2019. 11 p.
- AUBONE A, CAMPODÓNICO S, GARCÍA J, ESCOLAR M. 2018b. Eficiencia de captura de la rastra utilizada en evaluación de biomasa de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Inf Téc Of INIDEP N° 39/2018. 14 p.
- BIZIKOV VA, MIDDLETON DAJ. 2005. Scallop *Zygochlamys patagonica* (Bivalvia; Pectinidae): distribution, stock structure and fishery potential in the Falkland Islands waters. *Ruthenica*. 15: 23-60.
- BOGAZZI E, BALDONI A, RIVAS A, MARTOS P, RETA R, ORENSANZ JM, LASTA M, DELL'ARCIPRETE P, WERNER F. 2005. Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the Southwestern Atlantic. *Fish Ocean*. 14: 359-376.
- BOTTO F, BREMEC C, MARECOS A, SCHEJTER L, LASTA M, IRIBARNE O. 2006. Identifying predators of the SW Atlantic Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* using stable isotopes. *Fish Res*. 81: 45-50.
- BRADSHAW C, COLLINS P, BRAND AR. 2003. To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? *Mar Biol*. 143: 783-791.
- BRAND A. 2006. Scallop ecology: distributions and behaviour. En: SHUMWAY SE, PARSON GJ editores. *Scallops: biology, ecology and aquaculture*. Elsevier Science. p. 651-744.
- BREMEC C, ESCOLAR M, SCHEJTER L, GENZANO G. 2008. Primary settlement substrate of scallop, *Zygochlamys patagonica* (King & Broderip, 1832) (Mollusca: Pectinidae) in fishing grounds in the Argentine Sea. *J Shellfish Res*. 27: 273-280.
- BREMEC C, LASTA M. 2002. Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in Argentina. *Bull Mar Sci*. 70: 89-106.
- BREMEC C, SCHEJTER L, MARECOS A. 2006. Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Período 1995-2006. Inf Téc Int INIDEP N° 10/2006. 52 p.
- BREMEC C, SOUTO V, SCHEJTER L, GIBERTO D, ESCOLAR M. 2014. Relaciones fauna-sedimento en bancos de vieira patagónica del frente de talud. Unidad de manejo B (OB1205). Inf Invest INIDEP N° 7/2014. 13 p.
- CADDY JF. 1975. Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. *J Fish Res Board Can*. 32: 1305-1328.
- CADDY JF, GULLAND JA. 1983. Historical patterns of fish stocks. *Mar Pol*. 7: 267-278.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M. 2013. Protocolo de observadores de a bordo. Inf Ases Transf INIDEP N° 62/2013. 18 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, AUBONE A. 2017c. Estimación del poder de pesca relativo y la eficiencia relativa entre la red comercial y la rastra en la pesquería de vieira patagónica. *Rev Invest Desarr. Pesq*. 31: 75-84.

- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2014a. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2015. Unidades de manejo UM F y G. Inf Téc Of INIDEP N° 28/2014. 19 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2015a. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2016. Unidad de manejo B. Inf Téc Of INIDEP N° 25/2015. 16 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2015b. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2016. Unidades de manejo D y E. Inf Téc Of INIDEP N° 26/2015. 20 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2016. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2016. Unidades de manejo F y G. Inf Téc Of INIDEP N° 08/2016. 18 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2017a. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2018. Unidad de manejo B. Inf Téc Of INIDEP N° 36/2017. 16 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2017b. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2018. Unidades de manejo F y G. Inf Téc Of INIDEP N° 32/2017. 21 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2018. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2018. Unidades de manejo D y E. Inf Téc Of INIDEP N° 18/2018. 18 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, GARCÍA J. 2019. Informe de campaña de evaluación de biomasa de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2018. Inf Camp INIDEP N° 3/2019. 27 p.
- CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M, MAUNA C, HERNÁNDEZ D. 2014b. Vieira patagónica. Evaluación de biomasa para el año 2015. Unidades de manejo D y E. Inf Téc Of INIDEP N° 21/2014. 20 p.
- CAMPODÓNICO S, HERRERA S. 2017. Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*): estadísticas de la pesquería correspondientes al año 2016. Inf Téc Of INIDEP N° 16/2016. 12 p.
- CAMPODÓNICO S, MACCHI G, CHRISTIANSEN E, LASTA M. 2009. Talla de primera madurez de la vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica* en la Unidad de Manejo 2 (39°24' SL-55°56' WL), Atlántico Sudoccidental. Inf Invest INIDEP N° 36/2009. 10 p.
- CAMPODÓNICO S, MACCHI G, LASTA M. 2001. Ciclo reproductivo de la vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* (King & Broderip, 1832) en el Banco Reclutas, Argentina. Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 80/2001. 15 p.
- CAMPODÓNICO S, MACCHI G, LOMOVASKY B, LASTA M. 2008. Reproductive cycle of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* in the SW Atlantic. J Mar Biol Assoc UK. 88: 603-611.
- CAMPODÓNICO S, MAUNA C. 2014. Vieira patagónica: áreas de exclusión pesquera. Inf Invest INIDEP N° 29/2014. 28 p.
- CAMPODÓNICO S, MAUNA C, GARAFFO G, HERNÁNDEZ D. 2013a. Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) evaluación de biomasa para el año 2014. Unidades de Manejo D y E. Inf Téc Of INIDEP N° 34/2013. 20 p.
- CAMPODÓNICO S, MAUNA C, GARAFFO G, HERNÁNDEZ D. 2013b. Vieira patagónica evaluación de biomasa para el año 2014. Unidad de Manejo B. Inf Téc Of INIDEP N° 33/2013. 14 p.
- CAMPODÓNICO S, MAUNA C, ESCOLAR M, HERNÁNDEZ D. 2014c. Vieira Patagónica evaluación de biomasa para el año 2015. Unidades de manejo UM B. Inf Téc Of INIDEP N° 23/2014. 13 p.
- CIOCCO NF, LASTA ML, NARVARTE M, BREMEC C, BOGAZZI E, VALERO J, ORENZANS JM. 2006. Argentina. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editores. Scallops: biology, ecology and aquaculture (2nd ed.). Amsterdam: Elsevier. p. 1251-1283.
- CRAGG SM. 2006. Development, physiology, behaviour and ecology of scallop larvae. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editores. Scallops: biology, ecology and aquaculture (2nd ed.). Amsterdam: Elsevier. p. 45-122.

- DEFEO O, GUTIERREZ N. 2003. Geographical patterns in growth estimates of the scallops *Zygochlamys patagonica*, with emphasis in Uruguayan waters. *J Shellfish Res.* 22: 643-646.
- ESCOLAR M, BREMEC C. 2009. Familia Pterasteridae (Echinodermata: Asteroidea) en bancos de vieira patagónica en el Mar Argentino [resumen]. VII Jornadas de Ciencias del Mar, Bahía Blanca, Argentina. p. 259.
- ESCOLAR M, CAMPODÓNICO S, MARECOS A, SCHEJTER L. 2015. Efecto del arrastre pesquero en la comunidad bentónica asociada a la vieira patagónica. *Inf Invest INIDEP* N° 84/2015. 23 p.
- ESCOLAR M, HERRERA S, CAMPODÓNICO S. 2018. Captura incidental de invertebrados bentónicos en la pesquería de vieira patagónica. *Inf Invest INIDEP* N° 23/2018. 21 p.
- ESCOLAR M, MARECOS A, BREMEC C. 2014. Análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos asociada a la pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica* King, 1832). Datos de observadores a bordo 1997-2009. *Inf Invest INIDEP* N° 14/2014. 17 p.
- ESCOLAR M, SCHEJTER L, BREMEC C. 2011. Bancos de *Zygochlamys patagonica* en el frente de talud: el efecto del esfuerzo pesquero sobre la fauna asociada [resumen]. Congreso Latinoamericano de Malacología (CLAMA), Puerto Madryn, Argentina. p. 149.
- ESCOLAR M, SCHWARTZ M, MARECOS A, HERRERA S, DÍAZ R, SCHEJTER L, CAMPODÓNICO S, BREMEC C. 2017. Daño en invertebrados bentónicos en la captura incidental de la pesquería de vieira patagónica. *Rev Invest Desarr Pesq.* 30: 53-73.
- GENZANO GN, GIBERTO D, SCHEJTER L, BREMEC C, MERETTA P. 2009. Hydroid assemblages from the Southwestern Atlantic Ocean (34-42°). *Mar Ecol.* 30: 33-43.
- GUTIÉRREZ N, MARTÍNEZ A, DEFEO O. 2004. Identifying environmental constraints at the edge of a species' range: scallop *Psychrochlamys patagonica* in the SW Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser.* 353: 147-156.
- HARVEY M, BOURGET E, MIRON G. 1993. Settlement of Iceland scallop *Chlamys islandica* spat in response to hydroids and filamentous red algae: field observations and laboratory experiments. *Mar Ecol Prog Ser.* 99 (3): 283-292.
- HERNÁNDEZ D, CAMPODÓNICO S, ESCOLAR M. 2016. Metodología de evaluación de la biomasa de vieira patagónica a partir de los datos de campañas de investigación. *Inf Invest INIDEP* N° 04/2016. 14 p.
- HINZ H, PIETRO V, KAISER MJ. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecol Appl.* 19: 761-773.
- HOWARTH LM, TURNER AP, WOOD HL, BEUKERS-STEWART BD. 2011. Complex habitat boosts scallop recruitment in a fully protected marine reserve. *Mar Biol.* 158: 1767-1780.
- JENNINGS S, DINMORE TA, DUPLISEA DE, WARR KJ, LANCASTER JE. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J Anim Ecol.* 70: 459-475.
- KAISER MJ, RAMSAY K, RICHARDSON CA, SPENCE FE, BRAND AR. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J Anim Ecol.* 69: 494-503.
- KAMENOS NA, MOORE PG, HALL-SPENCER JM. 2004. Maerl grounds provide both refuge and high growth potential for juvenile queen scallops (*Aequipecten opercularis* L.). *J Exper Mar Biol Ecol.* 313: 241-254.
- LASTA M. 2013. Observaciones sobre la composición granulométrica y tipo de sedimento en los bancos de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Informe Sedimentos. Patagonian Scallop (*Zygochlamys patagonica*) Fishery. 1° Annual Audit, March 11-13, Mar del Plata.
- LASTA M, BREMEC C. 1998. *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. *J Shellfish Res.* 17: 103-111.
- LASTA M, HERNÁNDEZ D, BOGAZZI E, CAMPODÓNICO

- NICO S. 2001. Vieira patagónica, Unidad Norte de Manejo-CTMFM, evaluación de biomasa año 2001. Inf Téc INIDEP N° 9/2001. 25 p.
- LASTA M, IRIBARNE O. 1997. Southwestern Atlantic scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishery: assessment of gear efficiency through a depletion experiment. J Shellfish Res. 16: 59-62.
- LASTA M, ZAMPATTI E. 1981. Distribución de capturas de moluscos bivalvos de importancia comercial en el Mar Argentino. Resultados de las campañas de los B/I “Walther Herwig” y “Shinkai Maru”, años 1978 y 1979. En: ANGELESCU V, editor. Campañas de investigación pesquera realizadas en el Mar Argentino por los B/I “Shinkai Maru” y “Walther Herwig” y el B/P “Marburg”, Años 1978 y 1979. Resultados de la parte argentina. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). 383: 128-130.
- LOMOVASKY BJ, BALDONI A, RIBEIRO P, ALVAREZ G, LASTA M, CAMPODÓNICO S, IRIBARNE O. 2011. Exploring the causes of differences in growth rate of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* along its commercial bed distribution in the SW Atlantic. J Sea Res. 66: 162-171.
- LOMOVASKY BJ, BREY T, BALDONI A, LASTA M, MACKENSEN A, CAMPODÓNICO S, IRIBARNE O. 2007. Annual shell growth increment formation in the deep-water Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica*. J Shellfish Res. 26: 1055-1063.
- LOMOVASKY B, LASTA M, VALIÑAS M, BRUSCHETTI M, RIBEIRO P, CAMPODÓNICO S, IRIBARNE O. 2008. Differences in shell morphology and internal growth pattern of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* in the four main beds across their SW Atlantic distribution range. Fish Res. 89: 266-275.
- LÓPEZ GAPPA J, LANDONI NA. 2009. Space utilization patterns of bryozoans on the Patagonian scallop *Psychrochlamys patagonica*. Sci Mar. 73: 161-171.
- MADIROLAS A, LASTA M, TRIPODE M, ALVAREZ COLOMBO G, CAMPODÓNICO S, CABREIRA A. 2005. Experiencias con el ecosonda multihaz SIMRAD EM1002 instalada a bordo del BIP Cap. Oca Balda (período 2004-2005): estudios sobre el hábitat de la vieira patagónica. Inf Téc INIDEP N° 84/2005. 9 p.
- MAUNA C, FRANCO B, BALDONI A, ACHA M, LASTA M, IRIBARNE O. 2008. Cross-front variations in adult abundance and recruitment of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) at the SW Atlantic Shelf Break Front. ICES J Mar Sci. 65: 1184-1190.
- MENDO T, LYLE JL, MOLTSCHANIWSKYJ NA, TRACEY ST, SEMMENS JM. 2014. Habitat characteristics predicting distribution and abundance patterns of scallops in D’Entrecasteaux Channel, Tasmania. Plos One. 9 (1): e85895.
- MILESSI AC, LASTA M, IRIBARNE O, KITTLEIN M. 2010. Direct and indirect estimates of natural mortality for the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica*. J Shellfish Res. 29: 381-386.
- MORSAN E, PRENSKI LB, CRANFIELD HJ, BRIDI RJ, MEDINA FOUCHER CA. 2013. First surveillance report. Assessment against MSC principles and criteria for: Patagonian scallop fishery (*Zygochlamys patagonica*). 54 p. <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/patagonian-scallop-zygochlamys-patagonica-bottom-otter-trawl-fishery/@@assessments>.
- MORSAN E, PRENSKI LB, MEDINA FOUCHER CA. 2014. Second surveillance report. Assessment against MSC principles and criteria for: Patagonian scallop fishery (*Zygochlamys patagonica*). 37 p. <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/patagonian-scallop-zygochlamys-patagonica-bottom-otter-trawl-fishery/@@assessments>.
- MORSAN E, PRENSKI LB, MEDINA FOUCHER CA. 2015. Third surveillance report. Assessment against MSC principles and criteria for: Patagonian scallop fishery (*Zygochlamys patagonica*). 89 p. <https://fisheries.msc.org/en/>

- fisheries/patagonian-scallop-zygochlamys-patagonica-bottom-otter-trawl-fishery/@@assessments.
- MORSAN E, PRENSKI LB, MEDINA FOUCHER CA, LACO ML. 2016. Fourth surveillance report. Assessment against MSC principles and criteria for: Patagonian scallop fishery (*Zygochlamys patagonica*). 97 p. <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/patagonian-scallop-zygochlamys-patagonica-bottom-otter-trawl-fishery/@@assessments>.
- PARKER G, PATERLINI MC, VIOLANTE RA. 1997. El fondo marino. En: BOSCHI EE, editor. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 65-87.
- PEARSE JS, LOCKHART SJ. 2004. Reproduction in cold water: paradigm changes in the 20th century and a role for cidaroid sea urchins. *Deep-Sea Res (II Top Stud Oceanogr)*. 51: 1533-1549.
- RIESTRA G, BAREA L. 2000. La pesca exploratoria de la vieira *Zygochlamys patagonica* en aguas uruguayas. En: REY M, editor. Recursos Pesqueros no Tradicionales: Moluscos Bentónicos Marinos. Montevideo: Inf Téc INAPE/PNUD. p. 145-152.
- ROTH R, GARCIA J. 2014. Análisis dinámico-teórico de la relación entre la longitud del cable de arrastre y la profundidad de pesca para una rastra destinada a la captura de vieira. Inf Ases Transf INIDEP N° 124/2014. 12 p.
- SÁNCHEZ MA, GIBERTO D, SCHEJTER L, BREMEC C. 2011. The Patagonian scallop fishing grounds in shelf break frontal areas: the non-assessed benthic fraction. *Lat Am J Aquat Res*. 39: 167-171.
- SCHEJTER L, BREMEC C. 2007. Benthic richness in the Argentine continental shelf: the role of *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) as settlement substrate. *J Mar Biol Assoc UK*. 87: 917-925.
- SCHEJTER L, BREMEC C, AKSELMAN R, HERNÁNDEZ D, SPIVAK E. 2002. Annual feeding cycle of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* (King and Broderip, 1832) in Reclutas bed (39°S-55°W), Argentine Sea. *J Shellfish Res*. 21: 549-555.
- SCHEJTER L, BREMEC CS, ESCOLAR M, GIBERTO D. 2017. Plataforma externa y talud continental. En: BREMEC CS, GIBERTO D, editores. Comunidades bentónicas en regiones de interés pesquero en Argentina. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 57-75.
- SCHEJTER L, BREMEC C, HERNÁNDEZ D. 2008. Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground "Reclutas" in the Argentine Sea. *J Sea Res*. 60: 193-200.
- SCHEJTER L, BREMEC B, WALOSZEK D, ESCOLAR M. 2010. Recently settled stages and larval developmental mode of the bivalves *Zygochlamys patagonica* and *Hiatella meridionalis* in the argentine sea. *J Shellfish Res*. 29: 63-67.
- SCHEJTER L, CALCINAI B, CERRANO C, BERTOLINO M, PANSINI M, GIBERTO D, BREMEC C. 2006. Porifera from the Argentine Sea: Diversity in Patagonian scallop beds. *Ital J Zool*. 73: 373-385.
- SCHEJTER L, CHIESA IL, DOTI BL, BREMEC C. 2012. *Mycale (Aegogropila) magellanica* (Porifera: Demospongiae) in the southwestern Atlantic Ocean: endobiotic fauna and new distributional information. *Sci Mar*. 76: 753-761.
- SCHEJTER L, ESCOLAR M. 2017. Comparación del uso de red de arrastre comercial vs. rastra en el monitoreo de la fauna acompañante en la pesquería de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en Argentina. *Rev Invest Desarr Pesq*. 30: 75-87.
- SCHEJTER L, ESCOLAR M, MARECOS A, BREMEC C. 2013. Seventeen years assessing biodiversity at *Zygochlamys patagonica* fishing grounds in the shelf break system, Argentina. Libro de

- resúmenes del 19th International Pectinid Workshop. Florianopolis, Brasil. p. 46-47.
- SCHEJTER L, MARECOS Á, BREMEC C. 2014. La comunidad de invertebrados bentónicos en la "Unidad de Manejo B" de la pesquería de vieira patagónica: comparación entre el área de reserva y el área de pesca a partir de datos obtenidos en el 2013. *Inf Invest INIDEP* N° 58/2104. 11 p.
- SCHWARTZ M, CAMPODÓNICO S. 2019. Primera descripción del desarrollo larval temprano de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). *Mar Fish Sci.* 32 (2): 115-124.
- SCHWARTZ M, ESCOLAR M, MARECOS Á, CAMPODÓNICO S. 2016. Supervivencia de invertebrados bentónicos capturados incidentalmente en la pesquería de vieira patagónica. *Inf Téc INIDEP* N° 95/2016. 24 p.
- SCHWARTZ M, ESCOLAR M, MARECOS A, HERRERA S, DÍAZ R, VILLALBA J, CAMPODÓNICO S. 2019. Supervivencia de vieira patagónica de talla no comercial descartada por la pesquería. *Mar Fish Sci.* 32 (2): 149-157.
- SCHWARTZ JM, HERRERA SN. 2012. Desempeño de los observadores embarcados en buques de vieira durante el año 2011. *Inf Invest INIDEP* N° 40/2012. 6 p.
- SHANKS A. 1995. Mechanisms of cross-shelf dispersal of larval invertebrates and fish. En: MC EDWARD L, editor. *Ecology of Marine Invertebrate Larvae*. Florida: CRC Press. 480 p.
- SORIA G, ORENSANZ JM (LOBO), MORSÁN EM, PARMA AM, AMOROSO RO. 2016. Scallops biology, fisheries, and management in Argentina. En: SHUMWAY SE, PARSONS GJ, editors. *Scallops: biology, ecology, aquaculture, and fisheries* (3ed. ed.). Oxford: Elsevier Science. p. 1019-1046.
- [SSPYA] SUBSECRETARIA DE PESCA Y ACUICULTURA. 2017. Exportaciones e importaciones pesqueras. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Argentina. 43 p.
- VALERO J. 2002. Analysis of temporal and spatial variation in growth and natural mortality estimation with an Integrated Dynamic Model in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) [MSc thesis]. Seattle: School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington. 154 p.
- VALLADARES C, ANDRADE S. 1991. Estado actual de los bancos naturales de ostiones en los fiordos Brookes y S Palma. En: ANDRADE et al., editores. *Estudios repoblamiento ostión del sur en XIIa Región de Magallanes, Chile*. Capítulo 1. 28 p.
- WALOSZEK D, WALOSZEK G. 1986. Ergebnisse der Forschungsreisen des FFS "Walther Herwig" nach Südamerika, LXV. Vorkommen, Reproduktion, Wachstum und mögliche Nutzbarkeit von *Chlamys patagonica* (King & Broderip, 1832) (Bivalvia, Pectinidae) auf dem Schelf von Argentinien. *Arch Fish Wiss.* 37: 69-99.

Recibido: 09-10-2018

Aceptado: 10-10-2019

NOTE

SUPERVIVENCIA DE VIEIRA PATAGÓNICA DE TALLA NO COMERCIAL
DESCARTADA POR LA PESQUERÍA

MATÍAS SCHWARTZ¹, MARIANA ESCOLAR¹, ÁNGEL MARECOS^{1, 2}, SUSANA HERRERA¹,
RONALDO DIAZ¹, JAVIER VILLALBA¹ y SILVANA CAMPODÓNICO¹

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

correo electrónico: schwartz@inidep.edu.ar

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

RESUMEN. La pesquería bentónica más importante en extensión y producción del Atlántico Sudoccidental es la de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). La desarrollan cuatro buques factoría con redes de arrastre de fondo no selectivas y planta procesadora a bordo. Durante el proceso de selección se retienen las vieiras de talla comercial (≥ 55 mm de alto total) y las que no la alcanzan (< 55 mm AT) se descartan al mar. El objetivo del presente trabajo fue determinar el nivel de supervivencia de los ejemplares descartados al mar y el efecto del proceso de selección a bordo. Se seleccionaron vieiras de talla no comercial procedentes de cubierta (control) y descarte (tratamiento). Se las clasificó de acuerdo con el nivel de daño y se las colocó en bolsas de polipropileno para fondearlas (~ 100 m de profundidad). Cuando se recuperaron los fondeos, a los 10 y 54 d, se contabilizó la cantidad de individuos vivos en cada bolsa. Los mayores niveles de supervivencia se registraron en ejemplares sin daño o con daño solo en los bordes; en aquellos con roturas o perforaciones en la valva el porcentaje fue cercano al 50%. Se observó que la supervivencia disminuía a medida que aumentaba el tiempo de la experiencia.

Palabras clave: *Zygochlamys patagonica*, supervivencia, talla no comercial, descarte.

SURVIVAL OF NON-COMMERCIAL SIZE PATAGONIAN SCALLOP
DISCARDED BY THE FISHERY

ABSTRACT. The most important benthic fishery in extension and production of the Southwest Atlantic is that of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*). It is developed by four factory vessels with non-selective bottom trawl nets and processing plant on board. During the selection process the scallops of commercial size (≥ 55 mm total high) are retained and those that do not reach it (< 55 mm TH) are discarded back to sea. The purpose of this work was to determine the survival level of non-commercial specimens discarded to sea and the effect of the selection process on board. Non-commercial scallops coming from deck (control) and discard (treatment) were selected. They were classified according to the level of damage and placed in polypropylene bags to be anchored (~ 100 m depth). The bags were retrieved 10 and 54 d after and the amount of live specimens in each one registered. The highest survival level was observed in individuals without damage or damaged only on the edges; in those with breaks or perforations in the shell the percentage rounded 50%. It was observed that survival decreased as the time of the experiment increased.

Key words: *Zygochlamys patagonica*, survival, non-commercial size, discard.

La sustentabilidad de una pesquería requiere que se conozcan los distintos factores que actúan sobre ésta, la mortalidad directa e indirecta producida por la pesca es uno de ellos. La asignación de cuotas de pesca, restricciones por tallas, cierres espaciales y temporales, son algunas de las medidas de manejo comúnmente utilizadas para disminuir la mortalidad por pesca directa (Montgomery 2008). La mortalidad por pesca indirecta tiene dos componentes principales; los individuos que son capturados y descartados, y los organismos que son dañados al entrar en contacto con las artes de pesca sin ser capturados (Jenkins y Brand 2001). La aplicación de estrategias de manejo orientadas a disminuir la mortalidad por pesca indirecta en poblaciones afectadas podría permitir la recuperación de las mismas (Kell y Bromley 2004).

La mortalidad producida por el descarte raramente es estimada en pesquerías específicas y representa una gran fuente de incertidumbre en las estimaciones de mortalidad por pesca total (Davis 2002). Existe gran variabilidad en la mortalidad entre las especies descartadas por las pesquerías (Kaiser y Spencer 1995; Bergmann y Moore 2001; Depestele et al. 2014; Schwartz et al. 2014), pero se ha visto que los bivalvos poseen tasas de supervivencia más altas que otras especies (Hill y Wassenberg 2000).

La pesquería bentónica más importante en extensión y producción del Atlántico Sudoccidental es la de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Desde el inicio de la pesquería en 1996, la flota ha estado constituida por cuatro buques factoría que operan las 24 h a lo largo de todo el año. Los barcos vieireros pescan con tangones y redes de arrastre de fondo no selectivas, y están dotados de una planta procesadora. El proceso a bordo de los buques vieireros comienza con rolos selectores de tallas que separan las vieiras de talla comercial (≥ 55 mm de alto total de la valva) para ser procesadas de las vieiras no comerciales y especies no objetivo, las cuales son devueltas al mar. Escolar et al. (2014) encontraron que el proceso mecánico de separación aumenta significati-

vamente el daño externo en las vieiras patagónicas descartadas. Recientemente se determinó la supervivencia de los invertebrados bentónicos de la captura incidental luego del proceso de selección (Schwartz et al. 2014), pero aún no se analizó cómo influye el daño recibido durante dicho proceso en la supervivencia de la vieira patagónica. En este trabajo se determinó, por medio de experiencias realizadas en el mar, la supervivencia de la vieira patagónica no comercial descartada, y cómo ésta se ve afectada por el daño recibido durante el proceso mecánico de selección de ejemplares.

Las muestras fueron tomadas a bordo del BP "Atlantic Surf I" durante la campaña dirigida a evaluar la biomasa de vieira patagónica de la Unidad de Manejo B en 2013 (Figura 1). La zona de estudio fue previamente caracterizada por su alta densidad de ejemplares de talla no comercial. Se realizaron tres lances con un tiempo promedio de

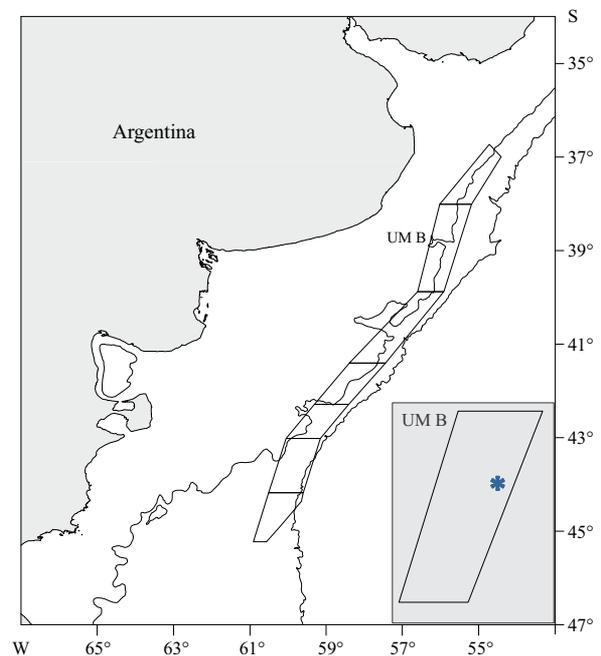


Figura 1. Unidad de Manejo B. El asterisco indica la ubicación de los lances realizados.

Figure 1. Management Unit B. The asterisk indicates the location of the trawls performed.

13 min de arrastre a 4,5 nudos. Se utilizó el arte de pesca comúnmente empleado por el buque (red de arrastre con tangones de 22 m de relinga superior y mallero de 140 mm).

Se seleccionaron individuos de vieira no comercial (< 55 mm de alto total) procedentes de la cubierta y que no pasaron por el proceso de selección (control), y del descarte (tratamiento), es decir, luego del proceso de selección a bordo (Figura 2). Algunas vieiras con talla comercial quedaron seleccionadas debido a un error durante la medición. Las vieiras seleccionadas fueron dis-

puestas en seis fondeos y agrupadas de acuerdo con su nivel de daño (Tabla 1) según los criterios establecidos para moluscos por Veale et al. (2001). La selección de las vieiras comerciales en estos buques es realizada por dos tambores cribados de acero inoxidable (uno por banda), de 2,42 m de largo y 86,5 cm de diámetro, con una inclinación de 35° (también conocidos como “rolos selectores”).

En cada fondeo se amarraron seis grupos de aproximadamente 30 individuos cada uno, colocados en bolsas de polipropileno (40 × 60 cm; malla-

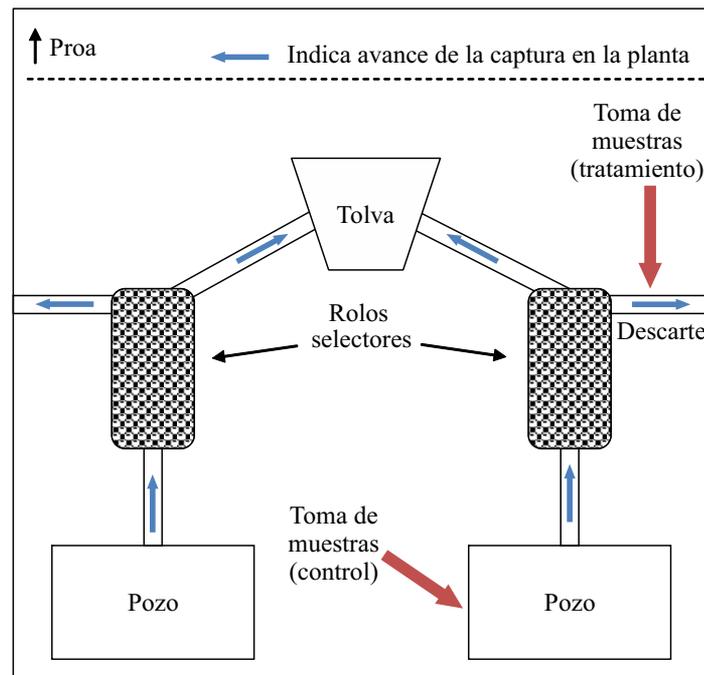


Figura 2. Esquema de selección de vieiras en la factoría del BP “Atlantic Surf I” y puntos de muestreo.
Figure 2. Scheme of scallop selection in the factory of the “Atlantic Surf I” FV and sampling points.

Tabla 1. Escala de daño de la vieira patagónica (tomado de Veale et al. 2001).
Table 1. Patagonian scallop damage scale (taken from Veale et al. 2001).

Nivel de daño	1	2	3	4
	Sin daño aparente	Borde de la valva dañado	Valva rota o perforada	Aplastado/muerto

do de 0,6 cm) (Figura 3) quedando una réplica por daño y tratamiento en cada fondeo. Algunas de las bolsas fondeadas no llegaron a completarse con los 30 individuos debido a que no todos los niveles de daño estaban representados en cantidades suficientes en las capturas. Las bolsas se amarraron al azar a un cabo de 20 mm de diámetro y 200 m de largo, con una distancia entre bolsas de 2 m, con boya y un muerto de 30 kg en el extremo para ser situada en el fondo del mar.

El tiempo de exposición al aire, tanto para el control como para el tratamiento, fue el mismo y no superó los 20 min. Para disminuir la exposición al aire, las vieiras fueron medidas (alto total) al finalizar la experiencia. De las seis líneas fondeadas tres fueron recuperadas a los 10 d posteriores a su fondeo (Boyas 07, 03 y 01), mientras

que solo una línea fue recuperada luego de pasar 54 d fondeada en el mar (Boya 05). Por lo tanto, quedaron para el análisis de supervivencia cuatro réplicas por tratamiento y daño, tres con 10 d de fondeo y una con 54 d. Una vez en cubierta, cada bolsa fue colocada en un balde de 10 l con agua de mar, contabilizándose las vieiras vivas de acuerdo con el nivel de daño y tratamiento. Se realizó un test de ANOVA de dos factores para analizar la supervivencia entre tratamiento y niveles de daño. *A posteriori* se aplicó el test de Tukey de comparaciones múltiples.

Los valores de supervivencia de vieiras recuperadas a los 10 d de fondeados con daño de tipo 1 y 2 fueron elevados (~ 96%), mientras que con daño 3 fueron cercanos al 50% (Tabla 2 A; Figura 4 A). La supervivencia entre organismos del tra-



Figura 3. Línea fondeada: boya señaladora, bolsas de polipropileno con vieiras en su interior.
 Figure 3. Anchored line: marker buoy, polypropylene bags with scallops inside.

Tabla 2. Supervivencia (%) por tratamiento y nivel de daño en individuos de vieira no comercial después de 10 (A) y 54 (B) días de fondeo.

Table 2. Survival (%) for treatment and damage level in non-commercial scallop individuals after 10 (A) and 54 (B) days anchorage.

A

Boya	Daño 1		Daño 2		Daño 3	
	Cubierta	Descarte	Cubierta	Descarte	Cubierta	Descarte
7	83,9	100,0	100,0	100,0	24,1	31,3
1	100,0	100,0	89,7	89,7	37,9	82,1
3	89,7	100,0	100,0	100,0	58,6	36,7
N° vivos	81	85	82	86	35	44
N° muertos	8	0	3	3	52	46

B

Boya	Daño 1		Daño 2		Daño 3	
	Cubierta	Descarte	Cubierta	Descarte	Cubierta	Descarte
5	93,3	65,4	66,7	86,2	23,3	30,0
N° vivos	28	17	20	25	7	9
N° muertos	2	9	10	4	23	21

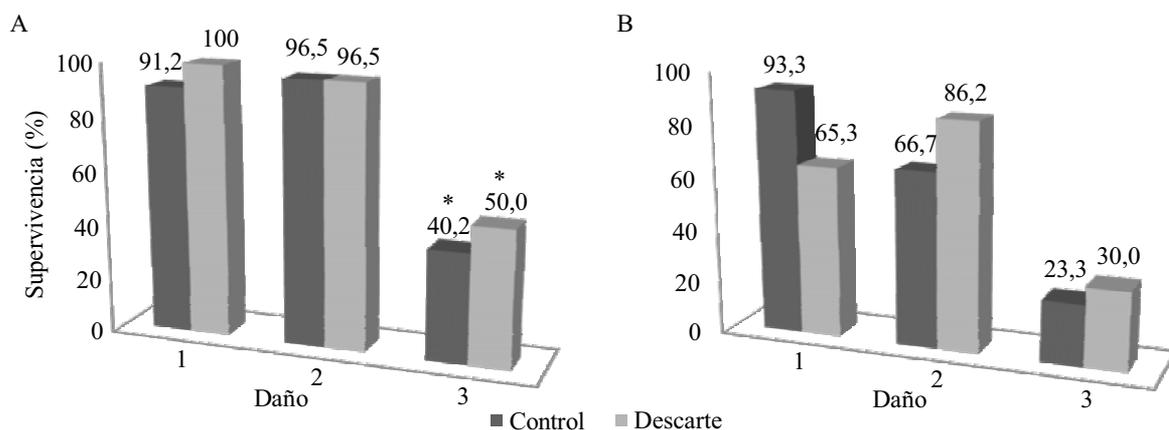


Figura 4. Supervivencia por tratamiento de vieira no comercial y nivel de daño después de 10 (A) y 54 (B) días de fondeo.

*Diferencias significativas de nivel de daño.

Figure 4. Survival for treatment of non-commercial scallop and level of damage after 10 (A) and 54 (B) days anchorage. *Significant differences of level of damage.

tamiento (descarte) no difirió significativamente a la que presentaron los organismos del control (cubierta) (Tabla 2 A; Figura 4). Solo se observaron diferencias significativas entre los niveles de daño con que fueron devueltas las vieiras al mar, tanto en el control como en el tratamiento (Tabla 3). Las vieiras devueltas al mar con daño 3 tuvieron supervivencia significativamente menor que aquellas con daño 1 y 2 (test de Tukey, $p < 0,001$). En el caso de la línea recuperada después de 54 d, las vieiras con daño 1 y 2 también registraron valores de supervivencia más altos que las de daño 3 (Tabla 2 B; Figura 4 B). Por otro lado, se observó una disminución en la supervivencia de las vieiras ($\sim 22\%$) con el aumento del tiempo de permanencia en el fondo del mar (Figura 4). Al final del experimento, el rango de tallas de las vieiras utilizadas en el control osciló entre 11 y 60 mm ($44,25 \pm 5,76$) y en el tratamiento entre 8 y 61 mm ($48,57 \pm 6,36$) (Figura 5 A). El porcentaje de individuos no comerciales en las muestras de cubierta y descarte fue de 96,6 y 81,1%, respectivamente. Los organismos que no sobrevivieron presentaron una distribución de tallas similar a la de los sobrevivientes tanto en cubierta ($t = -0,019$; $p > 0,19$) como en descarte ($t = -0,98$; $p > 0,98$) (Figura 5 B).

La supervivencia de *Z. patagonica* fue anteriormente estimada por Bremec et al. (2004), quienes encontraron una alta tasa (cerca al 96%) en vieiras comerciales y no comerciales descartadas al mar. Valero y Lasta (2008) reajustaron los valores

de Bremec et al. (2004) utilizando solo los individuos no comerciales y encontraron que el proceso de selección de tallas aumentó hasta 20 veces la tasa de mortalidad. En este trabajo se analizó la supervivencia de vieiras no comerciales que son las que la pesquería normalmente descarta al mar y cómo el proceso de selección afecta su supervivencia, teniéndose en cuenta el daño con el cual los individuos fueron devueltos al mar, variable que no se analizó por Bremec et al. (2004) ni Valero y Lasta (2008). Por otro lado, encontramos también altos porcentajes de supervivencia en individuos sin daño, independientemente de estar afectados o no por el proceso de selección. Los individuos que presentaron valvas rotas o perforadas tuvieron una supervivencia hasta cuatro veces menor que aquellos sanos o con daño solo sobre el margen de la valva. Los presentes resultados demuestran que daños severos en la valva afectan significativamente la supervivencia de las vieiras. Sólo se encontró una disminución en la supervivencia en individuos que presentaron el mayor nivel de daño producido por el arrastre o por el proceso de selección a bordo, contrastando lo obtenido por Valero y Lasta (2008).

Cabe aclarar que la asignación del nivel de daño estuvo basada únicamente en las características del daño externo; el daño interno y el estrés concomitantes también contribuyen a disminuir la supervivencia de los organismos que son devueltos al mar (Crowder y Murawski 1998). Asimismo, diversos estudios mostraron que las perturba-

Tabla 3. Test de ANOVA con los valores de supervivencia (%) de vieira no comercial. GL: grados de libertad, MC: media cuadrática, F: estadístico, P: probabilidad.

Table 3. ANOVA test with non-commercial scallop survival (%) values. GL: degrees of freedom, MC: quadratic mean, F: statistic, P: probability.

Factor	GL	MC	F	P
Tratamiento	1	173	0,85	0,3740
Daño	2	5.193	25,53	0,0001*
Interacción	2	44	0,21	0,8100

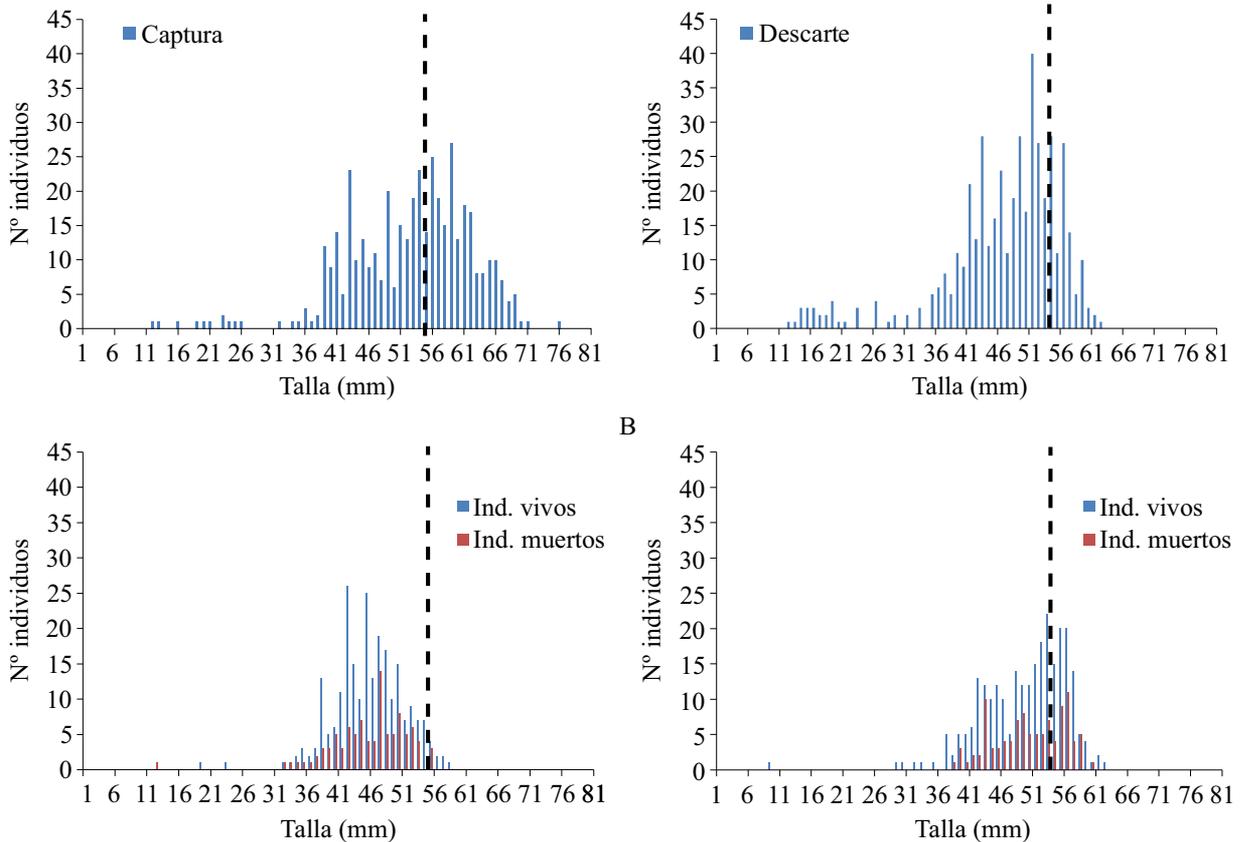


Figura 5. A) Frecuencia de tallas de la experiencia. B) Frecuencia de tallas de los individuos vivos y muertos recuperados. La línea punteada separa las vieiras no comerciales (izquierda) de las comerciales (derecha).

Figure 5. A) Size frequency of the experiment. B) Size frequency of the living and dead individuals recovered. The dotted line separates the non-commercial (left) from the commercial (right) scallops.

ciones que sufren las vieiras por estrés, exposición al aire y daños físicos, tienen un efecto negativo en la respuesta al escape de los predadores (Gruffydd 1972; Jenkins et al. 2001; Maguire et al. 2001) y aumenta su vulnerabilidad al ataque de patógenos (La Coste et al. 2001; De Zwaan et al. 2002), llevando a una disminución en la supervivencia de los ejemplares descartados.

El tiempo que los individuos permanecen en el fondo del mar durante el desarrollo de experiencias de supervivencia es fundamental, siendo que una corta duración de las mismas produciría sobreestimaciones de la supervivencia, mientras que experiencias muy largas pueden generar

subestimaciones. Valero y Lasta (2008) sugieren que la duración de las experiencias de este tipo para la vieira patagónica no debería ser menor a los 12 d, ya que observaron que el proceso de selección produce un efecto retrasado en la mortalidad. El diseño de esta experiencia contempló esta problemática, ya que la última línea fue recuperada 54 d después de su fondeo, observándose que efectivamente la supervivencia de las vieiras dañadas disminuyó con el aumento de la duración de la experiencia. Por otro lado, el uso de bolsas en lugar de linternas (dispositivo utilizado en cultivos de bivalvos) pudo generar daños en las partes blandas de las vieiras por inserción

valvar de otros individuos apilados, produciendo una sobrestimación en la supervivencia.

Dado que se utilizaron bolsas a fin de excluir la incidencia de la predación sobre la mortalidad, las tasas de supervivencia estimadas en este trabajo podrían estar sobreestimadas (Veale et al. 2000; Maguire et al. 2002). Las vieiras que murieron durante la experiencia no presentaron una tendencia general con respecto a las tallas. Por lo tanto, la supervivencia de las vieiras descartadas no tiene relación con la talla de las mismas. Se recomienda repetir esta experiencia haciendo hincapié en individuos de talla menor a los 35 mm AT, los cuales no estuvieron bien representados en este trabajo.

La supervivencia estimada en este trabajo puede ser considerada representativa para la pesca comercial, ya que la misma fue determinada utilizando un arte de pesca, tiempo de arrastre, exposición al aire y proceso de selección similar a los utilizados en la pesca comercial de vieira patagónica. La supervivencia de las vieiras descartadas no está relacionada con la talla: los daños que producen los sistemas de selección no tienen relación con la talla corporal de los organismos sino que varía en función de las especies (Escolar et al. 2014). Las vieiras con daño 1 y 2 del control y tratamiento tuvieron una supervivencia alta, lo cual demuestra que el proceso de selección en sí no disminuye la supervivencia, siempre que no le genere un daño nivel 3.

Evitar que las vieiras lleguen a alcanzar un nivel de daño 3 aumentaría significativamente la supervivencia de los individuos descartados. Cambios en la estructura y funcionamiento de los sistemas de selección de tallas, como flujo de agua y revoluciones del tambor cribado, podrían analizarse en función de disminuir el daño de los animales. La devolución de individuos vivos no comerciales descartados en la pesquería de vieira patagónica aumenta la capacidad de sustentabilidad del recurso, la cual podría verse afectada por daños producidos sobre los organismos durante el descarte de los mismos.

Contribución INIDEP N° 2194.

REFERENCIAS

- BERGMANN M, MOORE PG. 2001. Mortality of *Asterias rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the Nephrops fishery of the Clyde Sea area, Scotland. ICES J Mar Sci. 58: 531-542.
- BREMEC C, LASTA M, HERNÁNDEZ D. 2004. Survival of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*, King and Broderip, 1832) after the size selection process on commercial fishing vessels. Fish Res. 66: 49-52.
- CROWDER L, MURAWSKI S. 1998. Fisheries by-catch: implications for management. Fisheries. 23: 8-15.
- DAVIS M. 2002. Key principles for understanding fish by-catch discard mortality. Can J Fish Aquat Sci. 59: 1834-1843.
- DEPESTELE J, DESENDER M, BENOÎT HP, POLET H, VINCX M. 2014. Short-term survival of discarded target fish and non-target invertebrate species in the "eurocutter" beam trawl fishery of the southern North Sea. Fish Res. 154: 82-92.
- DE ZWAAN A, BABARRO J, MONARI M, CATTANI O. 2002. Anoxic survival potential of bivalves: (arte) facts. Comp. Biochem. Physiol A. 131: 615-624.
- ESCOLAR M, SCHWARTZ M, MARECOS A, HERRERA S, DIAZ R, SCHEJTER L, CAMPODÓNICO M, BREMEC C. 2014. Estimación del daño ocasionado a los invertebrados bentónicos por el proceso de selección a bordo en buques de la flota comercial de vieira patagónica Inf Invest INIDEP N° 73/2014. 45 p.
- GRUFFYDD L. 1972. Mortality of scallops on a Manx scallop bed due to fishing. J Mar Biol Assoc UK. 52: 449-454.
- HILL B, WASSENBERG T. 2000. The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs: a study in the northern Great Barrier Reef, Australia. Fish Res. 48: 277-286.
- JENKINS S, BEUKERS-STEWART B, BRAND A. 2001. Impact of scallop dredging on benthic

- megafauna: a comparison of damage levels in captured and non-captured organisms. *Mar Ecol Prog Ser.* 215: 297-301.
- JENKINS S, BRAND A. 2001. The effect of dredge capture on the escape response of the great scallop, *Pecten maximus* (L.): implications for the survival of undersized discards. *J Exp Mar Biol Ecol.* 266: 33-50.
- KAISER M, SPENCER B. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. *Mar Ecol Prog Ser.* 126: 31-38.
- KELL L, BROMLEY P. 2004. Implications for current management advice for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.): Part II. Increased biological realism in recruitment, growth, density-dependent sexual maturation and the impact of sexual dimorphism and fishery discards. *J Sea Res.* 51: 301-312.
- LA COSTE A, JALABERT F, MALHAM S, CUEFF A, POULET S. 2001. Stress and stress-induced neuroendocrine changes increase the susceptibility of juvenile oysters (*Crassostrea gigas*) to *Vibrio splendidus*. *Appl Environ Microbiol.* 67: 2304-2309.
- MAGUIRE J, COLEMAN A, JENKINS S, BURNEL G. 2001. Effects of dredging on undersized scallops. *Fish Res.* 56: 155-165.
- MAGUIRE J, JENKINS S, BURNELL G. 2002. The effects of repeated dredging and speed of tow on undersized scallops. *Fish Res.* 58: 367-377.
- MONTGOMERY J. 2008. Discarding in the Isle of Man Queen Scallop, *Aequipecten opercularis*, fishery. The effect of on-deck sorting processes upon survival potential of undersized queen scallops [MSc]. Bangor University. 61 p.
- SCHWARTZ M, ESCOLAR M, MARECOS A, CAMPODÓNICO S. 2014. Supervivencia de invertebrados bentónicos en la pesquería de vieira patagónica. *Inf Invest INIDEP N° 51/2014.* 11 p.
- VALERO J, LASTA M. 2008. Estimating survival of discarded scallops in the Patagonian scallop fishery: comment on "Survival of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*, King and Broderip, 1832) after the size selection process on commercial fishing vessels", by Bremec *et al.* 2004. *Fish Res.* 90: 313-315.
- VEALE L, HILL A, BRAND A. 2000. An in situ study of predator aggregations on scallop (*Pecten maximus* (L)), dredge discards using a static time-lapse camera system. *J Exp Mar Biol Ecol.* 255: 111-129.
- VEALE L, HILL A, HAWKINS S, BRAND A. 2001. Distribution and damage to the by-catch assemblages of the northern Irish Sea scallop dredge fisheries. *J Mar Biol Assoc UK.* 81: 85-96.

Recibido: 13-05-2015

Aceptado: 01-08-2018

REVIEW

ESTADO DEL CONOCIMIENTO SOBRE EL CICLO REPRODUCTIVO
Y CAPTACIÓN DE POSTLARVAS DE MEJILLÓN DEL GÉNERO *Mytilus* EN
LAS COSTAS DE LA ARGENTINATOMÁS E. ISOLA^{1,2}¹Instituto de Desarrollo Costero, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco,
Ciudad Universitaria km 4, Comodoro Rivadavia, Argentina²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina
correo electrónico: isolatomas@yahoo.com.ar

RESUMEN. El trabajo consiste en una revisión de las investigaciones realizadas en la Argentina sobre el ciclo reproductivo del mejillón *Mytilus* spp. y la captación de sus postlarvas en colectores artificiales en ambiente natural. Su principal objetivo es unificar, sistematizar y discutir los resultados obtenidos durante las últimas cuatro décadas de estudios sobre el tema. El enfoque abarca la perspectiva biológica y biotecnológica vinculada al cultivo de esta especie en el país.

Palabras clave: Colectores, *Mytilus*, captación, producción, cultivo.

STATE OF KNOWLEDGE ABOUT THE REPRODUCTIVE CYCLE AND
SETTLEMENT OF MUSSEL POSTLARVAE OF THE *Mytilus* GENUS OF THE
COASTS OF ARGENTINA

ABSTRACT. The work comprises a review of the research carried out in Argentina on the reproductive cycle of the mussel *Mytilus* spp. and the settlement of its postlarvae in artificial collectors in natural environment. Its main objective is to unify, systematize and discuss the results obtained during the last four decades of studies on the subject. The approach covers the biological and biotechnological perspective linked to the cultivation of this species in the country.

Key words: Collectors, *Mytilus*, settlement, production, culture.

Esta revisión se basa en los trabajos de investigación realizados a lo largo de las costas del Mar Argentino, en relación al ciclo reproductivo del mejillón y el asentamiento de postlarvas en colectores artificiales destinados a la acuicultura. Su objeto fundamental es compilar la labor que han realizado numerosos investigadores a lo largo de más de cuatro décadas. Se incluyen además los resultados de tesis doctorales y otros formatos publicados en revistas científicas o informes téc-

nicos. Se pretende establecer una relación entre los resultados que se obtuvieron en la temática referida, a los efectos de generar un documento que funcione como soporte para futuras investigaciones relativas al ciclo de vida del mejillón y su cultivo en la Argentina.

El mejillón que habita en las costas de la Argentina e Islas Malvinas pertenece al Género *Mytilus*. Aún existe controversia respecto de la identidad genética de las poblaciones presentes en la Argen-

tina. Estudios recientes indican la presencia de individuos de *Mytilus galloprovincialis* e hibridación con el complejo *M. edulis* en el Golfo Nuevo (Zbawicka et al. 2018). Más allá de esta situación, tanto *M. platensis* (d'Orbigny 1842) como *M. chilensis* (Hupé 1856) fueron considerados como especies o subespecies de *M. edulis* (Linnaeus, 1758) (Castellanos 1957; Dell 1964; Seed 1990). Borsa et al. (2012) asume que *M. edulis* del hemisferio sur y *M. chilensis* deben ser asignados con un rango de subespecie y ambas especies deben ser consideradas bajo un mismo taxón. Por otra parte, Astoga et al. (2015) no encontró diferencias genéticas entre *M. chilensis* y *M. platensis*, es por esto que ambas son consideradas como subespecies y deberían ser agrupadas bajo *M. edulis platensis* de acuerdo con las prioridades que fija la nomenclatura zoológica. Por su parte Zbawicka et al. (2018) realizaron estudios genéticos sobre poblaciones de distintos puntos del litoral argentino y chileno en relación a colecciones de referencia y encontraron que *M. edulis platensis* e *M. edulis chilensis* serían especies distintas, estos resultados fueron obtenidos utilizando marcadores moleculares diferentes que en los estudios previamente mencionados aquí. Estas controversias hacen que el estatus taxonómico se encuentre en revisión y aún no esté aclarado. Por otra parte, los trabajos de investigación presentados aquí fueron realizados en diferentes temporalidades y cada uno de ellos está basado en la descripción y claves de identificación disponibles en ese momento, por lo que correspondería agruparlos en torno al Género *Mytilus* para evitar confusiones.

El cultivo de mejillón es un recurso económico en muchos países del mundo, donde distintas especies son cultivadas en función de su distribución geográfica natural, constituyendo una fuente importante de ingresos (Wijsman et al. 2019). La producción mundial de mejillón de cultivo es de dos millones de toneladas y genera ventas por cuatro mil millones de dólares americanos. El mayor productor es China (927.609 t), seguido por Chile (341.427 t), España (241.785 t) y Nueva Zelanda

(99.716 t) (FAO 2019). En el caso de la Argentina, el cultivo de mejillón *M. edulis platensis* es una actividad reconocida como de elevada potencialidad productiva y ha sido contemplada como eje estratégico de desarrollo científico nacional (Argentina Innovadora 2020); sin embargo, los volúmenes de cultivo de bivalvos en su conjunto nunca superaron las 100 t año⁻¹, decreciendo hacia 2016 en una producción anual de 11,2 t (Panné Huidobro 2016). A partir de la década de los setenta se han desarrollado distintos emprendimientos de cultivo en la Argentina desde el sector público, privado y público-privado. Estas experiencias se han discontinuado por diversas razones, dentro de las cuales pueden mencionarse la inexistencia de un marco legal que reglamente la actividad, dificultades en las cadenas de comercialización, problemáticas ambientales (como por ejemplo, fenómenos prolongados de marea roja), la falta de clasificación de zonas aptas para cultivo, inexistencia de centros de expedición, interacción con actividades turísticas y servicios ambientales y robo de las producción, entre otras razones (RMCP 2013). No es la intención de este trabajo ahondar en la problemática de desarrollo específica del sector, sino resumir las investigaciones realizadas en torno a la reproducción del mejillón y su asentamiento en colectores dispuestos para su cultivo, haciendo hincapié en aspectos biológicos y biotecnológicos.

CICLO REPRODUCTIVO Y CAPTACIÓN DE POSTLARVAS EN AMBIENTES NATURALES

El asentamiento de postlarvas de mejillón en colectores artificiales en el ambiente natural constituye una significativa fuente de provisión de juveniles para países donde se desarrolla la acuicultura (Kamermans y Capelle 2019). El ciclo reproductivo de *Mytilus* spp. y su correlación con los periodos de captación varía a lo largo de la costa argentina (Figura 1). En la costa

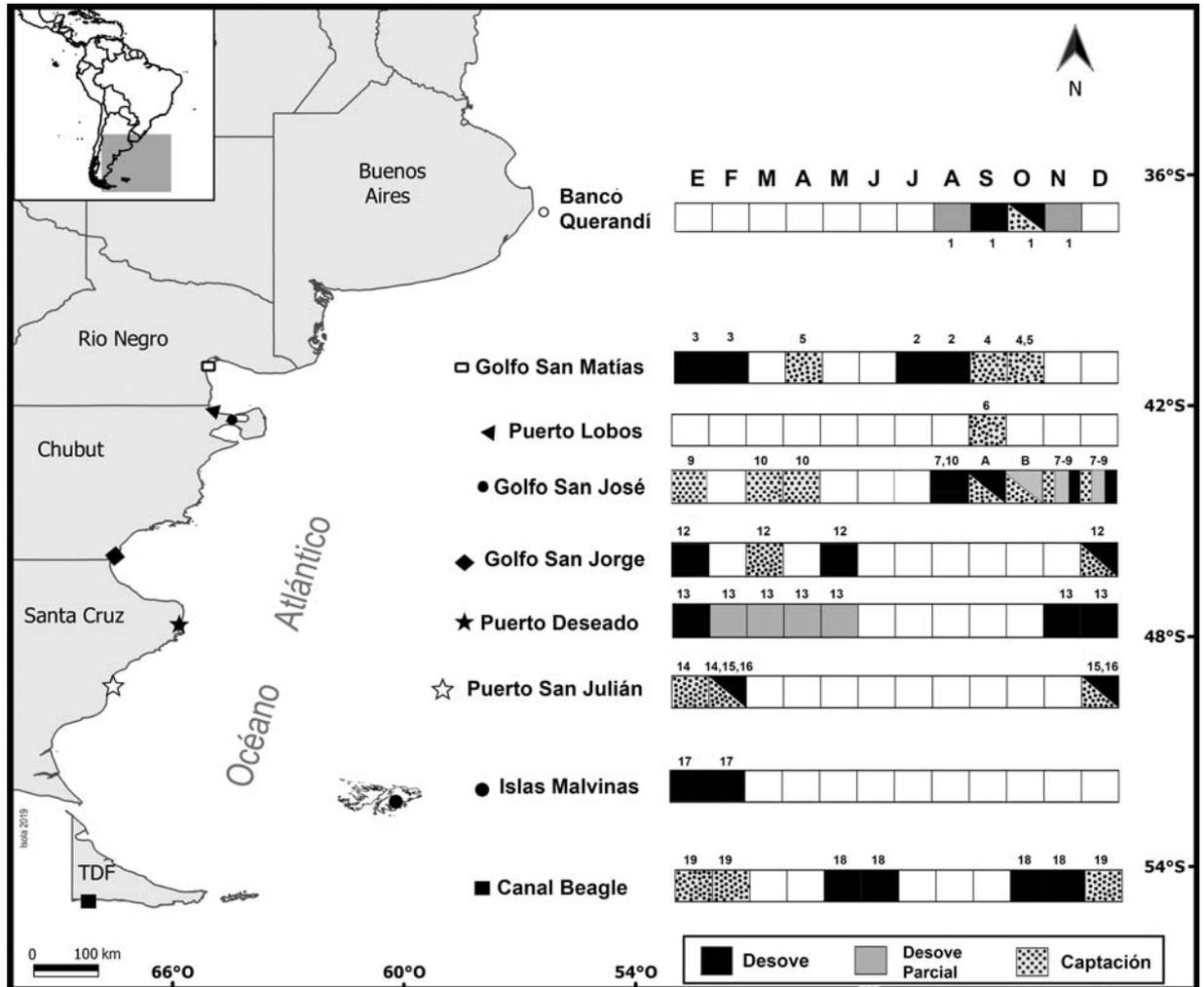


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de estudio y resultados asociados por mes y temática. Se especifica en un calendario lo ubicación de los eventos de desove total, parcial y captación junto con el listado de autores por localidad estudiada. En algunos meses se encuentran más de un estudio en la tres diferentes temáticas, por lo tanto, se subdividieron los compartimentos en tantas partes como temáticas fueron estudiadas para ese mes y sitio. 1: Penchazadeh (1971, 1974), 2: Calvo et al. (1998), 3: Oehrens Kissner y Kroeck (2005), 4: Pascual y Zampatti (1998), 5: Elvira et al. (2000), 6: Agulleiro (2019), 7: Trancart (1978), 8: Bala (1989), 9: Ruzzante y Toyos de Guerrero (1984), 10: Lizzaralde (1997), 11: Manriquez (2019), 12: Isola (2017), Isola et al. (2018), 13: Vinuesa (1978), 14: Martin et al. (2015), 15: Sar et al. (2018), 16: Zaixso et al. (2008), 17: Gray et al. (1997), 18: Tortorelli (1987), 19: Zampatti (2002), A: autores 6, 7, 8, 10 y 11, B: autores 8, 10, 11.

Figure 1. Geographic location of study sites and results associated per month and subject. The location of the total, partial spawning and catchment events and the list of authors per location studied is specified in a calendar. Months in which more than one study is found in the three different themes, the compartments were subdivided into as many parts as the themes were studied for that month and site. 1: Penchazadeh (1971, 1974), 2: Calvo et al. (1998), 3: Oehrens Kissner y Kroeck (2005), 4: Pascual y Zampatti (1998), 5: Elvira et al. (2000), 6: Agulleiro (2019), 7: Trancart (1978), 8: Bala (1989), 9: Ruzzante y Toyos de Guerrero (1984), 10: Lizzaralde (1997), 11: Manriquez (2019), 12: Isola (2017), Isola et al. (2018), 13: Vinuesa (1978), 14: Martin et al. (2015), 15: Sar et al. (2018), 16: Zaixso et al. (2008), 17: Gray et al. (1997), 18: Tortorelli (1987), 19: Zampatti (2002). A: authors 6, 7, 8, 10 and 11, B: Authors 8, 10, 11.

bonaerense, el ciclo reproductivo fue estudiado por Penchaszadeh (1971, 1974), en base al análisis histológico y citometría de oocitos de individuos adultos recolectados en fondos circalitorales de 36-54 m de profundidad. Para su categorización, utilizó la escala propuesta por Chipperfield (1953), redefinida más tarde por Lubet (1959), pero simplificada. El autor halló maduraciones sincrónicas en la población con picos de desove en los meses de septiembre y octubre, aunque en algunos individuos ocurren en agosto y noviembre. Este período de desove se registró cuando la temperatura del agua de mar comenzó su ascenso a partir de los 10° C. Luego se inicia una fase de reabsorción de elementos gonadales y reposo sexual que se extiende desde diciembre hasta abril o mayo. Los pulsos de desove fueron correlacionados con asentamientos masivos de juveniles en los bancos submareales a finales de octubre. El análisis de las tallas obtenidas en un muestreo de bancos infralitorales en la zona del faro Querandí indicó la presencia de juveniles cuyo asentamiento ocurrió en primavera (Lasta et al. 1986). Análisis realizados sobre el ciclo anual de los principales componentes bioquímicos indican una pérdida importante de biomasa corporal por efecto de desoves también en primavera (Aizpun de Moreno et al. 1971).

Para el Golfo San Matías, Río Negro (Figura 1), el estudio del ciclo reproductivo ha sido descrito por Calvo et al. (1998), indicando una evacuación gamética en los meses de julio y agosto con emisiones menores hasta octubre. Oehrens Kissner y Kroeck (2005) definieron un período de emisión gamética en enero-febrero a partir de variaciones en el índice de condición y del análisis histológico de mejillones provenientes de un banco del área de El Sótano. En el trabajo analizaron el período noviembre-febrero e infirieron la existencia de un período de desove previo al comienzo de estudio por presencia de alto porcentaje de individuos evacuados. El período de

máxima captación de postlarvas registrado en este golfo ocurre a fines de septiembre y principios de octubre (Pascual y Zampatti 1998, RMCP 2013). Por su parte, Elvira et al. (2000) evaluaron la captación en el bajo Olivera y encontraron dos picos de asentamiento, uno en el mes de octubre y otro en abril. Según los autores, el pulso útil para fines productivos lo constituye el del mes de octubre con un rendimiento máximo de 1.010 juveniles m⁻¹. Múltiples experiencias productivas realizadas en Puerto Lobos indican un asentamiento masivo y exitoso en colectores dispuestos en el ambiente natural durante el mes de setiembre (Agulleiro com. pers.)¹.

En el Golfo San José, Chubut (Figura 1), se realizaron dos estudios sobre el comportamiento reproductivo del mejillón. El primero de ellos se llevó a cabo entre 1976 y 1978 en ambientes infralitorales del llamado banco San Román y El Riacho (Trancart 1978), que permitió observar una estrecha relación del ciclo sexual con la temperatura, y por ende, con las estaciones del año. El ciclo de maduración en los animales adultos comienza a mediados del verano y se extiende hasta el mes de julio-agosto. En este último mes comienza el período de desove que se prolonga hasta diciembre, concentrándose el principal pulso en agosto o septiembre y uno secundario en noviembre o diciembre. El segundo estudio encontró que en mejillones del mesolitoral y el infralitoral del golfo las emisiones de gametas se concentraban básicamente durante los meses de septiembre a diciembre (Bala 1989).

El análisis de la captación sobre colectores en el Golfo San José, Chubut (Figura 1), lo realizaron Ruzzante y Toyos de Guerrero (1984) durante dos períodos de estudio. Encontraron una captación máxima en diciembre y enero para el primer período analizado (1978-1980), y captaciones máximas en noviembre, diciembre y enero para el segundo (1980-1982). En el estudio de Lizarralde (1997) se obtuvo como resultado un pico máximo

¹Ignacio Agulleiro, ex productor de mejillón.

de captación en los meses de septiembre y octubre del orden de 1.800 juveniles m^{-1} y otro de menor magnitud en marzo y abril de 300 juveniles m^{-1} , aproximadamente. Desde la perspectiva de aprovechamiento para cultivo, la captación dentro del Golfo San José ocurre tanto en colectores construidos con redes boyadas y ancladas al fondo (Ciocco 1995), como también en estructuras rígidas sobre elevadas (Dellatorre 2006). Experiencias realizadas por la Secretaría de Pesca de Chubut en Riacho San José durante 2008-2016, indican que el asentamiento en colectores en el intermareal presenta rendimientos elevados que permitieran pensar en estrategias de repoblamiento y de fuente abundante de semilla para la cría y engorde. El momento óptimo de colocación de estas redes intermareales sería a fines del invierno para aprovechar el pulso de desove y captación de setiembre y octubre, cuando se obtienen altos rendimientos del orden de los 8.800 juveniles m^{-1} (Manriquez com. pers.)². Experiencias de obtención de semilla para fines comerciales, indican que el momento de colocación de colectores para la obtención de semilla sería en el mes de septiembre y octubre en el Riacho San José (Agulleiro com. pers.)³.

En el área costera central del Golfo San Jorge (Figura 1), se infirió el ciclo reproductivo del mejillón a partir de las variaciones mensuales del peso seco de individuos adultos (Isola 2017). Según los resultados obtenidos, existen dos períodos de evacuación gamética: una a fines de primavera y comienzo del verano (diciembre/enero) y otra a comienzos del otoño (mayo). En la misma investigación se registró la captación mensual a partir de la identificación de postlarvas de mejillón sobre colectores artificiales dispuestos en el mar (Isola et al. 2018). La captación se concentró mayoritariamente a finales del verano (marzo) con un promedio 2.900 juveniles m^{-1} , registrándose un pico de escasa magnitud a fina-

les de la primavera (diciembre) (Isola 2017).

En la ría Deseado, Santa Cruz (Figura 1), el ciclo sexual del mejillón fue estudiado mediante el análisis histológico y citológico, describiendo las células sexuales y analizando su evolución en ejemplares del mesolitoral inferior-infralitoral superior (Vinuesa 1978). La maduración de las células sexuales se inicia en junio y se extiende hasta diciembre. La emisión de las gametas comienza entre fines de noviembre y enero, pero continúa hasta el mes de mayo, con emisiones menores.

En Bahía San Julián, Santa Cruz (Figura 1), Martín et al. (2015) y Sar et al. (2018) analizaron la disponibilidad de larvas de mejillón en el plancton con muestreos mensuales, encontrando mayor abundancia en febrero. El análisis histológico realizado en dos temporadas reproductivas (2014 y 2015) registró un porcentaje máximo de individuos en estado de liberación de gametas en los meses de diciembre y febrero (Sar et al. 2018). Según Zaixso (2008) las máximas captaciones se encuentran en los meses de verano, principalmente entre diciembre y febrero, con un rendimiento máximo promedio del orden de los 340 juveniles m^{-1} .

En el Canal Beagle (Figura 1) el ciclo sexual del mejillón fue estudiado por Tortorelli (1987). Allí se registran prolongados períodos de desoves en primavera (octubre y noviembre) y otoño (mayo y junio) con cortos períodos de reposo. Los estudios de asentamiento de postlarvas sobre colectores indicaron que se produce entre diciembre y febrero, obteniendo muy buenos resultados en términos de biomasa de captación, de unos 7.959 juveniles m^{-1} de cuerda colectora (Zampatti, 2002).

En las Islas Malvinas (Figura 1), Gray et al. (1997) analizaron el crecimiento y algunos aspectos parasitológicos de muestras provenientes del mesolitoral inferior mediante técnicas histológi-

²Rubén Manriquez, Secretaría de Pesca de Chubut, Av. Libertad 279, 9103 - Rawson, Argentina.

³Ignacio Agulleiro, ex productor de mejillón.

cas. La conclusión principal fue que la especie comienza su desarrollo reproductivo durante fines de invierno y la primavera, mientras que el desove ocurre principalmente entre enero y febrero. No se ha registrado en las islas ningún estudio de asentamiento de mejillón sobre colectores artificiales.

CONCLUSIONES

En líneas generales, se puede concluir que existe una tendencia a que la captación de las postlarvas de mejillón en colectores artificiales comience durante el mes siguiente o subsiguiente de producido el desove, ya que el período planctónico de las larvas de mejillón es variable (entre 3 y 5 semanas) (Bayne 1976), sujeto a modificarse en función de las características ambientales, promoviendo o retrasando la metamorfosis hasta un período de más 40 días (Bayne 1965). Los estudios analizados muestran que conforme aumenta la latitud el período de desove de los animales se desplaza desde fines de invierno y comienzos de la primavera (julio-agosto, en Golfo San Matías) hasta avanzado el verano (Bahía San Julián). En la mayoría de los casos se registraron ciclos de desove bimodales. Este tipo de ciclo sexual bimodal con dos picos de desove en primavera y otoño fue descripto para *M. edulis* del hemisferio norte (Lutz et al. 1980; Pulfrich 1996).

En la mayoría de los sitios estudiados se registraron desoves durante el verano. En el caso particular del banco Querandí se observa un solo período de desove en primavera. La población de mejillones estudiada allí se encuentra en bancos circalitorales de entre 30 y 50 m de profundidad, a diferencia de las poblaciones submareales o intermareales estudiadas en los otros sitios. Esta diferencia de hábitat podría tener un efecto sobre el comportamiento estacional de la temperatura y su dinámica como así también en el régimen de alimentación de los individuos (Bayne 1976; Gosling 2003). Se considera que la temperatura

tiene un efecto regulatorio sobre el ciclo sexual de los mejillones (Bayne 1965; Seed 1976; Trancart 1978; Bala 1989; Seed y Suchanek 1992; Gosling 2003). La reproducción está íntimamente ligada con la temperatura del agua, y las variaciones anuales en ella producen invariablemente diferencias en la maduración gamética y el desove. Por otra parte, el rol de la temperatura sobre la duración de la vida larvaria de los mejillones ha sido también ampliamente estudiada (Bayne 1965; Beaumont y Budd 1982; Ruiz et al. 2008; Martel et al. 2014). Por estas razones, cualquier tipo de estudio que analice la reproducción y captación de mejillón en colectores debe considerar la temperatura como una variable ambiental fundamental para ser relevada.

El período de mayor biomasa de asentamiento de las larvas transcurre a comienzos de la primavera en el Golfo San José y los sitios ubicados al norte de él. Hacia el sur, a partir del Golfo San Jorge, las captaciones ocurren durante el verano. Una tendencia que se observa en los golfos patagónicos es que existe un segundo período de captación hacia fines del verano y comienzos del otoño. Este pico de captación suele ser menos abundante que el registrado durante la primavera (Lizarralde 1997; Elvira 2002), a excepción de lo que ocurre en el Golfo San Jorge donde el mayor asentamiento se observa a fines del verano (Isola 2017).

Más allá del rol de los factores ambientales sobre la fisiología reproductiva de los mejillones, la captación en colectores artificiales es un proceso que reviste una elevada complejidad, donde intervienen elementos de distinta naturaleza como el material de fabricación (Cáceres-Martínez et al. 1994), el tiempo de colocación previo al asentamiento (Peteiro et al. 2007), la profundidad (Peteiro 2009; Yildiz y Beber 2010), factores ambientales (Toupoint et al. 2012; Martel et al. 2014), la competencia interespecífica (Gribben et al. 2011), las condiciones hidrodinámicas y de competencia por el espacio (Fuentes-Santos y Labarta 2015), entre otras tantas variables. Por último, la gran variabilidad interanual que presen-

tan los fenómenos de reclutamiento y asentamiento post-larvario del mejillón debida a las variaciones ambientales descriptas, hacen que este fenómeno sea difícil de estimar con precisión a partir de análisis que solo contemplen períodos anuales. Por este motivo, es conveniente realizar monitoreos durante varios años para detectar las variaciones y así planificar de mejor manera la factibilidad y volumen de aporte de juveniles al cultivo de mejillón. Se requerirán futuros estudios que amplíen el conocimiento existente sobre los aspectos reproductivos y de asentamiento postlarvario que contemplen muestreos simultáneos en las distintas ubicaciones geográficas.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a la Lic. M. Eugenia Lopez, Lic. Víctor Fernández; Lic. Mirian Elvira, Dr. Gaspar Soria, Vet. César Gentile, Lic. Cecilia Castaños, Lic. Rubén Manriquez y a la Dra. Cecilia Alvarado, por su ayuda en la búsqueda de bibliografía y aporte documental. A la Lic. Nair Ruiz, Lic. Romina Verga, Lic. Javier Tolosano y al Dr. Martín Varisco por su ayuda en la tareas de elaboración cartográfica y edición de imágenes. Finalmente, quisiera agradecer a los revisores anónimos cuyos valorables aportes han contribuido a ampliar y mejorar el artículo.

REFERENCIAS

- AIZPUN DE MORENO J, MORENO VJ, MALASPINA AM. 1971. Estudio sobre el mejillón (*Mytilus platenis* d'Orb) en explotación comercial del sector bonaerense, Mar Argentino. II. Ciclo anual en los principales componentes bioquímicos. *CARPAS*. 6 (21): 1-15.
- ARGENTINA INNOVADORA. 2020. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva Secretaría de Planeamiento y Políticas en Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva. 2013. Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación: Lineamientos estratégicos 2012-2015. 99 p.
- ASTORGA MP, CARDENAS L, VARGAS J. 2015. Phylogenetic approaches to delimit genetic lineages of the *Mytilus* complex of South America: how many species are there? *J. Shellfish Res.* 34 (3): 919-930.
- BALA JL. 1989. Biología y ecología del mejillón en el gofo San José, provincia de Chubut [Tesis doctoral]. Universidad Nacional de la Plata. 288 p.
- BAYNE BL. 1965. Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of *Mytilus edulis* (L.). *Ophelia*. 2: 1-47.
- BAYNE BL. 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. En: BAYNE BL, editor. International Biological Programme. Cambridge University Press: 81-115.
- BEAUMONT AR, BUDD MD. 1982. Delayed growth of mussel (*Mytilus edulis*) and scallop (*Pecten maximus*) veligers at low temperatures. *Mar. Biol.* 71: 97-100.
- CÁCERES-MARTÍNEZ J, ROBLEDO J, FIGUERAS HUERTA A. 1994. Settlement and post-larvae behaviour of *Mytilus galatoprovincialis*: field and laboratory experiments. *Mar Ecol Progr Series*. 112: 107-117.
- CALVO J, MORRICONI E, ORLER PM. 1998. Estrategias reproductivas de moluscos bivalvos y equinoideos. En: BOSCHI E. editor. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 2. Los moluscos de interés pesquero. Cultivos y estrategias reproductivas de bivalvos y equinoideos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INI-DEP). p. 195-231.
- CASTELLANOS DE ZJA. 1957. Los mitílidos argentinos. Buenos Aires. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Departamento de Investigaciones Pesqueras. 12 p.
- CHIPPERFIELD PNJ. 1953. Observations on the

- breeding and settlement of *Mytilus edulis* (L.) in British waters. *J Mar Biol Assoc UK*. 32: 449-476.
- CIOTTO NF. 1995. Marisquearía mediante buceo en el Golfo San José y primeras experiencias privadas de cultivo de bivalvos en los Gofos San José y Nuevo. Fundación Patagonia Natural. Plan de manejo integrado de la zona costera patagónica. Informe Técnico N° 2. 46 p.
- DELL RK. 1964. Antarctic and subantarctic Mollusca: Amphineura, Scaphopoda and Bivalvia. *Discovery Reports*. 33: 93-250.
- DELLATORRE FG. 2006. Captación de semilla de mejillón *Mytilus edulis platensis* (D'Orb 1846) sobre colectores artificiales: Sistema tradicional vs. estructuras rígidas sobrelevadas [resumen]. En: VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Puerto Madryn. p. 167.
- ELVIRA M, PASCUAL MS, FERNÁNDEZ CARTÉS V. 2000. Captación masiva de juveniles del mejillón, *Mytilus edulis platensis*, en el Bajo Oliveira (Golfo San Matías): temporada 1998-99 y 1999-20 [resumen]. En: IV Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Puerto Madryn. p. 59.
- [FAO] ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. 2019. Estadísticas de pesca y acuicultura. Anuario 2017. Roma. 253 p.
- FUENTES-SANTOS I, LABARTA U. 2015. Spatial patterns of larval settlement and early post-settlement survivorship of *Mytilus galloprovincialis* in a Galician Ría (NW Spain). Effect on recruitment success. *Regional Studies in Marine Science*. 2: 1-10.
- GOSLING E, editor. 2003. Bivalve Molluscs: Biology, Ecology, and Culture. Fishing News Books. Blackwell Publishing. 443 p.
- GRAY AP, SEED R, RICHARDSON CA. 1997. Reproduction and growth of *Mytilus edulis chilensis* from the Falkland Islands. *Scientia Marina*. 61 (2): 39-48.
- GRIBBEN PE, JEFFS AG, DE NYS R, STEINBERG PD. 2011. Relative importance of natural cues and substrate morphology for settlement of the New Zealand Greenshell TM mussel, *Perna canaliculus*. *Aquaculture*. 319: 240-246.
- ISOLA T. 2017. Aspectos tecnológicos y bio-ecológicos del asentamiento de mejillón, *Mytilus edulis platensis*, sobre colectores artificiales [Tesis doctoral]. Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur. 153 p.
- ISOLA T, VARISCO M, CAZZANIGA N. 2018. Implanted byssal hairs on postlarval shells of *Mytilus edulis platensis* (Bivalvia: Mytilidae) from Patagonia. *Zoologia*. 35: 1-5.
- KAMERMANS P, CAPELLE J. 2019. Provisioning of mussel seed and its efficient use in culture. En: SMAAL A, FERREIRA JG, GRANT J, PETERSEN JK, STRAND O, editores. Goods and services of marine bivalves. Cham: Springer. p. 27-49.
- LASTA ML, PARMA AM, PASCUAL MS, ZAMPATTI EA. 1986. Consideraciones sobre la explotación del mejillón (*Mytilus platensis*) en la costa bonaerense. Resultados de la campaña de prospección del "Banco Faro Querandí" (junio 1981). *Rev Inv Desarr Pesq*. 6: 45-55.
- LIZARRALDE ZI. 1997. Monthly changes in mussel spat (*Mytilus edulis platensis*) settlement on artificial collectors in San Jose gulf, Argentina. *Biología Pesquera*. 26: 43-48.
- LUBET P. 1959. Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilides et les Pectinidés (Mollusques bivalves). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*. 23: 389-548.
- LUTZ RA, INCZE LS, PORTER B, STOTZ JK. 1980. Seasonal variation in the condition of Raft-cultivated mussel (*Mytilus edulis* L.). *Proc World Maricul Soc*. 11: 262-268.
- MARTEL AL, TREMBLAY R, FRÉDÉRIC OLIVIER NT, MYRAND B. 2014. Veliger size at metamorphosis and temporal variability in prodissoconch II morphometry in the blue mussel (*Mytilus edulis*): Potential impact on recruitment. *J Shellfish Res*. 33 (2): 443-455.
- MARTÍN JP, SAR A, CAMINOS C, FERNÁNDEZ R, KROECK M, MORSÁN E. 2015. Ciclo reproduc-

- tivo y reclutamiento del mejillón *Mytilus edulis platensis* en la Bahía de San Julián (Patagonia Austral Argentina). IX Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Ushuaia. Resúmenes: p. 379.
- OEHRENS KISSNER EM, KROECK MA. 2005. Estimación de la talla de primera madurez sexual del mejillón, *Mytilus edulis platensis* (Mollusca: Bivalvia) en el Golfo San Matías. IBMP Serie Publicaciones, 2005, IV: 21-44.
- PANNÉ HUIDOBRO S. 2016. Producción por acuicultura en Argentina 2016. Dirección de Acuicultura-DNPYP, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Agroindustria, Argentina. 6 p. <http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_argentina/es#tcN700C5> [Actualizado junio 2018; citado noviembre 2019].
- PASCUAL MS, ZAMPATTI E. 1998. El cultivo de moluscos bivalvos. En: BOSCHI E, editor. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 2. Los moluscos de interés pesquero. Cultivos y estrategias reproductivas de bivalvos y equinoideos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 167-193.
- PENCHASZADEH PE. 1971. Estudios sobre el mejillón (*Mytilus platensis* d'Orbigny) en explotación comercial del sector bonaerense, Mar Argentino. I- Reproducción, crecimiento y estructura de la población. Documento Técnico 12. CARPAS. 15 p.
- PENCHASZADEH PE. 1974. Ecología del mejillón *Mytilus platensis* d'Orbigny de bancos circalitorales [Tesis doctoral]. Universidad de Buenos Aires. 188 p.
- PETEIRO L. 2009. Patrones de asentamiento y reclutamiento de *Mytilus galloprovincialis* en la Ría de Ares-Betanzos e implicaciones para su cultivo en batea [Tesis doctoral]. Universidad de la Coruña. 152 p.
- PETEIRO L, FILGUEIRA R, LABARTA L, FERNÁNDEZ-REIRIZ MJ. 2007. Effect of submerged time of collector ropes on the settlement capacity of *Mytilus galloprovincialis* L. Aquaculture Res. 38: 1679-1681.
- PULFRICH A. 1996. Attachment and settlement of postlarval mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Schleswigholstein Wadden Sea J Sea Res. 36: 239-250.
- [RMCP] RED DE FORTALECIMIENTO PARA LA MARICULTURA COSTERA PATAGÓNICA. 2013. Relevamiento de la actividad de la maricultura en la Patagonia Argentina. Informe Técnico I. Puerto Madryn. 222 p.
- RUIZ M, TARIFEÑO E, LLANOS-RIVERA A, PADGET C, CAMPOS B. 2008. Temperature effect in the embryonic and larval development of the mussel, *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). Rev Biol Mar Oceanog. 43 (1): 51-61.
- RUZZANTE DE, TOYOS DE GUERRERO MA. 1984. Captación de mitílidos sobre colectores. I. Variaciones en la captación de *Mytilus platensis* D'Orb. y de *Aulacomya ater* (Molina). Physys A. 42 (102): 55- 62.
- SAR A, MARTIN J, FERNÁNDEZ R, CAMINOS C. 2018. Ciclo reproductivo y reclutamiento del mejillón *Mytilus edulis platensis* en Bahía San Julián (Santa Cruz, Argentina). Informe Científico Técnico UNPA, 2: 33-51.
- SEED R. 1976. Ecology. En: BAYNE BL, editor. Marine mussels: their ecology and physiology. Cambridge: Cambridge University Press. p. 13-65.
- SEED R. 1990. Taxonomic and evolutionary relationships within the genus *Mytilus*. En: MORTON B, editor. The Bivalvia. Proceedings of the Memorial Symposium in Honour of Sir Charles Maurice Yonge, Edinburgh, 1986. Hong Kong: Hong Kong University Press (Asian Marine Biology 7). p. 97-110.
- SEED R, SUCHANEK TH. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. En: GOSLING EM, editor. The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Amsterdam: Elsevier Science Publishers BV. p. 87-169.
- TORTORELLI MC. 1987. Contribución al estudio de los ciclos reproductivos del mejillón pata-

- gónico, *Mytilus chilensis* Hupé, y de la cholga, *Aulacomya ater* (Molina), en el canal de Beagle [Tesis doctoral]. Universidad de Buenos Aires. 257 p.
- TRANCART M. 1978. Biologie et possibilités d'exploitation de *Mytilus platensis* (D'Orb.) dans le Golfe San Jose, Péninsule Valdes, Argentine. Thèse de Doctorat de 3ème Cycle, Océanologie. U.E.R. des Sciences de la Mer et de L'Environnement, Université d'Aix-Marseille-II. 86 p.
- TOUPOINT NL, SOLOMON-GILMORE F, BOURQUE B, MYRAND F, PERNET F, OLIVIER F, TREMBLAY R. 2012. Match/mismatch between the *Mytilus edulis* larval supply and seston quality: effect on recruitment. *Ecology*. 93: 1922-1934.
- VINUESA JH. 1978. Ciclo gonadal y primera madurez sexual del mejillón patagónico *Mytilus edulis chilensis* Hupé, en Puerto Deseado. *Physis A*. 38 (95): 35-47.
- WIJSMAN JWM, TROOST K, FANG J, RONCARATI A. 2019. Global Production of Marine Bivalves. Trends and Challenges. En: SMAAL A, FERREIRA J, GRANT J, PETERSEN J, STRAND Ø, editores. Goods and Services of Marine Bivalves. Cham: Springer. p. 7-27.
- YILDIZ H, BERBER S. 2010. Depth and seasonal effects on the settlement density of *Mytilus galloprovincialis* L. 1819 in de Dardanelles. *J Animal Vet Advances*. 4: 756-759.
- ZAIKSO HE. 2008. Producción de semilla de mejillón. Informe Técnico a pedido de la Agencia de Desarrollo Sustentable de Puerto San Julián. Puerto San Julián, Santa Cruz, Argentina. 103 p.
- ZAMPATTI E. 2002. Apoyo para la implementación desarrollo y fomento del cultivo de mejillón en la provincia de Tierra del Fuego. Informe Final. CFI. 117 p.
- ZBAWICKA A, TRUCCO MI, WENNE R. 2018. Single nucleotide polymorphisms in native South America Atlantic coast populations of smooth shelled mussels: hybridization with invasive European *Mytilus galloprovincialis*. *Genet Sel Evol*. 50: 5. doi: 10.1186/s12711-018-0376-z

Recibido: 27-08-2019

Aceptado: 25-11-2019

REVIEW

POTENCIALIDADES DE LAS MACROALGAS MARINAS ARGENTINAS

JULIETA R. CAMURATI¹, JULIETA HOCSMAN¹ y VANESA N. SALOMONE^{1, 2, 3}

¹Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (IIIA),

Universidad Nacional de San Martín (UNSAM-CONICET),

Campus Miguelete, Av. 25 de Mayo y Francia, 1650 - San Martín, Argentina

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

³correo electrónico: vsalomone@unsam.edu.ar

RESUMEN. En la extensa costa argentina se encuentran numerosas especies de macroalgas de importancia a nivel mundial. En el presente trabajo se debaten los estudios más relevantes publicados hasta la fecha sobre los usos de las algas marinas y se mencionan las investigaciones argentinas con el objetivo de evaluar el estado de conocimiento del recurso. La revisión muestra que en nuestro país se publicaron numerosos trabajos que evidencian el valor de las algas en la alimentación humana y animal, en la producción de compuestos químicos beneficiosos para la salud y en aplicaciones ambientales. Sin embargo, ciertas áreas tales como el desarrollo de biocombustibles y el uso en el campo de la agricultura revelan la necesidad de profundizar en la investigación. Se concluye que las algas marinas argentinas, además de tener numerosas aplicaciones, son un recurso con gran potencial de explotación comercial para beneficio de las poblaciones costeras.

Palabras clave: Algas marinas, alimento saludable, biosorción, nutraceutico, biocombustible, fertilizante.

POTENTIALITIES OF ARGENTINE MARINE MACROALGAE

ABSTRACT. In the extensive Argentine coast numerous species of macroalgae of importance at global level are found. In this work the most relevant studies published to date on the uses of seaweed are discussed and Argentine researches are mentioned in order to assess the state of knowledge of the resource. The review shows that in our country numerous works that prove the value of algae in human and animal feeding, in the production of chemical compounds beneficial to health and in environmental applications were published. However, certain areas such as the development of biofuels and the use in the agricultural field reveal the need to deepen research. It is concluded that Argentine seaweeds, besides having numerous applications, are a resource with a great potential for commercial exploitation for the benefit of coastal populations.

Key words: Seaweeds, healthy food, biosorption, nutraceutical, biofuel, fertilizer.

INTRODUCCIÓN

Las macroalgas marinas se diferencian en tres grupos: las algas pardas (Phaeophyta), las algas rojas (Rhodophyta) y las algas verdes (Chloro-

phyta). La Argentina tiene una costa extensa donde se encuentran gran cantidad de especies de macroalgas. Boraso de Zaixso et al. (2015) describen de manera detallada las algas marinas de importancia económica de la región Patagónica. Allí se destacan algunas especies de gran valor comercial a nivel mundial: *Macrocystis pyrifera*,

Lessonia flavicans Bory, *Gracilaria gracilis*, *Pyropia columbina* (ex *Porphyra*) y *Undaria pinnatifida*. Esta última especie es nativa de Asia y ha invadido exitosamente muchas costas del mundo, incluso las costas de América del Sur, causando daños en los ecosistemas receptores (James 2017). En la Argentina, *U. pinnatifida* se reportó por primera vez en 1992 en Puerto Madryn (Casas y Piriz 1996) y, a pesar de los esfuerzos realizados para evitar su dispersión, la invasión progresó rápidamente (Martin y Cuevas 2006; Dellatorre et al. 2014). Más tarde fue registrada en las costas de la Provincia de Buenos Aires por Meretta et al. (2012). Experimentos de remoción de individuos de *Undaria* en el Golfo Nuevo (Patagonia) resultaron en un aumento significativo de la riqueza y diversidad de las algas marinas nativas, evidenciando el impacto negativo de la presencia de esta especie en la Argentina (Casas et al. 2004). En algunos países donde *Undaria* fue introducida, se ha propuesto su cosecha con fines comerciales como alternativa de control (Borasos de Zaixso et al. 2015). En ese sentido, las algas presentan numerosos usos y aplicaciones en diferentes campos.

La Argentina tiene un gran potencial para la explotación de macroalgas: posee una extensa costa marítima y un recurso abundante con valor comercial. Sin embargo, es un recurso relativamente poco estudiado en comparación con lo que ocurre en otros países de América del Sur, como Chile. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2018), Chile aparece como uno de los principales productores y exportadores de algas marinas cultivadas de América del Sur, con 15.000 t declaradas en 2016. Además, el comercio de plantas acuáticas, donde predominan las macroalgas, aumentó de 60 millones de USD en 1976 a más de 1.000 millones de USD en 2016 (FAO 2018), lo que demuestra que es un mercado en expansión. Por otra parte, la obtención de algas como materia prima, ya sea de cultivos o extracción directa, se realiza generalmente de manera

artesanal con bajo impacto sobre el ecosistema marino. En ese sentido, muchos trabajos señalan que el cultivo de macroalgas tiene un impacto ambiental relativamente bajo comparado con otras formas de acuicultura, debido a que no es necesario añadir nutrientes u otros suplementos (Walls et al. 2017). Por lo tanto, la producción de macroalgas podría desarrollarse de manera ambientalmente sostenible.

El presente trabajo revisa los artículos sobre algas marinas argentinas publicados hasta el momento, con el objetivo de evaluar cuál es el estado del conocimiento sobre este recurso en relación a los usos actuales y las aplicaciones potenciales.

METODOLOGÍA DE LA REVISIÓN

Para llevar adelante el objetivo del trabajo, se realizó una revisión sistemática de la literatura que combina diferentes palabras clave. La metodología consistió en una búsqueda exhaustiva de información, especialmente de la Argentina, en la base de datos bibliográfica SCOPUS, SCIELO y Google Académico, utilizando palabras clave como: algas marinas, macroalgas, combinado con composición química, algas marinas comestible, composición de alimentos, análisis de alimentos, inocuidad de los alimentos, metales pesados, biorremediación, biomonitor, bioindicador, antioxidante, anticancerígeno, biocombustible y biofertilizante.

RESULTADOS

Aplicaciones alimenticias

En sus inicios, las algas marinas se cosechaban para la elaboración de espesantes como el alginato, el agar y la carragenina, así como para su con-

sumo directo. Las macroalgas son consideradas un alimento natural y saludable debido a sus múltiples beneficios. Son ricas en proteínas, vitaminas (sobre todo A, C y B-12), lípidos, fibras y minerales, especialmente los denominados micronutrientes, como el hierro, calcio, yodo, potasio y selenio (Cofrades et al. 2010; Skirzypczyk et al. 2019). También son fuente de ácidos grasos naturales como los omega-3 (Schmid et al. 2018). Son consumidas de manera directa o como suplemento alimenticio, tanto en alimentación humana como animal (Taboada et al. 2013; Rebours et al. 2014; Cofrades et al. 2017). El consumo a nivel mundial se ha incrementado en los últimos años, siendo los países asiáticos, en especial China, Japón y Corea, los principales consumidores (FAO 2018). Algunas de las razones podrían estar relacionadas con ciertos cambios en los hábitos alimenticios, como el aumento de la popularidad de las dietas veganas y vegetarianas y la gastronomía gourmet (Baroni et al. 2019).

La producción mundial de algas marinas aumentó su volumen de 13,5 millones de toneladas en 1995 a algo más de 30 millones de toneladas en 2016 (FAO 2018). Entre las especies más cultivadas se destacan *U. pinnatifida*, *Pyropia* spp. *Porphyra* spp. y *Gracilaria* spp., que se destinan casi exclusivamente al consumo humano directo. Algunos de los formatos de comercialización más usados corresponden al alga cruda deshidratada (rollos, picada, trozada, molida, harina), cocidas o ahumadas, entre otros (Muñoz 2015). En particular en Asia oriental, se utilizan mucho en sopas, y algunas especies (*Pyropia* y *Porphyra*) se usan para envolver el sushi. Además, existen en el mercado numerosos alimentos y bebidas con sabor a alga (incluso helados), y se está estudiando el uso de las algas marinas como sustituto de la sal. El principal mercado de esos productos es Asia y el Pacífico, pero también crece el interés en Europa y América del Norte (FAO 2018).

La composición química de las algas marinas

es muy variable y depende del grupo, la especie, el momento de la recolección, el hábitat y otras condiciones externas como la temperatura del agua, la intensidad de luz y la concentración de nutrientes en el agua de mar (Balboa et al. 2015; Rodrigues et al. 2015; Astorga-España et al. 2016). Un aspecto fundamental, desde el punto de vista de la salud, es que estos organismos son capaces de absorber y acumular metales tóxicos y metaloides del medio donde se desarrollan (Rubio et al. 2017; Bonanno y Orlando-Bonaca 2018). Muchos trabajos han abordado esta problemática en especial cuando se trata de especies comestibles (Marzocchi et al. 2016; Taylor y Jackson 2016; Miedico et al. 2017; Circuncisáio et al. 2018; Ma et al. 2018; Paz et al. 2018, 2019). Ciertas investigaciones sugieren que la ingesta de metales tóxicos a través del consumo de algas no es despreciable (Taylor et al. 2017; Amin et al. 2018). Es por ello que los estudios de composición elemental de estos organismos, tanto en términos de su valor nutritivo como de su toxicidad, se vuelven indispensables. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el contenido de un elemento en un determinado alimento no necesariamente indica la cantidad absorbible de ese analito en el tracto gastrointestinal. Para estimar ese valor deben realizarse experimentos de bioaccesibilidad que simulan la digestión (Alves et al. 2018). Asimismo, hay que mencionar que ciertos métodos de cocción pueden alterar la biodisponibilidad tanto de nutrientes como de elementos tóxicos (García-Sartal et al. 2013).

Respecto a las publicaciones en la Argentina, existen numerosos antecedentes sobre algas para uso alimenticio. Entre los primeros trabajos encontramos el realizado por Muse et al. (1989), quienes determinaron el contenido de arsénico orgánico e inorgánico en algunas especies de algas marinas de la costa de Chubut (*M. pyrifera*, *L. fuscescens*, *Adenocystis ultricularis*, *Leathesia difformis*, *Gigartina skottsbergii*, *Colpomenia* sp.) utilizadas en la elaboración de productos alimenticios para consumo humano y animal. El tra-

bajo evidencia la gran capacidad de acumulación de arsénico de las algas; sin embargo, los autores aseguran que el contenido de arsénico inorgánico encontrado no representa una amenaza. Como profundizaremos más adelante, la presencia de este elemento potencialmente tóxico en las algas marinas comestibles ha sido ampliamente estudiada debido a las distintas formas en las que puede estar presente y que difieren en su toxicidad (Perez et al. 2010). Pérez et al. (2007) evaluaron el contenido químico en las algas *P. columbina* y *Ulva* sp. del Golfo San Jorge utilizadas para alimentación. En este caso, los resultados también sugirieron que la ingesta de esas algas no representaba un riesgo para la salud en relación con su contenido de Cd y Pb. Como se mencionó anteriormente, *U. pinnatifida* es un alga ampliamente estudiada por su extendido uso para consumo humano directo. Gil et al. (2015) evaluaron la composición nutricional y las concentraciones de oligoelementos e hidrocarburos en láminas y esporofitos (estructura reproductiva) de *U. pinnatifida* de Golfo Nuevo (GN) y Golfo San José (GSJ) (Chubut). El trabajo concluye que estas algas marinas son fuente importante de proteínas totales, fibra insoluble, lípidos, carbohidratos (distintos de los polisacáridos estructurales), vitaminas, macrominerales y oligoelementos esenciales; sugiriendo que *U. pinnatifida* de GN y GSJ sería adecuada para el consumo humano y animal como un suplemento dietético natural. También hay reportes sobre la composición química de *U. pinnatifida* y *M. pyrifera* del Golfo San Jorge, en los cuales se reafirman a las algas como fuente de micronutrientes esenciales, pero también evidencian su capacidad para incorporar y acumular elementos tóxicos o potencialmente tóxicos como el arsénico (Salomone et al. 2017; Salomone y Riera 2019). En ese sentido, Camurati y Salomone (2019) publicaron un trabajo en el cual repasan distintos aspectos del arsénico en las algas marinas comestibles incluyendo su incorporación, transformación y efectos sobre la salud humana. Por otra parte, las algas son muy importantes para

los ecosistemas marinos y son refugio y alimento de muchos otros organismos. En relación con esto, un estudio de la composición de la biomasa microbiana presente en un alga comestible (*Monostroma undulatum*) de Puerto Deseado en la Provincia de Santa Cruz, indicó que las cepas encontradas no eran patógenas, por lo que el uso alimenticio de esta especie era aceptable (Gallardo et al. 2004).

Las algas marinas también son utilizadas mundialmente como alimento en el cultivo de crustáceos, moluscos y peces, normalmente en forma de polvo seco, pellets o extractos. En este caso, suelen utilizarse los productos de baja calidad y/o productos residuales resultantes del procesamiento de algas (FAO 2018). Además, las macroalgas tienen una larga historia de uso como alimento para animales de ganado, debido a que son una fuente importante de proteínas con altos niveles de aminoácidos esenciales, como la lisina, que es el aminoácido limitante en los alimentos para animales de corral (Astorga-España et al. 2016; Makkar et al. 2016).

En la Argentina, varios trabajos investigaron el uso de algas para alimentación animal. Díaz et al. (2017) usaron extractos de *U. pinnatifida* como aditivo alimenticio del camarón (*Artemesia longinaris*) y registraron una mejora en el crecimiento evidenciado en un mayor peso. Otro estudio evaluó la alimentación del pacú (*Piaractus mesopotamicus*) con un alga marina roja (*P. columbina*) del Golfo San Jorge y observaron efectos beneficiosos sobre el metabolismo de los lípidos en los peces con respecto a la dieta control. Los autores concluyen que *P. columbina* podría ser utilizada como un ingrediente antioxidante natural en la alimentación contribuyendo a un mejor estado nutricional de los peces cultivados (Cian et al. 2019).

Aplicaciones ambientales

Relacionado con la capacidad de estos organismos de sorber elementos no esenciales y otros

contaminantes del medio circundante, se destacan dos aplicaciones ambientales: el uso de las algas marinas como biomonitores y en remediación.

Los indicadores biológicos proporcionan información sobre los efectos a largo plazo de la contaminación por metales y sobre el potencial impacto a niveles más altos como resultado de las interacciones tróficas. Los organismos que acumulan metales en los tejidos pueden ser particularmente útiles (Farías et al. 2018). El uso de organismos aislados para evaluar la presencia de contaminantes se conoce como biomonitoreo, y dicho organismo se clasifica como “bioindicador” (Zhou et al. 2008). Según Zhou et al. (2008) un bioindicador debe ser: i) capaz de acumular altos niveles de contaminantes; ii) sésil o estar restringido a un lugar determinado para reflejar la contaminación local; iii) relevante en la cadena alimentaria y iv) abundante, y v) fácil de identificar y coleccionar. Las algas marinas se han utilizado ampliamente para monitorear y caracterizar el estado de la contaminación en ambientes marinos debido a que desempeñan un papel importante en la dinámica de los nutrientes y reflejan los cambios en la calidad del agua de manera eficiente (Karthick et al. 2012). Numerosos estudios han demostrado la relación entre el contenido de metales en sedimentos, agua de mar y algas (Paz et al. 2019).

En la Argentina hay trabajos que evalúan el potencial de las macroalgas como biomonitores. Farías et al. (2002, 2007) estudiaron macroalgas antárticas y sus resultados apoyan la hipótesis sobre la capacidad selectiva de las algas para acumular contaminantes inorgánicos del agua de mar, lo que las convierte en buenos monitores ambientales. También se estudió el uso de *U. lactuca* en la evaluación de la contaminación marina en relación con su capacidad para acumular Cd y Pb (Muse et al. 2006). La capacidad de las macroalgas de incorporar elementos también ha sido útil en los sistemas de producción acuícola. El rápido desarrollo de la acuicultura alimentaria (por ejemplo, de peces y camarones) en las zonas

costeras de todo el mundo ha suscitado una preocupación cada vez mayor por sus efectos ambientales (Diana et al. 2013). Los efluentes de la acuicultura son ricos en nutrientes (nitrógeno, fósforo) y tienen alta carga de materia orgánica. Una alternativa a las prácticas tradicionales radica en desarrollar simultáneamente la piscicultura y la producción de algas marinas. Esto es ambientalmente positivo y puede tener beneficios económicos (Afonso et al. 2018). En ese sentido, investigadores argentinos comprobaron la alta capacidad de *U. rigida* y *U. pinnatifida* para eliminar el nitrógeno y otros nutrientes derivados de aguas residuales de medios de cultivo (Torres et al. 2004; Gil et al. 2005).

La remoción de contaminantes de aguas superficiales, residuales y efluentes requiere de métodos sencillos y económicos, especialmente para aplicaciones a gran escala. Entre las numerosas técnicas utilizadas para la remoción de metales y metaloides de solución acuosa, la adsorción resulta muy efectiva y de bajo costo debido a que pueden usarse materiales económicos, incluso de desecho. Las algas representan un biomaterial muy abundante que ha sido empleado exitosamente en tareas de remediación (con biomasa viva o muerta). Así lo demuestran numerosos trabajos que evalúan el uso de distintas macroalgas en la remoción de uranio, cobre, cadmio, arsénico, zinc e incluso compuestos orgánicos (Cheney et al. 2014; Anacleto et al. 2017; Bagda et al. 2017; Deniz y Karabulut 2017; Flores-Chaparro et al. 2017, 2018; Vieira et al. 2017; Poo et al. 2018). A nivel local, muchos trabajos evidencian las potencialidades de las macroalgas argentinas en la remoción de distintos contaminantes del agua. Basso et al. (2002) examinaron la capacidad para remover Cd de aguas contaminadas de las macroalgas *Corallina officinalis* L, *P. columbina* y *Codium fragile* de la costa atlántica del sur argentino. Los resultados mostraron que *Coralina* y *Porphyra* presentaron una alta efectividad (> 90%), superior a la determinada para *Codium* y para el carbón activado comercial. Además, las

pruebas experimentales realizadas por Areco y dos Santos Afonso (2010) y Areco et al. (2012), sugieren que la biomasa de *Gymnogongrus torulosus* y *U. lactuca* (ambas colectadas en Mar del Plata) es un bioadsorbente eficaz para la eliminación de los iones Zn(II), Cu(II), Pb(II) y Cd(II), por lo que podría ser una tecnología alternativa y de bajo costo para el tratamiento de efluentes industriales. Plaza-Cazón et al. (2011, 2012a, 2012b, 2013) evaluaron la capacidad de dos especies de algas pardas, *U. pinnatifida* y *M. pyrifera* extraídas de Bahía de Camarones y Golfo Nuevo (Patagonia argentina), como biosorbente para la remoción de Hg(II), Cr(III), Zn(II) y Cd(II) de soluciones acuosas. Los resultados mostraron que las algas estudiadas presentan diferencias significativas en sus propiedades de biosorción de Hg(II), pero no de Cr(III), y que son un adsorbente adecuado para la remoción de Cd(II) y Zn(II). Por otro lado, Carnevale et al. (2016) utilizaron *Petalonia fascia* recolectada de las costas de Puerto Madryn (Chubut, Argentina) para el tratamiento de aguas subterráneas y efluentes contaminados con molibdeno. Sus resultados demuestran que especialmente las algas pardas tienen un gran potencial como biosorbente debido a su alta eficiencia en la captación de iones metálicos y su bajo costo. Por último, hay trabajos que combinan las macroalgas con otros materiales, por ejemplo, nanopartículas de hierro para la remoción de colorantes con excelentes resultados (García et al. 2018).

Aplicaciones en la industria farmacéutica y medicina

Las macroalgas son fuente de una gran variedad de moléculas y compuestos químicos denominados nutraceuticos, muy valorados por la industria farmacéutica y cosmética. Nutraceutico es un término derivado de las palabras “nutrición” y “farmacéutico”, y podría definirse como “cualquier sustancia que sea un alimento o parte de un alimento y proporcione beneficios médicos

o a la salud, incluyendo la prevención y el tratamiento de enfermedades” (DeFelice 2002). Muchos trabajos han demostrado las excelentes propiedades antioxidantes, antitumorales, antibacteriales, anticancerígenas, entre otras, que poseen los extractos de diferentes algas (Hardouin et al. 2016; Pérez et al. 2016; Ammar et al. 2017; Mathew et al. 2017). Numerosos estudios evidencian las propiedades nutraceuticas de las macroalgas argentinas. Debido a los altos niveles de proteínas de las algas, son fuente de péptidos bioactivos con interesantes funciones fisiológicas. Cian et al (2018) encontraron que los péptidos presentes en *Ulva* sp. ejercen efectos antiinflamatorios en células inmunes. Por otro lado, las algas rojas son ricas en polisacáridos sulfatados con potenciales efectos terapéuticos: actividad antioxidante, anticoagulante, anticancerígena, antibacterial y antiviral. En concordancia con otras investigaciones (Sanjeeva et al. 2018; Alencar et al. 2019), en la Argentina se ha encontrado que extractos obtenidos a partir del alga *Iridaea undulosa* tienen efectos antitumorales (Calvo et al. 2019), y que extractos del alga roja *Gracilaria hommersandii* poseen propiedades biológicas interesantes como potenciales agentes anticoagulantes, antioxidantes, antitumorales y antivirales (Rodríguez-Sánchez et al. 2019). También el alga marrón *Scytosiphon lomentaria* produce fucoidanos con actividad antiviral alta y selectiva (Ponce et al. 2019). Varios grupos argentinos abordan el estudio químico de los fucoidanos y galactanos producidos por las algas (Estevez et al. 2004; Perez-Recalde et al. 2016).

Por otra parte, existe un creciente interés en el desarrollo de biomateriales provenientes de fuentes renovables para aplicaciones en medicina regenerativa. Un material adecuado para la ingeniería de tejidos debe cumplir algunos requisitos en materia de biocompatibilidad, degradabilidad y toxicidad. Además, el material debe ser accesible, estar disponible y tener un costo de fabricación relativamente bajo. Torres et al. (2019) encontraron que el alginato extraído de *U. pinna-*

tifida es un material adecuado para estos fines, y que su purificación mejora la biocompatibilidad y la regeneración ósea, al mismo tiempo que disminuye su toxicidad.

Aplicaciones en la industria energética

Las algas son una fuente prometedora para la producción de energía renovable, ya que pueden fijar las emisiones de gases de efecto invernadero, y principalmente porque no compiten con la producción de alimentos (Chen et al. 2015). En su trabajo, Aitken et al. (2014) resaltan el reciente interés sobre la producción de biocombustible a partir de biomasa algal y sus potenciales beneficios ambientales. Los autores encontraron que el cultivo y procesamiento de algas marinas para la obtención de bioetanol y electricidad a partir del biogás producido por *Gracilaria chilensis* y *M. pyrifera* podría ser rentable. En el mismo sentido se encuentran otros trabajos más recientes (Fan et al. 2015; Ghadiryanfar et al. 2016).

En la búsqueda de energías limpias y económicas, surge otra aplicación para las algas marinas: su uso en la fabricación de células solares para la producción de energía fotovoltaica basada en la obtención de energía eléctrica a partir de energía lumínica. Para ello, diferentes materiales denominados semiconductores se cubren con colorantes que incrementan la captación de luz. Los colorantes a base de clorofila obtenida a partir de algas marinas representan una alternativa económica y de fácil extracción y almacenamiento (Calogero et al. 2014). Se reportan escasas investigaciones argentinas en este eje temático. Por su parte, Garriga et al. (2017) hacen un aporte sobre el potencial de las algas como fuente de biocombustibles líquidos, mediante la conversión de los carbohidratos de la biomasa algal en bioetanol, proponiendo un método analítico para la determinación de azúcares. Otro trabajo, evalúa la variación estacional de la composición química de *U. pinnatifida* (Puerto Madryn) en relación con su uso para la producción de bioetanol. Sus resultados

muestran que las algas recogidas en verano son un recurso potencial con un alto contenido de azúcares totales, bajo contenido graso y bajo valor proteico, adecuado para la producción de bioetanol (Mendes et al. 2019). Además, mencionan que en particular el uso industrial de *U. pinnatifida* para obtener el bioetanol podría contribuir sustancialmente a la reducción del impacto ambiental y económico que genera su presencia en las costas patagónicas. Los trabajos evidencian una aplicación viable que puede ser interesante desarrollar.

Aplicaciones en la agricultura

En la agricultura, las macroalgas marinas muestran propiedades como fertilizantes naturales y bioestimulantes. Los extractos de algas son utilizados como reguladores de crecimiento, contienen altos niveles de hormonas vegetales, en particular citoquinonas, además de polisacáridos, aminoácidos y macro y micronutrientes necesarios para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Craigie 2011). Varios trabajos evidencian los efectos positivos en el crecimiento y la composición de ciertos cultivos debido a la aplicación de extractos preparados a partir de algas marinas (Ciepiela et al. 2016). También hay evidencias de que el suministro de estos bioestimulantes influye positivamente en el estado general de la planta aumentando su resistencia a enfermedades y plagas (De Corato et al. 2017).

En el caso particular del uso de algas para la producción de *compost*, resulta interesante destacar que puede utilizarse material algal descartado de otros usos e incluso las algas marinas producto del arribazón (Eyras y Sar 2003; Piriz et al. 2003). Un artículo realizado sobre arribazones en la Provincia de Buenos Aires proporciona valiosa información acerca de la composición de las comunidades submareales y permite evaluar su potencialidad de utilización (Becherucci y Benavides 2016). La ventaja frente a otros *compost* es que la biomasa algal posee una baja relación C:N, lo que

aumenta la calidad del fertilizante (Eyras y Ros-tagno 1995). Además, los autores comprobaron que el agregado de algas mejoró notablemente las propiedades físicas de los suelos (menor densidad aparente y mayor tasa de infiltración). Posteriormente, Eyras et al. (2008) comprobaron el aumento del rendimiento y la resistencia a las enfermedades de las plantas de tomate debido a la adición de compost de algas marinas. Por su parte, Cole et al. (2016) señalan que el compost preparado con algas es una alternativa ecológica interesante a los fertilizantes sintéticos. Sus estudios mostraron que los cultivos de cañas de azúcar fertilizados con compost de algas marinas generaban 4 veces más biomasa que aquellos obtenidos utilizando un compost comercial sin algas.

CONCLUSIONES

La presente revisión demuestra que las macroalgas marinas presentan aplicaciones en numerosos campos. En cuanto a los beneficios de su consumo para la salud humana, los trabajos coinciden en las ventajas que representa incluir algas marinas en la dieta. Sin embargo, se requiere profundizar los estudios sobre composición química, en especial aquellos focalizados en el contenido de elementos potencialmente tóxicos, así como también interpelarse sobre el contenido máximo permitido de los distintos elementos en algas comestibles. Respecto a los resultados vinculados a las aplicaciones ambientales, se coincide en que el uso de la fitorremediación con macroalgas puede ser una estrategia de mitigación útil y efectiva para disminuir los niveles de contaminantes en el agua de mar, efluentes y aguas residuales. Además, apoyan la idea de que las algas son eficaces indicadores de la salud de los ecosistemas marinos. Cabe destacar, que las investigaciones en este campo están orientadas fundamentalmente a la presencia de elementos potencialmente tóxicos en el ambiente; sin embargo, la ocurrencia de com-

puestos orgánicos en los cuerpos de agua es un tema de creciente interés. Identificamos entonces un aspecto que aún no ha recibido adecuada atención. Por otra parte, la mayoría de los estudios en la Argentina proponen experimentos de laboratorio para el tratamiento de soluciones acuosas, y muy pocos estudios abordan investigaciones a escalas piloto y/o con aguas reales, lo que implica un nivel de complejidad mayor pero fundamental para su aplicación viable. En relación con su aplicación en el campo de la salud, la literatura presentada aquí demuestra claramente que las algas marinas son fuente de compuestos bioactivos con múltiples beneficios para la salud, y que esta es un área ampliamente estudiada. Además, se evidencia el uso promisorio de las algas en la producción de biocombustible, aunque es un campo que aún debe explorarse más. Respecto a su uso en agricultura, queda demostrado que la aplicación de extractos algales influye positivamente en el estado general de la planta, aumenta su resistencia a enfermedades y plagas y mejora el rendimiento de cultivos alimenticios, así como también es una alternativa interesante como fertilizante. En este sentido, grandes cantidades de algas podrían ser reutilizadas en lugar de ser desechadas. La ampliación de sus usos aumentaría la demanda de algas marinas y, en consecuencia, las economías de las poblaciones costeras que las producen. Por último, las algas argentinas tienen un gran potencial en usos alimenticios, industria farmacéutica y aplicaciones ambientales como se concluye de los trabajos reportados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica PICT 2016-2718. Los autores agradecen al Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de San Martín.

REFERENCIAS

- AFONSO C, CARDOSO C, RIPOL A, VARELA J, QUENTAL-FERREIRA H, POUSSAO-FERREIRA P, VENTURA MS, DELGADO IM, COELHO I, CASTANHEIRA I, BANDARRA NM. 2018. Composition and bioaccessibility of elements in Green seaweeds from fish pond aquaculture. *Food Res Int.* 105: 271-277.
- AITKEN D, BALBOA C, GODOY-FAUNDEZ A, TURRION-GOMEZ JL, ANTIZAR-LADISLAO B. 2014. Life cycle assessment of macroalgae cultivation and processing for biofuel production. *J Clean Prod.* 75: 45-56.
- ALENCAR POC, LIMA GC, BARROS FCN, COSTA LEC, RIBEIRO CVPE, SOUSA WM, SOMBRA VG, ABREU CMWS, ABREU ES, PONTES EOB, et al. 2019. A novel antioxidant sulfated polysaccharide from the algae *Gracilaria caudata*: In vitro and in vivo activities. *Food Hydrocoll.* 90: 28-34.
- ARECO MM, DOS SANTOS AFONSO M. 2010. Copper, zinc, cadmium and lead biosorption by *Gymnogongrus torulosus*. Thermodynamics and kinetics studies. *Colloids Surf. B: Biointerfaces.* 81: 620-628.
- ARECO MM, HANELA S, DURAN J, DOS SANTOS AFONSO M. 2012. Biosorption of Cu(II), Zn(II), Cd(II) and Pb(II) by dead biomasses of green alga *Ulva lactuca* and the development of a sustainable matrix for adsorption implementation. *J Hazard Mater.* 213-214: 123-132.
- ALVES RN, MAULVAULT AL, BARBOSA VL, FERNANDEZ-TEJEDOR M, TEDIOSI A, KOTTERMAN M, VAN DEL HEUVEL FHM, ROBBENS J, FERNANDES JO, RASMUSSEN RR, et al. 2018. Oral bioaccessibility of toxic and essential elements in raw and cooked commercial seafood species available in European markets. *Food Chem.* 367: 15-27.
- AMIN MHA, XIONG C, GLABONJAT RA, FRANCESCONI KA, OGURI T, YOSHINAGA J. 2018. Estimation of daily intake of arsenolipids in Japan based on a market basket survey. *Food Chem Toxicol.* 118: 245-251.
- AMMAR N, JABNOUN-KHIAREDDINE H, MEJDOUB-TRABELSI B, NEFZI A, MAHJOUR MA, DAAMI-REMADI M. 2017. Pythium leak control in potato using aqueous and organic extracts from the brown alga *Sargassum vulgare* (C. Agardh, 1820). *Postharvest Biol Technol.* 130: 81-93.
- ANACLETO P, VAN DEN HEUVEL FHM, OLIVEIRA C, RASMUSSEN RR, FERNANDES JO, SLOTH JJ, BARBOSA V, ALVES RN, MARQUES A, CUNHA SC. 2017. Exploration of the phycoremediation potential of *Laminaria digitata* towards diflubenzuron, lindane, copper and cadmium in a multitrophic pilot-scale experiment. *Food Chem Toxicol.* 104: 95-108.
- ASTORGA-ESPAÑA MS, RODRÍGUEZ-GALDÓN B, RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ EM, DÍAZ-ROMERO C. 2016. Aminoacid content in seaweeds from the Magellan Straits (Chile). *J Food Compos Anal.* 53: 77-84.
- BAGDA E, TUZEN M, SARI A. 2017. Equilibrium, thermodynamic and kinetic investigations for biosorption of uranium with green algae (*Cladophora hutchinsiae*). *J Environ Radioactiv.* 175-176: 7-14.
- BALBOA EM, GALLEGO-FÁBREGA C, MOURE A, DOMINGUEZ H. 2015. Study of the seasonal variation on proximate composition of oven-dried *Sargassum muticum* biomass collected in Vigo Ria, Spain. *J Appl Phycol.* 28 (3): 1943-1953.
- BARONI L, GOGGI S, BATTAGLINO R, BERVEGLIERI M, FASAN I, FILIPPIN D, GRIFFITH P, RIZZO G, TOMASINI C, TOSATTI MA, BATTINO MA. 2019. Vegan nutrition for mothers and children: practical tools for healthcare providers. *Nutrients.* 11 (5): 1-16.
- BASSO MC, CERRELLA EG, CUKIERMAN. 2002. Empleo de algas marinas para la biosorción de metales pesados de aguas contaminadas. *Avances en Energías Renovables y Medio*

- Ambiente. 6 (1): 60-74.
- BECHERUCCI ME, BENAVIDES H. 2016. Composición florística de arribazones de algas marinas en playas del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Iheringia Ser Bot.* 71 (1): 1-5.
- BONANNO G, ORLANDO-BONACA M. 2018. Chemical elements in Mediterranean macroalgae. A review. *Ecotox Environ Safe.* 148: 44-71.
- BORASO DE ZAIXSO, AL, CIANCIA M, CEREZO AS, PIRIZ ML, CASAS GN, EYRAS MC. 2015. Capítulo 1: Utilización de las macroalgas marinas de la costa argentina y sus hidrocoloides. En: ZAIXSO HE, BORASO AL, editores. *La Zona Costera Patagónica Argentina. Vol. I. Recursos Biológicos Bentónicos.* Editorial Universitaria de la Patagonia. Comodoro Rivadavia. Versión digital: 3-60.
- CALOGERO G, CITRO I, DI MARCO G, MINICANTE SA, MORABITO M, GENOVESE G. 2014. Brown seaweed pigment as a dye source for photoelectrochemical solar cells. *Spectrochim Acta A.* 117: 702-706.
- CALVO GH, COSENZA VA, SÁENZ DA, NAVARRO DA, STORTZ CA, CÉSPEDES MA, MAMONE LA, CASAS AG, DI VENOSA GM. 2019. Disaccharides obtained from carrageenan as potential antitumor agents. *Sci Rep.* 9 (6654): 1-13.
- CAMURATI JR, SALOMONE VN. 2019. Arsenic in edible macroalgae: an integrated approach. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews.* doi: 10.1080/10937404.2019.1672364
- CARNEVALE B, BLANES P, SALA LF, BELLÚ SE. 2017. Removal of molybdate anions from contaminated waters by brown algae biomass in batch and continuous processes. *J Chem Technol Biotechnol.* 92: 1298-1305.
- CASAS G, PIRIZ ML. 1996. Survey of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in Golfo Nuevo, Argentina. *Hydrobiologia.* 326/327: 213-215.
- CASAS GN, SCROSATI R, PIRIZ ML. 2004. The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol Inv.* 6: 411-416.
- CHEN H, ZHOU D, LUO G, ZHANG S, CHAN J. 2015. Macroalgae for biofuels production: progress and perspectives. *Renew Sust Energy Rev.* 47: 427-437.
- CHENEY D, RAJIC L, SLY E, MERCI D, SHEAHAN A. 2014. Uptake of PBCs contained in marine sediments by the green macroalga *Ulva rigida*. *Mar Pollut Bull.* 88: 207-214.
- CIAN RE, BACCHETTA C, ROSSI A, CAZENAVE J, DRAGO SR. 2019. Red seaweed *Pyropia columbina* as antioxidant supplement in feed for cultured juvenile Pacú (*Piaractus mesopotamicus*). *J Appl Phycol.* 31: 1455-1465.
- CIAN RE, HERNÁNDEZ-CHIRLAQUE C, GÁMEZ-BELMONTE R, DRAGO SR, SÁNCHEZ DE MEDINA F, MARTÍNEZ-AUGUSTÍN O. 2018. Green alga *Ulva spp.* hydrolysates and their peptide fractions regulate cytokine production in splenic macrophages and lymphocytes the TLR4-NFkB/MAPK pathways. *Mar Drugs.* 16: 235-249.
- CIRCUNCISÃO AR, CATARINO MD, CARDOSO SM, SILVA AMS. 2018. Minerals from macroalgae origin health benefits and risks for consumers. *Mar Drugs.* 16: 400-430.
- CIEPIELA GA, GODLEWSKA A, JANKOWSKA J. 2016. The effect of seaweed *Ecklonia maxima* extract and mineral nitrogen on fodder grass chemical composition. *Environ Sci Pollut R.* 23 (3): 2301-2307.
- COFRADES S, BENEDÍ J, GARCIMARTIN A, SÁNCHEZ-MUÑIZ FJ, JIMENEZ-COLMENERO F. 2017. A Comprehensive approach to formulation of seaweed-enriched meat products: from technological development to assessment of healthy properties. *Food Res Int.* 99: 1084-1094.
- COFRADES S, LÓPEZ-LÓPEZ I, BRAVO L, RUIZ-CAPILLAS C, BASTIDA S, LARREA MT, JIMÉNEZ-COLMENERO F. 2010. Nutritional and antioxidant properties of different Brown and red

- Spanish edible seaweed. *Food Sci Technol Int.* 16 (5): 361-370.
- COLE AJ, ROBERTS DA, GARSIDE A, DE NYS R, PAUL NA. 2016. Seaweed compost for agricultural crop production. *J Appl Phycol.* 28: 629-642.
- CRAIGIE JS. 2011. Seaweed extract stimuli in plant science and agriculture. *J Appl Phycol.* 23 (3): 371-393.
- DE CORATO U, SALIMBENI R, DE PRETIS A, AVELLA N, PATRUNO G. 2017. Antifungal activity of crude extracts from brown and red seaweeds by supercritical carbon dioxide technique against fruit postharvest fungal diseases. *Postharvest Biol Technol.* 131: 16-30.
- DEFELICE S. 2002. FIM, Rationale and Proposed Guidelines for the Nutraceutical Research and Education Act NREA, Foundation for Innovation in Medicine. <http://www.fimdefelice.org/archives/arc.researchact.html>.
- DELLATORRE FG, AMOROSO R, SARAVIA J, OREN-SANZ JM. 2014. Rapid expansion and potential range of the invasive kelp *Undaria pinnatifida* in the Southwest Atlantic. *Aquat Invasions.* 9 (4): 467-478.
- DENIZ F, KARABULUT A. 2017. Biosorption of heavy metals ions by chemically modified biomass of coastal seaweed community: Studies on phycoremediation system modeling and design. *Ecol Eng.* 106: 101-108.
- DIANA JS, EGNA HS, CHOPIN T, PETERSON MS, CAO L, POMEROY R, VERDEGEM M, SLACK WT, BONDAD-REANTASO MG, CABELLO F. 2013. Responsible Aquaculture in 2050: Valuing local conditions and human innovations will be key to success. *BioScience.* 63 (4): 255-262.
- DIAZ AC, ESPINO ML, ARZOZ NS, VELURTAS SM, PONCE NMA, STORTZ CA, FENUCCI JL. 2017. Free radical scavenging activity of extracts from seaweeds *Macrocystis pyrifera* and *Undaria pinnatifida*: applications as functional food in the diet of prawn *Artemesia longinaris*. *Lat Am J Aquat Res.* 45 (1): 104-112.
- ESTEVEZ JM, CIANCIA M, CEREZO AS. 2004. The system of galactans of the red seaweed, *Kappaphycus alvarezii*, with emphasis on its minor constituents. *Carbohydr Res.* 339: 2575-2592.
- EYRAS MC, DEFOSSE GE, DELLATORRE F. 2008. Seaweed compost as an amendment for horticultural soils in Patagonia, Argentina. *Compost Sci Util.* 16 (2): 119-124.
- EYRAS MC, ROSTAGNO CM. 1995. Bioconversión de algas marinas de arribazón: experiencias en Puerto Madryn, Chubut (Argentina). *Naturalia Patagónica, ciencias Biológicas.* 3: 25-39.
- EYRAS MC, SAR EA. 2003. Arribazones estivales en Puerto Madryn, Argentina, como materiales para la obtención de compost. *Bol Soc Argent Bot.* 38 (1-2): 105-111.
- FAN X, GUO R, YUAN X, QIU Y, YANG Z, WANG F, SUN M, ZHAO X. 2015. Biogas production from *Macrocystis pyrifera* biomass in seawater system. *Bioresource Technol.* 197: 339-347.
- [FAO] ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- FARÍAS DR, HURD CL, ERIKSEN RS, MACLEOD CK. 2018. Macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in estuarine and coastal environments. *Mar Pollut Bull.* 128: 175-184.
- FARÍAS S, PÉREZ ARISNABARRETA S, VODOPIDEZ C, SMICHOWSKI P. 2002. Levels of essential and potentially toxic trace metals in Antarctic macro algae. *Spectrochim Acta B.* 57: 2133-2140.
- FARÍAS S, SMICHOWSKI P, VÉLEZ D, MONTORO R, CURTOSI A, VODOPÍVEZ C. 2007. Total and inorganic arsenic in Antarctic macroalgae. *Chemosphere.* 69: 1017-1024.
- FLORES-CHAPARRO CE, CHAZARO RUIZ LF, ALFARO-DE LA TORRE MA, HUERTA-DIAZ A, RANGEL-MENDEZ JR. 2017. Biosorption removal

- of benzene and toluene by three dried macroalgae at different ionic strength and temperatures: algae biochemical composition and kinetics. *J Environ Manag.* 193: 126-135.
- FLORES-CHAPARRO CE, RODRIGUEZ-HERNANDEZ MC, CHAZARO-RUIZ LF, ALFARO-DE LA TORRE MA, HUERTA-DIAZ MA, RENGEL-MENDEZ JR. 2018. Chitosan-macroalgae biocomposites as potential adsorbents of water-soluble hydrocarbons: organic matter and ionic strength effects. *J Clean Prod.* 197: 633-642.
- GALLARDO AA, RISSO S, FAJARDO MA, BELCHIOR SE. 2004. Caracterización de poblaciones microbianas presentes en la macroalga comestible *Mosotroma undulatum*, Wittrock. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición.* 34 (3): 1-17.
- GARCÍA FE, PLAZA-CAZÓN J, MONTESINOS VN, DONATI ER, LITTER MI. 2018. Combined strategy for removal of Reactive Black 5 by biomass sorption on *Macrocystis pyrifera* and zerovalent iron nanoparticles. *J Environ Manage.* 207: 70-79.
- GARCÍA-SARTAL C, BARCIELA-ALONSO MC, MOREDA-PIÑEIRO A, BERMEJO-BARRERA P. 2013. Study of cooking on the bioavailability of As, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Se and Zn from edible seaweed. *Microchem J.* 108: 92-99.
- GARRIGA M, ALMARAZ M, MARCHIARO A. 2017. Determination of reducing sugars in extracts of *Undaria pinnatifida* (harvey) algae by UV-visible spectrophotometry (DNS method). *Actas Ing.* 3: 173-179.
- GHADIRYANFAR M, ROSENTRATER KA, KAYHANI A, OMID M. 2016. A review of macroalgae production, with potential applications in biofuels and bioenergy. *Renew Sus Energ Rev.* 54: 473-481.
- GIL MN, TORRES AI, COMMENDATORE MG, MARINHO C, ARIAS A, GIARRATAMO E, CASAS GN. 2015. Nutritive and xenobiotic compounds in the alien algae *Undaria pinnatifida* from argentine Patagonia. *Arch Environ Contam Toxicol.* 68: 553-565.
- GIL MN, TORRES AI, ESTEVES JL. 2005. Uptake of sewage derived nitrogen by *Ulva rigida* (Chlorophyceae) in Bahía Nueva (Golfo Nuevo, Patagonia, Argentina). *Hydrobiologia.* 532: 39-43.
- HARDOUIN K, BEDOUX G, BURLLOT AS, DONNAY-MORENO C, BERGÉ JP, NYVALL-COLLÉN P, BOURGOUGNON N. 2016. Enzyme-assisted extraction (EAE) for the production of antiviral and antioxidant extracts from the green seaweed *Ulva armoricana* (Ulvales, Ulvophyceae). *Algal Res.* 16: 233-239.
- JAMES K. 2017. A review of the impacts from invasion by the introduced kelp *Undaria pinnatifida*. Waikato Regional Council Technical Report 2016/40: 32 p.
- KARTHICK P, SIVA SANKAR R, KAVIARASAN T, MOHANRAJU. 2012. Ecological implications of trace metals in seaweeds: Bio-indication potential for metal contamination in Wandoor, South Andaman Island. *Egyptian J Aquat Res.* 38: 227-231.
- MA Z, LIN L, WU M, YU M, SHANG T, ZHANG T, ZHAO M. 2018. Total and inorganic arsenic contents in seaweeds: absorption, accumulation, transformation and toxicity. *Aquaculture.* 497: 49-55.
- MAKKAR HPS, TRAN G, HEUZÉ V, GIGER-REVERDIN S, LESSIRE M, LEBAS F, DPANKERS. 2016. Seaweeds for livestock diets: a review. *Anim Feed Sci Tech.* 212: 1-17.
- MARTIN JP, CUEVAS JM. 2006. First record of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in Southern Patagonia, Argentina. *Biol Invasions.* 8: 1399-1402.
- MARZOCCHI M, BADOCCO D, PLOVAN A, PASTORE P. 2016. Metals in *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar and *Sargassum muticum* (yendo) Fensholt edible seaweeds growing around Venice (Italy). *J Appl Phycol.* 28: 2605-2613.
- MATHEW L, BURNEY M, GAIKWAD A, NYSHADHA P, NUGENT EK, GONZALEZ A, SMITH JA. 2017. Preclinical evaluation of safety of fucoindan

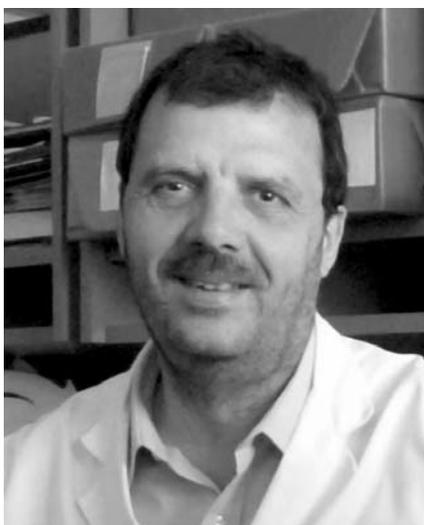
- extracts from *Undaria pinnatifida* and *Fucus vesiculosus* for use in cancer treatment. *Integr Cancer Ther.* 16 (4): 572-584.
- MENDES ROSA M, MALDONADO FL, MARCHIARO AB. 2019. Seasonal variation in the chemical composition of seaweed *Undaria pinnatifida*. *Academia J Sci Res.* 7 (2): 134-138.
- MERETTA PE, MATULA CV, CASAS G. 2012. Occurrence of the alien kelp *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae) in Mar del Plata, Argentina. *Bio Inv Rec.* 1 (1): 59-63.
- MIEDICO O, POMPA C, TANCREDI C, CERA A, PELLEGRINO E, TARALLO M, CHIARAVALLE AE. 2017. Characterisation and chemometric evaluation of 21 trace elements in three edible seaweed species imported from south-east Asia. *J Food Comp Anal.* 64: 188-197.
- MUÑOZ J. 2015. Informe final: Incorporación de la industria alimentaria de consume humano directo como Fuente de agregación de valor para las macroalgas nacionales. Universidad Arturo Prat. Instituto de Ciencia y Tecnología (ICYT), Puerto Montt, Chile. 411 p.
- MUSE JO, CARDUCCI CN, STRIPEIKIS JD, TUDINO MB, FERNÁNDEZ FM. 2006. A link between lead and cadmium kinetic speciation in seawater and accumulation by green alga *Ulva lactuca*. *Environ Pollut.* 141: 126-130.
- MUSE JO, TUDINO MB, D'HUICQUE L, TROCCOLI OE, CARDUCCI CN. 1989. Atomic Absorption Spectrometric determination of inorganic and organic arsenic in some marine benthic algae of the Southern Atlantic Coast. *Environ Pollut.* 58: 303-312.
- PAZ S, RUBIO C, FRÍAS I, GUTIÉRREZ AJ, GONZÁLES-WELLER D, MARTÍN V, REVERT C, HARDISSON A. 2019. Toxic metals (Al, Cd, Pb and Hg) in the most consumed edible seaweeds in Europe. *Chemosphere.* 218: 879-884.
- PAZ S, RUBIO C, GUTIÉRREZ AJ, GONZÁLES-WELLER D, REVERT C, HARDISSON A. 2018. Metal concentrations in wild-harvested phaeophyta seaweed from the Atlantic Ocean (Canary Island, Spain). *J Food Protect.* 81 (7): 1165-1170.
- PÉREZ AA, FARIÁS SS, STROBL AM, PÉREZ LB, LÓPEZ CM, PIÑEIRO A, ROSES O, FAJARDO MA. 2007. Levels of essential and toxic elements in *Porphyra columbina* and *Ulva sp.* from San Jorge Gulf, Patagonia Argentina. *Sci Total Environ.* 376: 51-59.
- PÉREZ AA, PÉREZ LB, STROBL AM, CAMARDA S, FARIAS SS, LÓPEZ CM, FAJARDO MA. 2010. Variación estacional de arsénico total en algas comestibles recolectadas en el Golfo San Jorge (Chubut, Argentina). *Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal.* 1 (1): 16-30.
- PÉREZ MJ, FALQUÉ E, DOMINGUEZ H. 2016. Antimicrobial action of compounds from marine seaweed. *Mar Drugs.* 14: 52-90.
- PÉREZ RECALDE M, CANELÓN DJ, CAMPAGNONE RS, MATULEWICZ MC, CERESO AS, CIANCIA M. 2016. Carrageenan and agar structures from the red seaweed *Gymnogongrus tenuis*. *Carbohydr Polym.* 136: 1370-1378.
- PIRIZ ML, EYRAS MC, ROSTAGNO CM. 2003. Changes in biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *J Appl Phycol.* 15 (1): 67-74.
- PLAZA-CAZÓN J, BENITEZ L, DONATI E, VIERA M. 2012a. Biosorption of chromium(III) by two Brown algae *Macrocystis pyrifera* and *Undaria pinnatifida*: Equilibrium and kinetic study. *Eng Life Sci.* 12 (1): 95-103.
- PLAZA-CAZÓN J, BERNARDELLI C, VIERA M, DONATI E, GUIBAL E. 2012b. Zinc and cadmium biosorption by untreated and calcium-treated *Macrocystis pyrifera* in a batch system. *Bioresource Technol.* 116: 195-203.
- PLAZA-CAZÓN J, VIERA M, DONATI E, GUIBAL E. 2011. Biosorption of mercury by *Macrocystis pyrifera* and *Undaria pinnatifida*: influence of zinc, cadmium and nickel. *J Environ Sci.* 23 (11): 1778-1786.
- PLAZA-CAZÓN J, VIERA M, DONATI E, GUIBAL E. 2013. Zinc and cadmium removal by biosorp-

- tion on *Undaria pinnatifida* in batch and continuous processes. *J Environ Manage.* 129: 423-434.
- PONCE NMA, FLORES ML, PUJOL CA, BECERRA MB, NAVARRO DA, CÓRDOBA O, DAMONTE EN, STORTZ CA. 2019. Fucoïdanes from the phaeophyta *Scytosipho lomentaria*: Chemical analysis and antiviral activity of the galactofucan component. *Carbohydr Res.* 478: 18-24.
- POO K, SON E, CHANG J, REN X, CHOI Y, CHAE K. 2018. Biochars derived from wasted marine macro-algae (*Saccharina japonica* and *Sargassum fusiforme*) and their potential for heavy metal removal in aqueous solution. *J Environ Manage.* 206: 364-372.
- REBOURS C, MARINHO-SORIANO E, ZERTUCHE-GONZALEZ JA, HAYASHI L, VÁSQUEZ JA, KRADOLFER P, SORIANO G, UGARTE R, ABREU MH. 2014. Seaweeds: an opportunity for wealth and sustainable livelihood for coastal communities. *J Appl Phycol.* 26: 1939-1951.
- RODRIGUES D, FREITAS AC, PEREIRA L, ROCHA-SANTOS TAP, VASCONCELOS MW, RORIZ M, RODRÍGUEZ-ALCALÁ LM, GOMES AMP, DUARTE AC. 2015. Chemical composition of red, brown and green macroalgae from Buarcos bay in Central West Coast of Portugal. *Food Chem.* 183: 197-207.
- RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ RA, CANELÓN DJ, COSENZA VA, FISSORE EN, GERSCHENSON LN, MATULEWICZ MC, CIANCIA M. 2019. *Gracilariopsis hommersandii*, a red seaweed, source of agar and sulfated polysaccharides with unusual structures. *Carbohydr Polym.* 213: 138-146.
- RUBIO C, NAPOLEONE G, LUIS-GONZÁLEZ G, GUTIÉRREZ AJ, GONZÁLEZ-WELLER D, HARRISSON A, REVERT C. 2017. Metals in edible seaweed. *Chemosphere.* 173: 572-579.
- SALOMONE VN, RIERA M. 2019. Proximal composition of *Undaria pinnatifida* from San Jorge Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol Trace Elem Res.* doi: 10.1007/s12011-019-01905-1
- SALOMONE VN, RIERA M, CERCHIETTI L, CUSTO G, MUNIAIN C. 2017. Seasonal determination of trace and ultra-trace content *Macrocystis pyrifera* from San Jorge Gulf (Patagonia) by Total Reflection X-ray Fluorescence. *Spectrochim Acta B.* 131: 74-78.
- SANJEEWA KKA, KANG N, AHN G, JEE Y, KIM Y, JEON Y. 2018. Bioactive potentials of sulfated polysaccharides isolated from brown seaweed *Sargassum spp* in related to human health applications: a review. *Food Hydrocoll.* 81: 200-208.
- SCHMID M, KRAFT LGK, VAN DEL LOOS LM, KRAFT GT, VIRTUE P, NICHOLS PD, HURD CL. 2018. Southern Australian seaweed: a promising resource for omega-3 fatty acids. *Food Chem.* 265: 70-77.
- SKIRZYPCZYK VM, HERMON KM, NORAMBUENA F, TURCHINI GM, KEAST R, BELLGROVE A. 2019. Is Australian seaweed worth eating? Nutritional and sensorial properties of wild-harvested Australian versus commercially available seaweeds. *J Appl Phycol.* 31 (1): 709-724.
- TABOADA MC, MILLÁN R, MIGUEZ MI. 2013. Nutritional value of the marine algae wakame (*Undaria pinnatifida*) and nori (*Porphyra purpurea*) as food supplements. *J Appl Phycol.* 25: 1271-1276.
- TAYLOR V, GOODALE B, RAAB A, SCHWERDTLE T, REIMER K, CONKLIN S, KARAGAS MR, FRANCESCONI KA. 2017. Human exposure to organic arsenic species from seafood. *Sci Total Environ.* 580: 266-282.
- TAYLOR VF, JACKSON BP. 2016. Concentrations and speciation of arsenic in New England seaweed species harvested for food and agriculture. *Chemosphere.* 163: 6-13.
- TORRES ML, FERNANDEZ JM, DELLATORRE FG, CORTIZO AM, OBERTI TG. 2019. Purification of alginate improves its biocompatibility and eliminates cytotoxicity in matrix for bone tissue engineering. *Algal Res.* 40. doi:10.1016/j.algal.2019.101499
- TORRES AI, GIL MN, ESTEVES JL. 2004. Nutrient uptake rates by the alien alga *Undaria pinnat-*

- ifida* (Phaeophyta) (Nuevo Gulf, Patagonia, Argentina) when exposed to diluted sewage effluent. *Hydrobiologia*. 520: 1-6.
- VIEIRA BRC, PINTOR AMA, BONAVENTURA RAR, BOTELHO CMS, SANTOS SCR. 2017. Arsenic removal from water using iron-coated seaweed. *J Environ Manage*. 192: 224-233.
- WALLS AM, KENNEDY R, EDWARDS MD, JOHNSON MP. 2017. Impact of kelp cultivation on the Ecological Status of benthic habitats and *Zostera marina* seagrass biomass. *Mar Pollut Bull*. 123: 19-27.
- ZHOU Q, ZHANG J, PU J, SHI J, JIANG G. 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Anal Chim Acta*. 606: 135-150.
- Recibido: 04-10-2019*
Aceptado: 26-11-2019

In Memoriam**Daniel Raúl Hernández**

(5 de julio de 1955, Quilmes, Argentina - 25 de enero de 2019, Mar del Plata, Argentina)



Daniel Hernández ha fallecido y luego de su desaparición nuestra comunidad del INIDEP ya no será la misma. Hemos perdido a un querido colega y a una persona muy especial que supo cultivar vínculos de afecto y amistad no solo con aquellos que se acercaban a consultarlo o a iniciar eventualmente algún proyecto de trabajo en conjunto sino también con otros miembros del personal. Aunque de hábito retraído y ensimismado, quienes sabían acercarse a Daniel podían compartir su fino sentido del humor, una faceta que sin dudas era una delicia, y que afloraba pronto en la conversación aportando destellos de simpatía en las a veces prolongadas y no sencillas horas de trabajo conjunto.

Había ingresado al Instituto en marzo de 1979, al poco tiempo de su creación, e integró a lo largo de toda su carrera lo que inicialmente fuera “el grupo de los matemáticos”, como simpáticamente se los llamaba, configurado luego como laboratorio y finalmente en la actualidad denominado Gabinete de Biomatemática. Daniel estudió matemáticas en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata, de la que egresó en 1984 con un título de licenciatura y un promedio general de 8,94. Luego de finalizar su carrera ejerció la docencia durante dos años como ayudante de primera en cursos dictados tanto en el Departamento de Matemáticas de esa facultad como en la Facultad de Ingeniería de la misma universidad. Su dedicación posterior como docente fue esporádica y se desarrolló íntegramente en el INIDEP, dictando un curso de álgebra lineal aplicada en 1982 y colaborando en temas de estadística para la materia Oceanografía Biológica dictada en Mar del Plata para alumnos de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires durante el período 1988-1994.

A lo largo de sus casi cuatro décadas de labor en el Instituto, Daniel se dedicó a la investigación y al apoyo que, desde su área de especialidad, le era requerido por otros investigadores. En este sentido, colaboró con colegas de grupos de trabajo que enfocaron comunidades costeras, recursos demersales y pelágicos, comunidades bentónicas y de fito y zooplancton, bacterioplancton, parasitología, economía y

tecnología. Si bien el foco principal se centró en especies de interés comercial, en ocasiones los análisis abarcaron otras de interés potencial.

Su dedicación principal puso foco en el análisis de diferentes variables de peces óseos (la merluza *Merluccius hubbsi*, la merluza de cola *Macruronus magellanicus*, el surel *Trachurus lathami*, la pescadilla *Cynoscion striatus*, la corvina *Micropogonias furnieri*) y condriectios, moluscos bentónicos, cefalópodos (los calamares *Illex argentinus*, *Loligo sampaulensis* y *L. gahi*) y crustáceos (el langostino *Pleoticus muelleri*, el centollón *Paralomis granulosa*), con evaluaciones de biomasa, aplicación y desarrollo de modelos dinámicos e impacto de explotación. Otros temas de especial interés que encaró incluyeron muestreo de desembarque, poderes de pesca de buques de investigación para estandarización de las evaluaciones, diseños de muestreo y comparación de capturas entre diferentes tipos de flotas, a los que se sumaron contribuciones ocasionales con desarrollos en geoestadística y colaboraciones con colegas en temas de hidroacústica y en mejoramiento de calidad de productos pesqueros.

Sobre su prolífera actividad debemos resaltar los numerosos aportes que realizó en el campo del desarrollo de software. Así, colaboró en la ampliación y adaptación de diversos programas de análisis estadístico y de análisis de datos a través del empleo de varios lenguajes de programación, en la traducción de varios programas entre diferentes sistemas operativos y en el desarrollo de planillas de cálculo para aplicaciones geográficas y la calibración de modelos.

A sus trabajos publicados, cuya lista completa adjuntamos, deben añadirse numerosos informes técnicos internos institucionales (producidos en su totalidad en colaboración), informes de asesoramiento y transferencia, informes de los seminarios finales del Proyecto JICA-INIDEP desarrollado durante la década de 1990, así como algunos manuscritos sobre aspectos teóricos y metodológicos en temas de evaluación pesquera que fueran escritos individualmente o en colaboración y que están depositados en la Biblioteca del INIDEP como “Notas de Divulgación”.

Un comentario especial merece lo que entendemos que fue la “época bayesiana” de Daniel. Y la mencionamos así pues duró algunos años entre las décadas del 2000 y 2010, período en el que percibimos a nuestro colega con una felicidad muy especial al dedicarse al estudio y la aplicación del análisis bayesiano a problemas de evaluación pesquera y a su inferencia estadística. Su indudable jalón fue la publicación *Análisis bayesiano: conceptos y fundamentos*.

Y no debemos dejar de mencionar un punto insoslayable de sus actividades: el asesoramiento a colegas y a estudiantes en sus tesis de licenciatura y de doctorado. Asesoramiento que brindó ininterrumpida y generosamente a quien se lo solicitara y que efectuaba orientando en temas tanto de estadística como de matemática general y que implicaba clarificar dudas, sugerir metodologías de análisis y modelos matemáticos y orientar sobre software a utilizar para el procesamiento de datos. Así también, debemos sumar el acompañamiento que con su generosidad, inteligencia y capacidad de trabajo hiciera a algunos jóvenes matemáticos que iniciaban sus carreras profesionales.

Daniel no fue muy amigo de embarcarse, y aunque diariamente desde la ventana de su oficina podía ver los buques oceanográficos amarrados a pocos metros, solo participó en dos campañas de investigación. Debido a su preferencia por el trabajo en solitario, participó solo de forma esporádica en congresos, simposios u otras reuniones científicas, aunque sí lo hacía y de hecho figuraba en las presentaciones que realizaban aquellos colegas con quienes trabajaba. Y de mencionar excepciones, éstas ocurrieron durante la década de 1980 en el diseño de las primeras campañas de evaluación y estimación de poderes de pesca en el marco de reuniones conjuntas argentino-uruguayas de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM).

La cruel enfermedad que padeció en menos de un año lo dejó sin poder ver publicaciones y pre-

sentaciones posteriores a su fallecimiento. Sintió tanta pasión por el análisis bayesiano, a cuyas aplicaciones quizá consideró como uno de sus mejores aportes, que en sus últimos momentos, con orgullo y como acto de gratitud obsequió un ejemplar de su publicación del año 2012 al médico oncólogo que lo atendía.

Daniel no ha dejado descendencia. En algún momento nos comentó que un día su madre, viéndolo trabajar con entusiasmo en su hogar, le dijo risueñamente que se había casado con las matemáticas.

Publicaciones

- OTERO HO, HERNÁNDEZ DR. 1981. Diseño de un muestreo estratificado para el monitoreo del stock de merluza común (*Merluccius hubbsi*). Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 361. 20 p.
- TRINCHERO JL, HERNÁNDEZ DR. 1984. Selección de un jurado para la evaluación sensorial del pescado. La Alimentación Latinoamericana 148: 14-24.
- BERTUCHE DA, WYNGAARD JG, HERNÁNDEZ DR, HACK H, ABAL H.J. 1986. Bioeconomic model for the Argentine shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery of the San Jorge Gulf, Argentina. Proc. Intern. Conference Group Etud. Resour. Marit. (GERMA) on small-scale fish. econ. develop. and Third Biennial Confer. Internat. Inst. Fish. Econ. Trades (IIFET) on Fish. Trade, Develop. & Policies. Vol. I. GERMA and 3rd IIFET, Rimouski, Canada, 1986. Quebec Univers. p. 395-419.
- HERNÁNDEZ DR, CORDO HD. 1986. Metodología aplicada en la estimación del largo de primera maduración sexual de la pescadilla de red y la pescadilla real. Primer Simposio Científico, Mar del Plata, Argentina, 13 al 16 de noviembre de 1984. Montevideo: Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM). Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo 1 (1): 230-232.
- TRINCHERO JL, PIERGENTILI GV, HERNÁNDEZ DR. 1987. Sistemas de mejoramiento de la calidad en la industria pesquera. Bienal de Calidad, 4, Buenos Aires, Argentina, 9-11 de septiembre de 1987. Buenos Aires: Instituto Argentino de Control de la Calidad. 10 p.
- MANCA EA, TRINCHERO JL, HERNÁNDEZ DR, MARCHINI ME. 1989. Ensayos de aceptabilidad de productos pesqueros no tradicionales. La Alimentación Latinoamericana. 174: 51-57.
- PACHECO TACK R, HANSEN JE, HERNÁNDEZ DR. 1989. Determinación de la edad, crecimiento y mortalidad del surel *Trachurus lathami* Nichols, 1920 del sector bonaerense (35°-42°S). Scientia. 4 (1): 47-68.
- HERNÁNDEZ DR, TRINCHERO JL, LÓPEZ AV. 1990. Evaluación sensorial del pescado y productos derivados: análisis de consistencia y uniformidad del panel. La Industria Cárnica Latinoamericana. 79: 22-29.
- HANSEN JE, HERNÁNDEZ DR, CORDO HD. 1991. Simulaciones de comparación de curvas de crecimiento en peces. Frente Marit. 9: 37-45.
- TRINCHERO JL, HERNÁNDEZ DR, LOPEZ AV, BERTOLA GE, MOSER AV. 1992. Aplicación del análisis descriptivo cuantitativo a la determinación de perfiles sensoriales de distintas especies: pescadilla (*Cynoscion striatus*), corvina (*Micropogonias furnieri*) y calamar (*Illex argentinus*). Revista Española de Ciencia y Tecnología de Alimentos. 32 (5): 529-543.
- FERNÁNDEZ N, EGUARAS M, HERNÁNDEZ D. 1993. Distribution patterns of *Varroa jacobsoni* Oud on *Apis mellifera* L. during winter in Argentina. Apidologie. 24: 397-401. doi:10.1051/apido:19930406
- HANSEN JE, CORDO HD, HERNÁNDEZ DR. 1993. Compalen. Un programa Basic para la comparación de

- curvas de crecimiento del tipo von Bertalanffy. Frente Marit. 14: 41-48.
- IRUSTA G, PÉREZ M, BAMBILL GA, HERNÁNDEZ D. 1996. Análisis de la eficiencia y del poder de pesca relativos entre los Bips Dr. E. L. Holmberg y Cap. Oca Balda respecto de la merluza común (*Merluccius hubbsi*). INIDEP Inf Téc. 7: 1-19. <http://hdl.handle.net/1834/7036>.
- ERRAZTI E, BERTOLOTTI MI, HERNÁNDEZ D. 1998. Análisis económico de la flota costera de Mar del Plata. Primera parte: estratificación de la flota. Frente Marit. 17: 87-91.
- PINEDA SE, HERNÁNDEZ DR, BRUNETTI NE. 1998. Statolith comparison of two South-West Atlantic loliginid squid: *Loligo sanpaulensis* and *Loligo gahi*. S Afr J Mar Sci. 20: 347-354.
- BERTOLOTTI MI, HERNÁNDEZ DR, PAGANI AN, CASTAÑEDA MF. 2001. Estratificación y estimación de los rendimientos de la flota de buques procesadores congeladores arrastreros. En: BERTOLOTTI MI, VERAZAY GA, AKSELMAN R, editores. El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p 71-88.
- BERTOLOTTI MI, PAGANI AN, HERNÁNDEZ DR, BUONO JJ. 2001. Estratificación de la flota industrial de buques fresqueros y estimación de los rendimientos. En: BERTOLOTTI MI, VERAZAY GA, AKSELMAN R, editores. El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p 55-69.
- ERRAZTI E, HERNÁNDEZ DR, BERTOLOTTI MI, BUONO JJ. 2001. Estratificación y análisis de la eficacia y la eficiencia de la flota costera de pequeña escala perteneciente a la Sociedad de Patronos Pescadores del puerto de Mar del Plata. En: BERTOLOTTI MI, VERAZAY GA, AKSELMAN R, editores. El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 3. Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p 107-119.
- LASTA ML, HERNÁNDEZ DR, BOGAZZI E, BURGOS GE, VALERO JL, LUCIFORA L. 2001. Uso de técnicas geoestadísticas en la estimación de la abundancia de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Rev Invest Desarr Pesq. 14: 95-108. <http://hdl.handle.net/1834/1870>.
- PERROTTA RG, VIÑAS MD, HERNÁNDEZ DR, TRINGALI L. 2001. Temperature conditions in the Argentine chub mackerel (*Scomber japonicus*) fishing ground: implications for fishery management. Fish Oceanogr. 10 (3): 275-283. doi:10.1046/j.1365-2419.2001.00171.x
- FERNÁNDEZ M, HERNÁNDEZ D. 2002. Crecimiento relativo del langostino *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) del Golfo San Jorge, Argentina. Boletín Científico (Bogotá). 7: 95-120.
- PERROTTA RG, HERNÁNDEZ DR. 2002. Beneficio económico de la caballa (*Scomber japonicus*) con relación a la temperatura superficial del mar en el área de Mar del Plata. INIDEP Inf Téc. 44. 9 p. <http://hdl.handle.net/1834/2543>.
- PERROTTA RG, HERNÁNDEZ DR, REIS D. 2002. Estimativa da abundância de boca-negra (*Helicolenus dactylopterus*) dos Açores. Período 1990-2002. Arquivos do DOP (Dep. Oceanogr. Pesca, Univ. Açores, Portugal). Série Estudos. 3. 12 p.
- PINEDA SE, HERNÁNDEZ DR, BRUNETTI NE, JEREZ B. 2002. Morphological identification of two south-west Atlantic loliginid squids: *Loligo gahi* and *Loligo sanpaulensis*. Rev Invest Desarr Pesq. 15: 67-84. <http://hdl.handle.net/1834/1583>.
- SCHEJTER L, BREMEC CS, AKSELMAN R, HERNÁNDEZ DR, SPIVAK E. 2002. Annual feeding cycle of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* (King and Broderip, 1832) in Reclutas bed (39°S-55°W), Argentina Sea. J Shellfish Res. 21 (2): 553-559.

- VIÑAS MD, NEGRI RM, RAMÍREZ FC, HERNÁNDEZ D. 2002. Zooplankton assemblages and hydrography in the spawning area of anchovy (*Engraulis anchoita*) off Río de la Plata estuary (Argentina-Uruguay). *Mar Freshwat Res.* 53 (6): 1031-1043. doi:10.1071/MF00105
- HERNÁNDEZ DR, BEZZI SI, IBÁÑEZ PM. 2003. Análisis y diagnóstico del diseño de muestreo de las campañas de evaluación de merluza (*Merluccius hubbsi*) al norte y al sur de los 41° S (Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y Mar Argentino). Años 1996-1999. *INIDEP Inf Téc.* 52. 10 p. <http://hdl.handle.net/1834/2401>.
- IRUSTA G, HERNÁNDEZ DR. 2003. Aplicación de un modelo dinámico de biomasa para evaluar el efectivo sur de merluza. Período 1986-1998. En: Tringali LS, Bezzi SI, editores. Aportes para la evaluación del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) al sur de los 41° S. Año 1999. *INIDEP Inf Téc.* 51: 111-121. <http://hdl.handle.net/1834/2425>.
- BREMEC CS, LASTA ML, HERNÁNDEZ, D. 2004. Survival of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*, King and Broderip, 1832) after the size selection process on commercial fishing vessels. *Fish Res.* 66 (1): 49-52. doi:10.1016/S0165-7836(03)00179-6
- CAROZZA CR, HERNÁNDEZ DR, PERROTTA RG. 2004. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área del Río de la Plata y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya por medio de un modelo de dinámica de biomasa. *Rev Invest Desarr Pesq.* 16: 77-90. <http://hdl.handle.net/1834/1503>.
- LOUGE E, RETA R, SANTOS BA, HERNÁNDEZ DR. 2004. Variaciones interanuales (1995-2000) de la temperatura y la salinidad registradas en los meses de enero en el golfo San Jorge y aguas adyacentes (43° S-47° S). *Rev Invest Desarr Pesq.* 16: 27-42. <http://hdl.handle.net/1834/1500>.
- MARRARI M, VIÑAS MD, MARTOS P, HERNÁNDEZ D. 2004. Spatial patterns of mesozooplankton distribution in the Southwestern Atlantic Ocean (34°-41° S) during austral spring: relationship with the hydrographic conditions. *ICES J Mar Sci.* 61 (4): 667-679. doi:10.1016/j.icesjms.2004.03.025
- HERNÁNDEZ D, SCHEJTER L, BREMEC C. 2005. Estimation of total gut contents in bivalves from two stage sampling. *J Shellfish Res.* 24 (2): 541-543. doi:10.2983/0730-8000(2005)24[541:EOTGCI]2.0.CO;2
- PERROTTA RG, HERNÁNDEZ DR. 2005. Stock assessment of the bluemouth (*Helicolenus dactylopterus*) in Azorean waters during the 1990-2002 period, applying a biomass dynamic model. *Rev Invest Desarr Pesq.* 17: 81-93. <http://hdl.handle.net/1834/1563>.
- HERNÁNDEZ DR, PERROTTA RG. 2006. The influence of interactions with the factor Year in the annual abundance index estimations obtained from general linear models using the commercial fleet CPUE data. *Rev Invest Desarr Pesq.* 18: 57-73. <http://hdl.handle.net/1834/2511>.
- INCORVAIA IS, HERNÁNDEZ DR. 2006. Nematodos parásitos como indicadores biológicos de *Macruronus magellanicus*. *INIDEP Inf Téc.* 61. 17 p. <http://hdl.handle.net/1834/1565>.
- FERNÁNDEZ M, HERNÁNDEZ DR, ROUX A. 2007. Distribución espacial del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri* (Bate, 1888)) y su relación con las variables ambientales, Golfo San Jorge, Argentina. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 42 (3): 335-344. doi:10.4067/S0718-19572007000300012
- GONZÁLEZ FRAGA S, PICHEL M, COSTAGLIOLA M, CECILIA M, JURQUIZA V, PERESSUTTI S, CAFFER MI, AULET O, HOZBOR C, TRACANNA BC, GAMUNDI AV, HERNÁNDEZ DR, RAMÍREZ FC, AKSELMAN R, BINSZTEIN N. 2007. Environmental and virulence factors of *Vibrio cholerae* strains isolated in Argentina. *J Appl Microbiol.* 103 (6): 2448-2456. doi:10.1111/j.1365-2672.2007.03468.x
- HERNÁNDEZ DR. 2007. Introducción al análisis bayesiano. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 45 p. <http://hdl.handle.net/1834/2560>.
- PERROTTA RG, GARCIAARENA AD, HERNÁNDEZ DR. 2007. Muestreo de desembarque de caballa (*Scomber japonicus*) en el puerto de Mar del Plata (38° S) y determinación de niveles de captura en el área

- “El Rincón”. Período 1989-2003. INIDEP Inf Téc. 63. 27 p. <http://hdl.handle.net/1834/2516>.
- HERNÁNDEZ DR, PERROTTA RG. 2008. Modificación del análisis de cohortes de Pope para extender su aplicación a un rango más amplio de valores de mortalidad natural y mortalidad por pesca. *Rev Invest Desarr Pesq.* 19: 23-36. <http://hdl.handle.net/1834/3143>.
- SCHEJTER L, BREMEC CS, HERNÁNDEZ DR. 2008. Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground “Reclutas” in the Argentine Sea. *J Sea Res.* 60 (3): 193-200.
- ESCOLAR M, DIEZ M, HERNÁNDEZ D, MARECOS A, CAMPODÓNICO S, BREMEC C. 2009. Invertebrate bycatch in Patagonian scallop fishing grounds: a study case with data obtained by the On Board Observers Program. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 44 (2): 369-377. doi:10.4067/S0718-19572009000200010
- LOUGE E, RETA R, SANTOS B, HERNÁNDEZ D. 2009. Distribución de merluza (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) en el Mar Argentino (41°-48°S) en relación con parámetros oceanográficos durante el invierno (1996-2003). *Rev Biol Mar Oceanogr.* 44 (2): 497-510. doi:10.4067/S0718-19572009000200022
- ANTAOLI JC, HERNÁNDEZ D, SABATINI ME. 2010. Estimating copepods abundance with paired nets: Implications of mesh size for population studies. *J Sea Res.* 63: 71-77. doi:10.1016/j.seares.2009.09.004
- SATO NE, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2010. Hábitos alimentarios de *Noctiluca scintillans* en aguas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Lat Am J Aquat Res.* 3 (3): 403-412. doi:10.4067/S0718-560X2010000300005
- DÍAZ DE ASTARLOA JM, BEZZI SI, GONZÁLEZ CASTRO M, MABRAGAÑA E, HERNÁNDEZ DR, DELPIANI SM, FIGUEROA DE, COUSSEAU MB, DELI ANTONI MY, TRINGALI LS. 2011. Morphological, morphometric, meristic and osteological evidence for two species of hake (Actinopterygii: Gadiformes: *Merluccius*) in Argentinean waters. *J Fish Biol.* 78 (5): 1336-1358. doi:10.1111/j.1095-8649.2011.02937.x
- Escolar M, Hernández DR, Bremec C. 2011. Spatial distribution, biomass and size structure of *Ctenodiscus australis* (Echinodermata: Asteroidea) in shelf-break areas, Argentina. *Mar Biol Res.* 7 (6): 608-616. doi:10.1080/17451000.2010.528774
- FERNÁNDEZ M, HERNÁNDEZ DR, ROUX A. 2011. Analysis of the relationship between relative abundance of mature, impregnated females of *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Crustacea, Decapoda) and environmental variables through statistical models. *Lat Am J Aquat Res.* 39 (1): 1-15. doi:10.4067/S0718-560X2011000100001
- LOUGE E, RETA R, SANTOS BA, HERNÁNDEZ DR. 2011. Distribución estival del stock sureño de la merluza argentina (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) en el área de cría (44°-47°S) en relación con parámetros oceanográficos (1996-2001). *Lat Am J Aquat Res.* 39 (1): 82-92. <http://www.scielo.cl/pdf/lajar/v39n1/art08.pdf>.
- SATO NE, HERNÁNDEZ DR, VIÑAS MD. 2011. Hábitos alimentarios de las larvas de *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini, 1935) en las aguas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Lat Am J Aquat Res.* 39 (1): 16-24. <http://www.scielo.cl/pdf/lajar/v39n1/art02.pdf>
- SATO NE, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2011. Hábitos alimentarios de *Sagitta friderici* Ritter-Zahony en las aguas costeras de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bol Invest Mar Cost.* 40 (1): 59-74. <http://hdl.handle.net/1834/4407>.
- FERNÁNDEZ M, IORIO MI, HERNÁNDEZ DR, MACCHI GJ. 2012. Studies on the reproductive dynamics of *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Crustacea, Decapoda, Solenoceridae) of Patagonia, Argentina. *Lat Am J Aquat Res* 40 (4): 858-871. <http://www.scielo.cl/pdf/lajar/v40n4/art04.pdf>.
- HERNÁNDEZ DR. 2012. Análisis bayesiano: conceptos y fundamentos. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 80 p.

- ANTACLI JC, HERNÁNDEZ DR, SABATINI ME. 2013. First report on the contribution of small-sized species to the copepod community structure of the southern Patagonian shelf (Argentina, 47°-55°S). *Sci Mar (Barc)*. 78 (1): 7-16. doi:10.3989/scimar.03906.31C
- ESCOLAR M, HERNÁNDEZ DR, BREMEC CS. 2013. Latitudinal and bathymetric distribution patterns of ophiuroids (Echinodermata: Ophiuroidea) on scallop fishing grounds at the shelf-break frontal system, SW Atlantic. *Marine Biodiversity Records* 6: e137. doi:10.1017/S1755267213000936
- FERNÁNDEZ M, HERNÁNDEZ DR. 2013. Preferencias ambientales, por rangos de talla, de las hembras maduras e impregnadas del langostino *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) (Crustacea, Decapoda, Solenoceridae) del Golfo San Jorge, en la primavera de 2008 y el verano de 2009. *INIDEP Inf Téc.* 86. 23 p. <http://hdl.handle.net/1834/5505>.
- HERNÁNDEZ DR, CAROZZA CR. 2013. Modelo Local de Producción Excedente para la determinación de la Captura Máxima Biológicamente Aceptable y análisis de riesgo de un recurso pesquero, con estimación bayesiana de los parámetros. *Rev Invest Desarr Pesq.* 22: 15-28. <http://hdl.handle.net/1834/5486>.
- HOZBOR MC, HERNÁNDEZ DR, CUCCHI COLLEONI AD, COSTAGLIOLA M, PERESSUTTI SR. 2013. Biomasa y distribución espacial del bacterioplancton en el sector norte de la plataforma continental argentina (34° S-41° S). *Rev Invest Desarr Pesq.* 23: 145-160. <http://hdl.handle.net/1834/5498>.
- JEREZ B, HERNÁNDEZ DR, GIUSSI AR, MALASPINA A. 2013. Análisis de la unidad poblacional de la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*). Estudio de las variaciones morfológicas somáticas y de los otolitos en relación con su distribución geográfica. *Rev Invest Desarr Pesq.* 22: 79-94. <http://hdl.handle.net/1834/5490>.
- RICO MR, HERNÁNDEZ DR, CAROZZA CC. 2013. Evaluación de los índices de abundancia para corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y pez palo (*Percophis brasiliensis*) obtenidos mediante modelos lineales generales: simulaciones de Monte Carlo y análisis de las interacciones con el factor "año". *INIDEP Inf Téc.* 84. 21 p. <http://hdl.handle.net/1834/5503>.
- ROMERO MV, BREZINA SS, HERNÁNDEZ D, CASADÍO S, BREMEC C. 2013. Differential settlement of associated species on *Ostrea puelchana* d'Orbigny, 1842 (Ostreidae) in Patagonia (Argentina). *Am Malacol Bull.* 31 (2): 311-320. doi:10.4003/006.031.0210
- TEMPERONI B, VIÑAS MD, HERNÁNDEZ DR. 2013. Enhancing fish diet analysis: equations to reconstruct *Themisto gaudichaudii* and *Euphausia lucens* length from partially digested remains. *Mar Biol Res.* 9 (3): 306-311. doi:10.1080/17451000.2012.739696
- VIÑAS MD, NEGRI RM, CEPEDA GD, HERNÁNDEZ DR, SILVA RI, DAPONTE MC, CAPITANIO FL. 2013. Seasonal succession of zooplankton in coastal waters of the Argentine Sea (Southwest Atlantic Ocean): prevalence of classical or microbial food webs. *Mar Biol Res.* 9 (4): 371-382. doi:10.1080/17451000.2012.745003
- ANTACLI JC, SABATINI ME, SILVA RI, HERNÁNDEZ DR, JAUREGUIZAR AJ, AKSELMAN R. 2014. Feeding and reproductive activity of the copepods *Drepanopus forcipatus* and *Calanus australis* during late summer over the southern Patagonian shelf (Argentina, 47°-55° S). *Braz J Oceanogr.* 62 (4): 295-314. doi:10.1590/S1679-87592014073406204
- FERNÁNDEZ M, HERNÁNDEZ DR, MACCHI GJ. 2014. Variación espacio-temporal del estado reproductivo de los machos de langostino *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) (Crustacea, Decapoda, Solenoceridae) en el litoral patagónico, Argentina. *Rev Invest Desarr Pesq.* 24: 37-57. <http://hdl.handle.net/1834/6774>.
- CEPEDA GD, DI MAURO, RP, HOZBOR MC, CUCCHI COLLEONI AD, HERNÁNDEZ DR, VIÑAS MD. 2015. Spatial variation in life-history traits of *Oithona* spp. in a shallow temperate estuarine system (Río de la Plata, south-west Atlantic) during spring. *Mar Freshwat Res.* 66 (9): 795-804. doi:10.1071/MF14011

- HERNÁNDEZ D. 2015. Un modelo en diferencias con retardo como aproximación y simplificación del Modelo de Deriso-Schnute (*Delay Difference Model*), para el caso en que F y M son constantes por unidad de tiempo. *Rev Invest Desarr Pesq.* 27: 27-36. <http://hdl.handle.net/1834/10960>.
- JEREZ B, HERNÁNDEZ DR. 2015. Análisis exploratorio basado en caracteres morfológicos y en *landmarks* en tres especies de granaderos de la Familia Macrouridae: *Coelorinchus fasciatus*, *Macrourus holotrachys* y *Macrourus carinatus*. *Rev Invest Desarr Pesq.* 27: 61-70. <http://hdl.handle.net/1834/10962>.
- LOUGE E, MOLINARI G, HERNÁNDEZ DR. 2015. Diferencias en la distribución de merluza (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) entre otoño y primavera en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Período 1998-2012. *Rev Invest Desarr Pesq.* 26: 37-58. <http://hdl.handle.net/1834/8519>.
- HERNÁNDEZ DR, MENDIOLAR M. 2017. Análisis de poblaciones virtuales modificado a partir de una aproximación a la ecuación de captura permitiendo una implementación numérica sencilla. *Rev Invest Desarr Pesq.* 30: 89-103. <http://hdl.handle.net/1834/12711>.
- HERNÁNDEZ DR, PÉREZ M, CORTÉS F. 2017. Índices ponderados de abundancia relativa obtenidos a partir de modelos lineales generalizados, considerando la presencia de valores nulos de captura. *Rev Invest Desarr Pesq.* 30: 5-41. <http://hdl.handle.net/1834/12672>.
- ANTACLI JC, SILVA RI, JAUREGUIZAR, A, HERNÁNDEZ DR, MENDIOLAR M, SABATINI ME, AKSELMAN R. 2018. Phytoplankton and protozooplankton on the southern Patagonian shelf (Argentina, 47°-55° S) in late summer: potentially toxic species and community assemblage structure linked to environmental features. *J Sea Res.* 140: 63-80. doi:10.1016/j.seares.2018.07.012

Póstumo

A este título se sumarán en un futuro otros trabajos que aún están en curso de publicación.

- HERNÁNDEZ DR, RODRÍGUEZ J. 2019. Modelo bayesiano de producción excedente con autocorrelación serial. *Mar Fish Sci.* 32 (1): 31-41.

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

In Memoriam**Edgardo Ernesto Di Giacomo**

(5 de mayo de 1952, Punta Alta, Argentina - 10 de agosto de 2019, Las Grutas, Argentina)



Edgardo se graduó de Licenciado en Zoología en la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) en el 1977 y arribó a San Antonio Oeste el 17 de Julio de 1978, para trabajar como investigador en el Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni. El Instituto se había creado solo cuatro años antes de su llegada y prácticamente estaba todo por hacerse. En esos primeros años de su carrera profesional tuvo a su cargo la organización del Laboratorio de Recursos Ícticos del Instituto y la realización de las primeras investigaciones orientadas al conocimiento de la biología y pesquería de la merluza del Golfo San Matías. Desde esa posición, trabajó en la planificación y ejecución de varios programas, proyectos y numerosas campañas de investigación pesquera, los cuales sentaron las bases científicas para la investigación y manejo de las principales pesquerías del golfo.

A lo largo de los años ochenta desarrolló su carrera de posgrado y el 28 de diciembre de 1990 se graduó como Doctor en Ciencias Naturales, con orientación zoología, por la UNLP. Su trabajo de tesis estuvo dedicado al estudio de la biología, ecología y pesquería del pez gallo *Callorhynchus callorhynchus* (Linne 1758) en el Golfo San Matías. Las investigaciones que lideró por aquellos años permitieron, entre otros resultados destacados, demostrar la existencia de un *stock* independiente de merluza en el Golfo San Matías y obtener las primeras estimaciones de su biomasa y potencial pesquero. Este logro de su trabajo de investigación se vio reflejado años después en la adopción de estos resultados en las políticas de administración y manejo de la pesquería de merluza del golfo.

Se desempeñó también como Profesor Adjunto en el ámbito de la Escuela Superior de Ciencias Marinas de la Universidad Nacional del Comahue y como miembro del Consejo Directivo de esa unidad académica. Fue miembro invitado del Grupo de Especialistas de Tiburones de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y desde el año 2007 dedicó gran parte de su esfuerzo a la creación y organización del grupo de investigación Condros, dedicado al estudio, conservación y manejo

de peces cartilagosos. A la par de su labor como investigador, desarrolló también la tarea de gestión institucional ocupando el cargo de Director Ejecutivo del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni (1991-1993) y entre los años 2002 y 2005 se desempeñó como Secretario de Extensión e Investigación y como Director de Postgrado, en el Centro Regional Universitario Zona Atlántica (CURZA) de la Universidad Nacional del Comahue, en Viedma.

En el transcurso de su carrera publicó numerosos artículos e informes técnicos sobre sus temas de investigación y contribuyó a la formación técnica, de grado y posgrado de un gran número de profesionales investigadores y becarios, varios de los cuales continuamos trabajando actualmente en el Instituto Storni. A partir de un gran esfuerzo y dedicación al trabajo, Edgardo abrió un camino para muchos de nosotros, en una época y un lugar en los cuales las condiciones para el desarrollo de la investigación marina y pesquera no eran precisamente las mejores. Su nombre estará ligado para siempre a la historia del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni.

Raúl A. González

Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Escuela Superior de Ciencias Marinas,
Universidad Nacional de Comahue, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas,
Güemes 1030, San Antonio Oeste, Argentina

AUTHOR GUIDELINES

GENERAL CONSIDERATIONS

Peer review

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

Use of word processing software

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

Structure

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

Submission

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

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

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

Tables, figures and photographs

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

REFERENCES

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

ACCEPTANCE OF A MANUSCRIPT FOR PUBLICATION

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

Contents

Original research papers

- Características ambientales y algas nocivas en un área de producción de moluscos bivalvos del Canal Beagle, Argentina** 71
Hugo Benavides, Nora G. Montoya, Mario Carignan y Carlos Luizón

- First data on the age and growth of Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* (Pisces: Perciformes) in San Matías Gulf, northern Patagonia (Argentina)** 103
María E. López, Matías Ocampo Reinaldo, Karina A. Rodríguez, M. Rita Rico, Margarita B. Sáez and Raúl A. González

Benthic mollusk fisheries

- Primera descripción del desarrollo larval temprano de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*)** 115
Matías Schwartz y Silvana Campodónico

- Síntesis histórica y estado actual de la pesquería de vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* (King 1832) en la Argentina. Biología, evaluación de biomasa y manejo** 125
Silvana Campodónico, Mariana Escolar, Julio García y Aníbal Aubone

Note

- Supervivencia de vieira patagónica de talla no comercial descartada por la pesquería** 149
Matías Schwartz, Mariana Escolar, Ángel Marecos, Susana Herrera, Ronaldo Díaz, Javier Villalba y Silvana Campodónico

Reviews

- Estado del conocimiento sobre el ciclo reproductivo y captación de postlarvas de mejillón del Género *Mytilus* en las costas de la Argentina** 159
Tomás E. Isola

- Potencialidades de las macroalgas marinas argentinas** 169
Julieta R. Camurati, Julieta Hocsman y Vanesa N. Salomone

In Memoriam

- Daniel Raúl Hernández** 185
Rut Akselman Cardella y Manuela Mendiolar

- Edgardo Ernesto Di Giácomo** 193
Raúl A. González