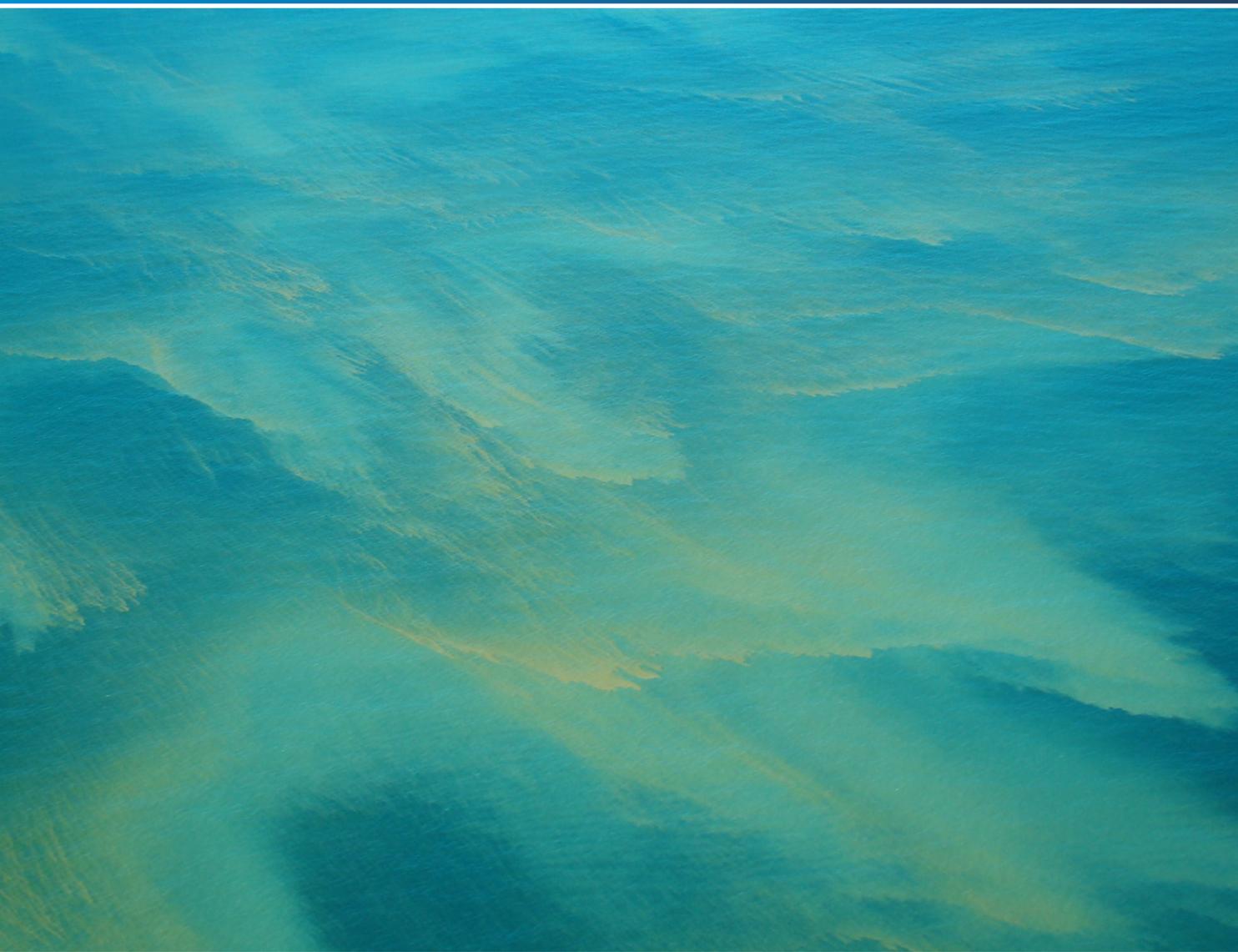


ISSN 2683-7595 (print) - ISSN 2683-7951 (online)

Marine and
Fishery Sciences
MAFIS

formerly *Revista de Investigación
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 32 (1), January-June 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 Lucífora (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)

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)**

Secretaría
de Agroindustria



Ministerio de Producción y Trabajo
Presidencia de la Nación

República Argentina

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



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

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

First edition: January-June 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, June 2019.

Marine and Fishery Sciences Vol. 32 (1)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: *Noctiluca scintillans* bloom. Photo courtesy Hugo Benavides.

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

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

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

Marine and Fishery Sciences

Vol. 32 (1), January-June 2019

CRECIMIENTO Y CONDICIÓN OTOÑAL DE LARVAS DE ANCHOÍTA EN LA ZONA COMÚN DE PESCA ARGENTINO-URUGUAYA

MARINA V. DIAZ^{1,2}, MARINA DO SOUTO^{1,2}, DANIEL BROWN¹, FABIANA CAPITANIO³ y MARCELO PÁJARO¹

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

²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC),
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),

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

³Instituto de Biodiversidad y Biología Experimental y Aplicada (IBBEA),
Universidad de Buenos Aires (UBA),

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

RESUMEN. Se determinó el crecimiento y la condición nutricional de larvas de *Engraulis anchoita* en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU). La condición se estimó a partir de la relación ARN/ADN estandarizada (RDs) del tronco muscular. El crecimiento se estudió calculando una tasa de crecimiento instantáneo sobre la base de un modelo que incluye RDs y temperatura. Se calculó, además, el crecimiento de los otolitos midiendo el espesor de los últimos tres incrementos completamente formados. Las muestras se obtuvieron en marzo de 2014. Los 12 lances oblicuos que se realizaron con red Bongo y malla de 300 μm mostraron presencia de larvas en seis de ellos. Se las separó a bordo y se fijaron en nitrógeno líquido. Posteriormente se las midió, se separaron las cabezas con un bisturí y se liofilizaron los troncos musculares en forma individual ($N = 128$). Se compararon dos secciones oceanográficas situadas sobre el margen sur y el margen norte de la ZCPAU (COSTAL I y II, respectivamente). La relación RDs de las larvas evidenció una buena condición nutricional. No se observaron diferencias significativas en la condición o el crecimiento entre ambas secciones. Se observó una correlación positiva entre el índice RDs y la talla, por lo que las comparaciones se realizaron considerando el estadio de desarrollo larval. El RDs para las larvas en preflexión en la COSTAL I fue $2,53 \pm 1,29$ ($n = 53$) y $2,92 \pm 1,22$ ($n = 7$) en la COSTAL II. Para las larvas en flexión fue $3,41 \pm 1,07$ ($n = 22$) y $2,91 \pm 0,86$ ($n = 32$) en las secciones I y II, respectivamente. La elevada condición nutricional de las larvas de anchoíta indica que las características ambientales que se observaron en marzo en el área de estudio serían apropiadas para su crecimiento y supervivencia.

Palabras clave: Condición nutricional, relación ARN/ADN, crecimiento, *Engraulis anchoita*, larvas.

AUTUMN GROWTH AND CONDITION OF ANCHOVY LARVAE IN THE ARGENTINE-URUGUAYAN COMMON FISHING ZONE

SUMMARY. The growth and nutritional condition of *Engraulis anchoita* larvae in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone (AUCFZ) were determined. The condition was estimated considering the standardized RNA/DNA ratio (RDs) of the muscle trunk. Growth was studied calculating an instantaneous growth rate on the basis of a model that includes RDs and temperature. Otoliths growth was also calculated measuring the thickness of the last three fully formed daily increments. Samples were collected in March 2014. The 12 oblique tows performed with a

Bongo net 300 μm mesh size showed presence of larvae in 6 of them. They were separated on board and fixed in liquid nitrogen. Afterwards, they were measured, heads dissected with a scalpel and muscle trunks individually lyophilized ($N = 128$). Two oceanographic sections located on the southern margin and northern margin of the AUCFZ (COSTAL I and II, respectively) were compared. The RDs ratio of larvae evidenced a good nutritional condition. No significant differences in the larval condition or growth between both sections were found. A positive correlation between the RDs index and size was observed; thus, comparisons were made considering the larval developmental stage. The RDs for pre-flexion larvae in COSTAL I was 2.53 ± 1.29 ($n = 53$) and 2.92 ± 1.22 ($n = 7$) in COSTAL II. For larvae in flexion it was 3.41 ± 1.07 ($n = 22$) and 2.91 ± 0.86 ($n = 32$) in sections I and II, respectively. The high nutritional condition of anchovy larvae indicates that the environmental characteristics observed in March in the study area would be appropriate for their growth and survival.

Key words: Nutritional condition, RNA/DNA ratio, growth, *Engraulis anchoita*, larvae.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la condición nutricional permite evaluar el estado fisiológico individual de las larvas de peces, que es reflejo de la situación ambiental a la que han estado expuestas. Representa un instrumento útil para determinar dicho estado en distintos ambientes y por consiguiente para determinar zonas de crianza favorables. Además, brinda herramientas para el manejo integral de una población sometida a explotación pesquera, aportando información que podría ser útil para establecer áreas restringidas o períodos de veda (Díaz et al. 2011). Diferentes índices han sido desarrollados para evaluar la condición nutricional en larvas de peces a nivel individual, tisular y celular (Ferron y Leggett 1994). Estos índices operan a diferente escala temporal, siendo el celular el más sensible a cambios ambientales a corto plazo y el individual el que brinda una información más integrada de la influencia ambiental sobre los cambios fisiológicos en las últimas semanas. El índice ARN/ADN es un indicador ecofisiológico muy utilizado en la actualidad, que brinda información acerca del estado fisiológico de las larvas en una escala temporal de horas, dado que provee una medida de la capacidad de biosíntesis celular. El principio teórico de utilizar la relación ARN/ADN es considerar que el número de células (y por lo tanto la cantidad de ADN) es virtualmente constante en células somá-

ticas, mientras que el ARN presente en los tejidos es directamente proporcional a la síntesis proteica (Bailey et al. 1995; Clemmesen et al. 1997; Díaz y Pájaro 2013).

El estudio del crecimiento diario de larvas de peces representa una herramienta complementaria a los índices de condición nutricional para determinar el estado fisiológico de los organismos y determinar la existencia de zonas favorables para la supervivencia larval dentro de las áreas de cría. El análisis de la microestructura de los otolitos es la metodología utilizada para este fin (Baumann et al. 2003; Brown et al. 2004). Dado que se ha reportado una influencia del crecimiento larval en el reclutamiento al *stock* de adultos por varios autores para distintas especies de peces marinos (Campana 1996; García et al. 2003; Takasuka et al. 2007), el estudio del crecimiento diario presenta un interés ecológico y pesquero.

La anchoíta, *Engraulis anchoita* (Hubbs y Marini, 1935), representa el recurso de mayor biomasa potencial en el Atlántico Sudoccidental. Sus altas densidades y amplia distribución la convierten en la especie pelágica de mayor importancia ecológica, cumpliendo un rol clave en las redes tróficas como alimento de varias especies de valor comercial del Mar Argentino (Angelescu 1982; Hansen 2000). Es posible distinguir al menos dos poblaciones de anchoíta en estas latitudes: la bonaerense, situada al norte de los 42° S frente a la Provincia de Buenos Aires; y la patagónica, en la región comprendida entre los 42° S y 46° S (Sánchez 1995). Las áreas de desove y

cría de estas poblaciones están relacionadas con regiones caracterizadas por discontinuidades oceanográficas de la plataforma argentina (Pájaro et al. 2008). La actividad reproductiva de la anchoíta se inicia en el mes de septiembre en el sector bonaerense y en octubre-noviembre se extiende hacia el sur, cuando comienza la puesta de la población patagónica, alcanzando su máximo en el mes de diciembre (Sánchez 1995; Sánchez y Ciechowski 1995).

Los objetivos de este trabajo fueron estimar la condición nutricional y el crecimiento diario de larvas de *E. anchoita* capturadas en los márgenes de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), mediante el índice ARN/ADN y el análisis de incrementos diarios en los otolitos, respectivamente. Dichas variables se analizaron espacialmente y los resultados se discutieron en relación con la disponibilidad de presas potenciales (densidad de larvas nauplii de copépodos) y la presencia de plancton gelatinoso como predadores y/o competidores de las larvas de anchoíta. Si bien parte de los resultados aquí presentados

(índice RDs y su índice derivado Gpf) han sido previamente reportados en Negri et al. (2016), en este estudio se realiza una reinterpretación de los mismos en relación con el crecimiento de las larvas de anchoíta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección de muestras

El material utilizado provino de una campaña de investigación en la ZCPAU, realizada entre el 26 y el 30 de marzo de 2014 a bordo del BIP “Capitán Oca Balda”, denominada “Ambiente y plancton en la Zona Común de Pesca en un escenario de Cambio Climático”. Se realizaron 12 estaciones de plancton distribuidas en dos transectas perpendiculares a la costa (Figura 1). En cada estación se obtuvieron, mediante arrastres oblicuos desde las cercanías del fondo hasta la superficie, muestras con red Bongo con malla de

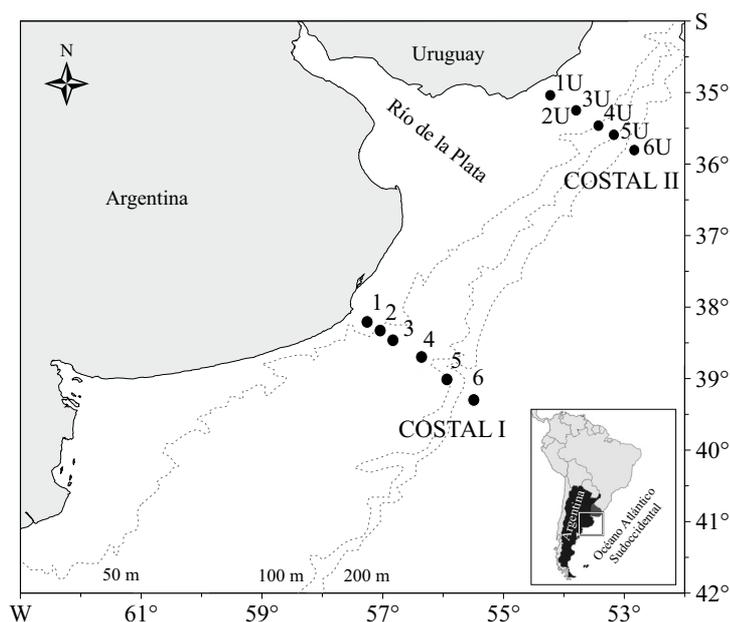


Figura 1. Distribución espacial de las estaciones de muestreo.
Figure 1. Spatial distribution of sampling stations.

300 μm de tamaño de poro, y Mini Bongo con malla de 67 μm . De las primeras, se separaron larvas destinadas al análisis de condición nutricional y crecimiento diario, que fueron congeladas a bordo en nitrógeno líquido y posteriormente conservadas a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su procesamiento. El remanente de la muestra se fijó en formaldehído al 5%, y se calcularon las abundancias de larvas y la presencia de plancton gelatinoso. Las muestras obtenidas con Mini Bongo se fijaron en formaldehído al 5% y se utilizaron para cuantificar la densidad de estadios larvales de copépodos (nauplii).

En cada estación oceanográfica se registraron datos de profundidad, conductividad y temperatura del mar en toda la columna de agua mediante la utilización de un CTD.

Procesamiento de las muestras

Las larvas fueron descongeladas en el laboratorio, se las fotografió y se midieron las longitudes estándar (LS) al micrómetro empleando el software Axio-Vision. A cada larva se le asignó un estadio de desarrollo de acuerdo con la talla y la flexión de la notocorda (Alheit et al. 1991). Se consideraron larvas en preflexión a las menores a 8 mm de LS, larvas en flexión a aquellas entre 8-12,9 y larvas en postflexión a las de longitudes mayores a 12,9 mm.

Se removieron las cabezas y conservaron en alcohol etílico 96%, mientras que el tronco larval fue liofilizado durante 24 h. Posteriormente, se determinó el peso seco del tronco al microgramo (PS) empleando una microbalanza Sartorius. Las muestras fueron conservadas a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su procesamiento.

Condición nutricional

Para la obtención de los índices ARN/ADN se utilizó el protocolo descrito por Caldarone et al. (2001), junto con las modificaciones de Diaz y Pájaro (2012), que se basa en la determinación de

las concentraciones de ácidos nucleicos por espectro-fluorescencia. Se procedió en primer lugar a la extracción de ácidos nucleicos mediante la lisis celular por medio de Sarcosil Tris EDTA 1% y agitación durante 1 h. Luego se llevó a cabo una centrifugación durante 15 min a 13.400 rpm. Del sobrenadante obtenido de cada larva se tomaron 100 μl , que se llevaron a un volumen de 1.000 μl agregando 850 μl de Tris EDTA Buffer y 50 μl de Bromuro de Etidio (0,1 mg ml^{-1}), como fluorocromo. Las determinaciones se realizaron empleando un espectro-fluorómetro Perkin Elmer (Ex: 360 nm y Em: 590 nm). Se registraron dos lecturas para cada larva: una inicial correspondiente a ácidos nucleicos totales, y otra posterior correspondiente al ADN luego del agregado de 50 μl de enzima ARNasa (RNasa A de páncreas bovino Sigma R 6513) en una concentración de 20 U ml^{-1} e incubación durante 30 min a $42\text{ }^{\circ}\text{C}$. La diferencia entre estas dos lecturas corresponde a la cantidad de ARN presente en cada una de las larvas. La fluorescencia endógena (antes de la adición de bromuro de etidio) resultó insignificante, por lo que no se consideró en cálculos de concentraciones de ácidos nucleicos. De acuerdo con estudios previos realizados empleando larvas de la misma especie (Olivar et al. 2009; Diaz et al. 2011), asumimos que la fluorescencia residual era insignificante por lo que el paso que incluye una digestión por medio de DNasa fue eliminado en las rutinas de laboratorio.

Para la determinación de la concentración de ácidos nucleicos a partir de las fluorescencias obtenidas, se realizaron interpolaciones de una curva de calibración elaborada previamente a partir de concentraciones conocidas de ADN (ADN lambda, digerido con Hind III, Roche 10236250001) y ARN (ARN 16S-23S de *Escherichia coli*, Roche 10206938001) crecientes dentro de un rango apropiado. Esta curva se realizó diariamente, previo a la medición de fluorescencia de las larvas, para disminuir posibles errores instrumentales asociados al ambiente. A partir de las concentraciones de ADN y ARN obtenidas se realizó el cociente

ARN/ADN (RD) para cada larva. La relación promedio entre las pendientes de ADN y ARN de las curvas de calibración fue de 2,69. Todos los valores RD fueron estandarizados (RDs) de acuerdo con el procedimiento descrito por Caldarone et al. (2006), utilizando el valor de pendiente de referencia de 2,4. A su vez, se estimó la tasa de crecimiento (G) para cada larva mediante el modelo RDs-T-G desarrollado por Buckley et al. (2008):

$$G = 0,145 \times \text{RDs} + 0,0044 \times T \times \text{RDs} - 0,078$$

donde G es la tasa de crecimiento instantáneo y T es la temperatura medida en el sitio de muestreo. En este caso se utilizó la temperatura a 5 m de profundidad por considerarla representativa del hábitat de las larvas de anchoíta.

La performance de crecimiento (Gpf) es el cociente entre la tasa de crecimiento observada y la tasa de crecimiento alcanzada por cada larva bajo condiciones óptimas del ambiente y alimentación (Gmax). Dicho cociente proporciona una medida objetiva de la condición larvaria (Buckley et al. 2008). Debido a la falta de un modelo de Gmax para *E. anchoita*, las tasas de crecimiento de las larvas se compararon con una tasa de crecimiento de referencia (Gref) de acuerdo con Houde y Zastrow (1993), quienes establecieron un modelo multiespecífico basado en 80 especies marinas y estuarinas criadas bajo condiciones óptimas de temperatura:

$$G_{ref} = 0,0106 \times T - 0,0203$$

De este modo, los valores de la performance de crecimiento mayores a uno (Gpf > 1) indican una tasa de crecimiento superior a la obtenida bajo condiciones óptimas.

Análisis de los otolitos

De cada cabeza conservada en alcohol etílico 96% se extrajeron los otolitos *saggitae* bajo lupa, se montaron en un medio transparente y se seca-

ron durante 48 h hasta el análisis de la microestructura. La observación en microscopio óptico se realizó en el máximo aumento (1.000 X) con aceite de inmersión. Se determinó la edad de cada individuo, contando los incrementos de crecimiento diario a lo largo del eje mayor del otolito, desde el núcleo hasta el borde. El dato de edad (N° de incrementos diarios) se consideró válido cuando las diferencias entre los otolitos del mismo par eran menores al 10%. Las mediciones se realizaron con un software de procesamiento digital de imágenes (Brown et al. 2008). Se ajustó un modelo lineal a los datos largo-edad mediante el método de cuadrados mínimos; la pendiente de la regresión se interpretó como la tasa de crecimiento promedio de todos los ejemplares. Complementariamente, y para obtener otro indicador reciente de la condición de las larvas, se determinó el crecimiento de los otolitos a partir de la medición de los espesores de los últimos tres incrementos completamente formados (EM3) (Leonarduzzi et al. 2010), y se calculó una media con su desvío para cada organismo.

Análisis estadístico

Los valores medios de RDs, Gpf y EM3 se compararon entre ambas transectas (COSTAL I y II) y entre estaciones dentro de cada transecta. Las comparaciones se realizaron mediante un ANCOVA para cada variable, utilizando la talla de las larvas como covariable, para evitar diferencias estadísticas artificiosas debidas a efectos ontogénicos.

RESULTADOS

En general, la temperatura del mar en la superficie y en el fondo disminuyó desde la costa hacia el talud, excepto en los registros de superficie de las estaciones sobre la plataforma de la COSTAL II, donde varió alrededor de los 21 °C

(Figura 2 A y B). En la COSTAL I, la temperatura superficial disminuyó desde 18,9 °C en la costa hasta 12 °C en el talud; mientras que la salinidad fue superior a 33,85 en toda la columna de agua de las estaciones costeras. Por otra parte, registros de salinidad inferiores a 32 fueron obtenidos en aguas superficiales de las estaciones 1U a 5U, incrementándose desde la costa hacia mayores profundidades (COSTAL II); valores que se repitieron en el fondo de las estaciones menos profundas (1U a 3U). Las secciones verticales de la COSTAL II (Figura 2 A y C) mostraron, en las estaciones de menor profundidad, la presencia de agua superficial de baja salinidad proveniente del Río de la Plata; en la plataforma media (4U y 5U), la extensión subsuperficial de Agua Subantártica; y al este del borde superior del talud (6U), aguas de origen subtropical con altas temperaturas y salinidad. En la COSTAL I

se evidenció el predominio de Agua Subantártica de Plataforma (Lucas *et al.*, 2005), con un mínimo relativo de salinidad en la plataforma central (estación 4), flanqueado por aguas de salinidad relativamente alta, superior a 33,85 en las estaciones costeras (1 a 3) y en las cercanas al talud (5 y 6) (Figura 2 B y D).

Se detectó la presencia de larvas de anchoíta en 8 de las 12 estaciones estudiadas (Tabla 1). Se estudió la condición nutricional de las larvas recolectadas en las seis estaciones oceanográficas en las que se pudo coleccionar y congelar suficiente material. Los valores obtenidos para las relaciones RDs y Gpf de las larvas mostraron evidencias de una buena condición nutricional en el área de estudio. Se observó una correlación positiva entre el índice RDs y la talla de los ejemplares (coeficiente de correlación de Pearson $r = 0,26$; $p < 0,001$; Figura 3). Por este motivo, se muestran los

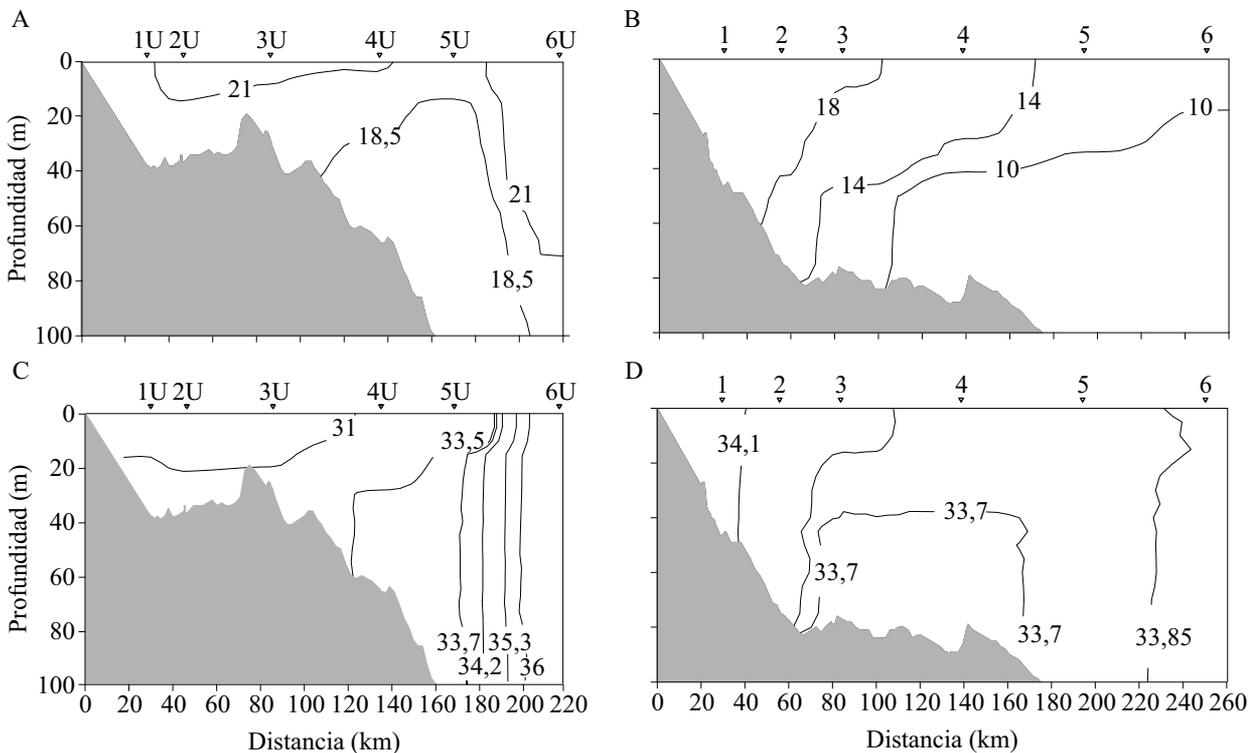


Figura 2. Distribución vertical de temperatura y salinidad en las secciones COSTAL II (A y C) y COSTAL I (B y D).
 Figure 2. Vertical distribution of temperature and salinity in sections COSTAL II (A and C) and COSTAL I (B and D).

Tabla 1. Valores medios de la densidad de larvas de anchoíta ($L\ anch\ m^{-3}$), relación ARN/ADN estandarizada (RDs), performance de crecimiento (Gpf), media del espesor (mm) de los últimos tres incrementos diarios (EM3), rangos de fecha de eclosión, densidad de larvas nauplii de copépodos (nauplii m^{-3}) y presencia de zooplancton gelatinoso (+).

Table 1. Mean values of anchovy larvae density ($L\ anch\ m^{-3}$), standardized RNA/DNA ratio (RDs), growth performance (Gpf), mean thickness (mm) of the last three daily increments (EM3), hatching date ranges, density of copepods nauplii larvae (nauplii m^{-3}) and presence of shelly zooplankton (+).

Estación	$L\ anch\ m^{-3}$	RDs	Gpf	EM3	Fecha de eclosión	Nauplii m^{-3} *	Presencia gelatinoso
1	4,92	2,70	1,03	2,38 ± 0,92	13/03-23/03	4.301	
2	1,33	1,98	0,64	1,63 ± 0,39	21/03-23/03	1.532	
3	6,53	2,77	1,06	1,59 ± 0,32	13/03-23/03	67	+
4	1,55	3,17	1,28	1,47 ± 0,34	15/03-21/03	486	+
5	0,02					4.560	+
3U	0,07					330	
4U	0,43	2,93	1,16	2,37 ± 0,58	02/03-21/03	3.605	
5U	3,18	3,00	1,20	2,68 ± 0,69	24/02-21/03	1.236	

*Datos publicados en Negri et al. (2016) y Cepeda et al. (en evaluación).

valores medios para cada estadio de desarrollo larval (Figura 4 A). Los resultados del ANCOVA no evidenciaron diferencias significativas entre las estaciones oceanográficas ($F = 0,45$; $p = 0,81$; coeficiente de correlación con LS = 0,18; $p = 0,002$) ni entre las secciones COSTAL I y II ($F = 0,98$; $p = 0,32$; coeficiente de correlación con LS = 0,18; $p = 0,001$).

Los índices RDs correspondientes a las larvas en preflexión de la COSTAL II y la COSTAL I fueron respectivamente $2,92 \pm 1,22$ ($n = 7$) y $2,53 \pm 1,29$ ($n = 53$). Asimismo, las larvas en flexión alcanzaron valores de $2,91 \pm 0,86$ ($n = 32$) en la sección II y $3,41 \pm 1,07$ ($n = 22$) en la sección I.

Los valores medios de la relación Gpf resultaron mayores a 1, exceptuando las larvas en preflexión de la estación 2 de la COSTAL I (Tabla 1; Figura 4 B). De acuerdo con el ANCOVA, no se observaron diferencias significativas entre estaciones oceanográficas ($F = 0,42$; $p = 0,83$; coeficiente de correlación con LS = 0,10; $p = 0,002$) ni entre las secciones COSTAL I y II ($F = 0,89$; $p = 0,34$; coeficiente de correlación con LS = 0,10; $p = 0,001$).

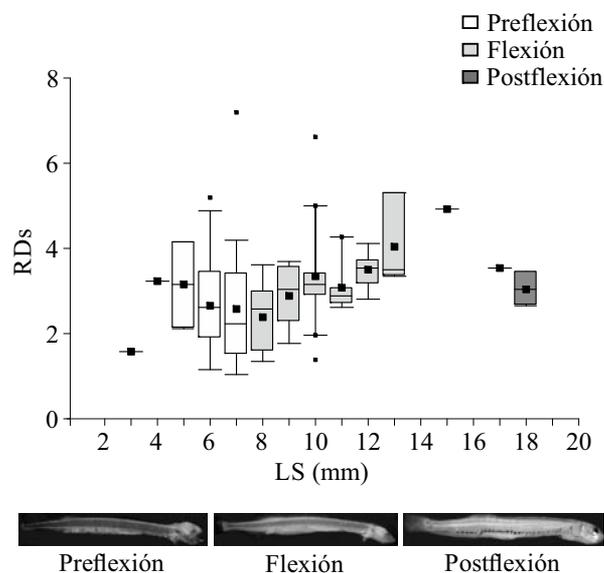


Figura 3. Gráfico *Boxplot* de la relación ARN/ADN estandarizada (RDs) en función de la longitud estándar (LS) para larvas de *Engraulis anchoita*. Se indica el estadio de desarrollo larval. Modificado de Negri et al. (2016).

Figure 3. *Boxplot* of the standardized RNA/DNA ratio (RDs) as a function of standard length (LS) for *Engraulis anchoita* larvae. The larval developmental stage is indicated. Modified from Negri et al. (2016).

Los datos largo estándar-edad se representan en un modelo lineal (Figura 5). La pendiente de la relación (valor promedio de la tasa de crecimiento larval) fue de 0,4 mm día⁻¹. La ordenada al origen fue de 4,1 mm, indicando la talla media de depósito del primer incremento diario en los otolitos (edad cero).

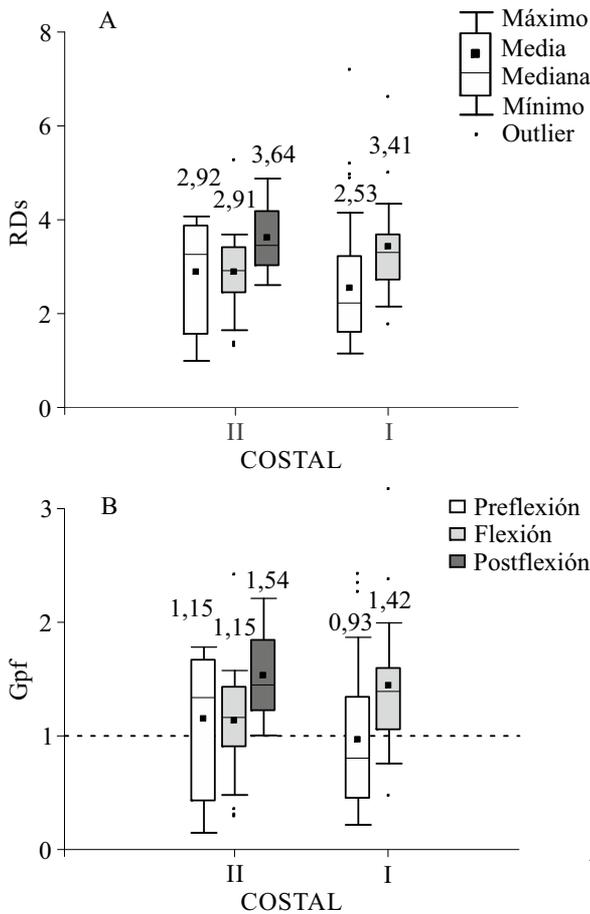


Figura 4. Gráfico *Boxplot* de (A) la relación ARN/ADN estandarizada (RDs) y (B) la performance de crecimiento (Gpf) para cada sección oceanográfica: COSTAL II y COSTAL I. Sobre las barras se indican los valores medios obtenidos para cada estadio larval de *Engraulis anchoita*. Tomado de Negri et al. (2016).

Figure 4. *Boxplot* of (A) the standardized RNA/DNA ratio (RDs) and (B) the growth performance (Gpf) for each oceanographic section: COSTAL II and COSTAL I. On the bars the mean values obtained for each larval stage of *Engraulis anchoita* are indicated. Taken from Negri et al. (2016).

Los valores medios de EM3 por larva se correlacionaron positivamente con la edad ($r = 0,68$; $p < 0,01$; Figura 6). Los valores medios de los espe-

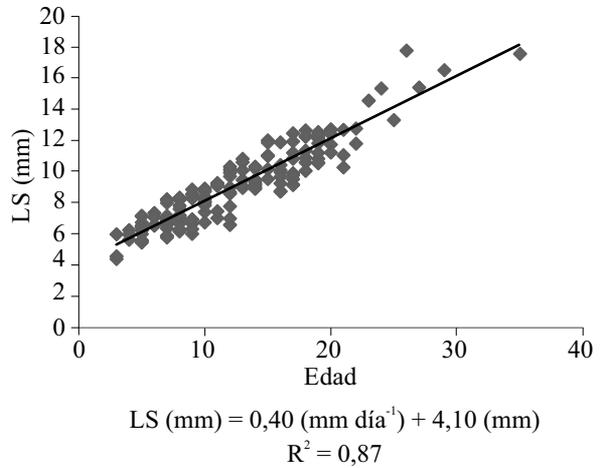


Figura 5. Modelo lineal ajustado a los datos longitud estándar (LS) versus edad (número de incrementos diarios) para las larvas de *Engraulis anchoita*.

Figure 5. *Linear model* fitted to standard length data (LS) vs. age (number of daily increments) for *Engraulis anchoita* larvae.

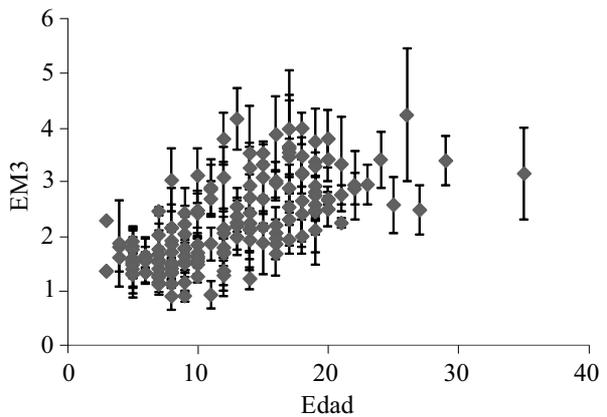


Figura 6. Valores medios del espesor de los últimos tres incrementos completos del otolito (EM3) con su desvío estándar en función de la edad (número de incrementos diarios) para las larvas de *Engraulis anchoita*.

Figure 6. Mean thickness values of the last three complete otolith increments (EM3) with their standard deviation as a function of age (number of daily increments) for *Engraulis anchoita* larvae.

sores para cada estadio fueron $1,60 \pm 0,48$ mm (preflexión), $2,58 \pm 0,81$ mm (flexión) y $3,17 \pm 0,80$ mm (postflexión).

No se hallaron diferencias significativas entre los espesores de los incrementos de los otolitos entre larvas de ambas transectas ($p = 0,11$). Sí se detectaron entre las estaciones 1 y 4 de la sección COSTAL I, donde los espesores más gruesos se observaron en la estación más costera (Tabla 2).

Al graficar los EM3 en función de los valores de RDs para cada organismo, no se halló una tendencia definida entre ambas técnicas (Figura 7). El índice RDs presentó un mayor espectro de valores,

mientras que el crecimiento del otolito exhibió un rango más acotado de variación.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos evidencian una buena condición nutricional de larvas de anchoíta en el área. No se observaron diferencias en la condición de las larvas colectadas en distintas zonas dentro del área de crianza al comparar entre los diferentes estadios de su desarrollo ontogenético.

Tabla 2. Análisis de covarianza (ANCOVA) correspondiente al espesor de los últimos tres incrementos del otolito (EM3) de larvas de *Engraulis anchoita* entre estaciones considerando la talla (LS) como covariante (A). Test de Tukey contrastando las estaciones analizadas (B).

Table 2. Covariance analysis (ANCOVA) corresponding to the thickness of the last three otolith increments (EM3) of *Engraulis anchoita* larvae between stations considering size (LS) as covariant (A). Tukey test comparing the stations analyzed (B).

A							
F.V.	SC	GL	CM	F	P	Coef.	
Modelo	58,67	6	9,78	35,97	< 0,0001		
Estación	7,87	5	1,57	5,79	0,0001		
LS (mm)	18,67	1	18,67	68,67	< 0,0001	0,19	
Error	41,32	152	0,27				
Total	99,99	158					

B

Estación	Medias	N	E.E.	
4	1,66	14	0,14	A
3	2,04	39	0,10	AB
4U	2,22	10	0,17	AB
2	2,31	2	0,38	AB
5U	2,34	76	0,07	AB
1	2,57	18	0,12	B

Test de Tukey: Alfa = 0,05, DMS = 0,75, Error = 0,27, GL = 152. Las letras mayúscula diferentes indican medias significativamente diferentes ($p > 0,05$).

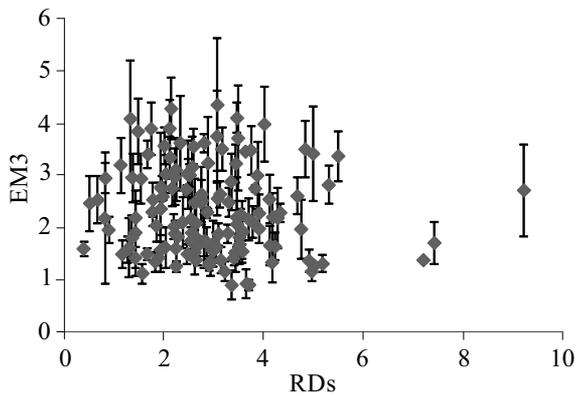


Figura 7. Valores medios del espesor de los últimos tres incrementos completos del otolito (EM3) con su desvío estándar en función del índice de condición nutricional ARN/ADN (RDs) para las larvas de *Engraulis anchoita*.

Figure 7. Mean thickness values of the last three complete otolith increments (EM3) with their standard deviation as a function of the nutritional condition index RNA/DNA (RDs) for *Engraulis anchoita* larvae.

Los valores obtenidos fueron similares a los registrados para esta especie en estudios previos realizados en verano (Clemmesen et al. 1997; Diaz et al. 2016), aunque algo menores que los registrados durante la primavera (Diaz et al. 2011) (Tabla 3). Los valores de Gpf, que proporcionan una medida objetiva de la condición larvaria, fueron en general mayores a uno, indicando una tasa de crecimiento mayor a la obtenida bajo condiciones óptimas. Esto indica que las condiciones del área estudiada serían óptimas en cuanto a la disponibilidad de alimento. Sustenta esta idea el hecho que los valores medios obtenidos para la relación RDs resultaron muy superiores a los obtenidos para larvas del Género *Engraulis* sometidas a condiciones de inanición (Kono et al. 2003).

Es sabido que las larvas de peces que cuentan con una disponibilidad de presas en calidad y cantidad se garantizan una mayor tasa de crecimiento y una condición nutricional mejor (Zenitani et al. 2007). Diaz et al. (2016) detectaron una relación positiva entre el índice RDs y la abundancia de nauplii de copépodos, y una rela-

ción negativa entre dicho índice y el volumen de zooplancton gelatinoso. Las larvas de crustáceos de pequeña talla, principalmente de copépodos, se registran en la bibliografía como alimento de los primeros estadios de *E. anchoita* en la población bonaerense (Viñas y Ramírez 1996; Sato et al. 2011). En referencia al plancton gelatinoso, es considerado un depredador de las larvas de peces (Alvariño 1985; Purcell 1985, 1991), principalmente sobre aquellas que se encuentran en peor condición nutricional y con menor capacidad de escape. Adicionalmente, pueden existir otras relaciones tróficas entre plancton gelatinoso y larvas de peces, como la competencia por alimento y espacio (Purcell y Arai 2001). Una abundancia alta de zooplancton gelatinoso podría dificultar la obtención del alimento de las larvas de *E. anchoita*, disminuyendo así su condición nutricional. En este estudio se observó una baja densidad de larvas nauplii de copépodos en coincidencia con altos índices RDs y la presencia de zooplancton gelatinoso (estaciones 3 y 4; Tabla 1). Esto podría sugerir que las larvas de anchoíta se alimentan en esas estaciones de otras presas. Viñas y Ramírez (1996) han demostrado que las larvas de anchoíta pueden alimentarse también, aunque en menor medida, de huevos de copépodos, tintínidos, dinoflagelados, larvas de moluscos y diatomeas. Se requerirán futuros estudios de las relaciones tróficas en el área de estudio para establecer las tramas tróficas que involucran a las larvas de anchoíta. Con este fin, se planea realizar un estudio de isótopos estables de C y N como marcadores nutricionales.

Los resultados de edad y crecimiento diario de las larvas de anchoíta de este trabajo fueron similares a los registrados en estudios previos (Leonarduzzi et al. 2010; Brown et al. 2013). Dichos autores estimaron tallas de depósito del primer incremento alrededor de 4 mm y valores promedio de tasa de crecimiento de $0,4 \text{ mm día}^{-1}$. Las diferencias detectadas entre las estaciones 1 y 4 dentro de la COSTAL I serían coincidentes con la

Tabla 3. Valores medios obtenidos en distintos estudios de la relación ARN/ADN (RD) empleando larvas del Género *Engraulis*. Se indica el tipo de estudio, la especie y el estadio de desarrollo ontogénico. Tomado de Negri et al. (2016).

Table 3. Mean values obtained in different studies of the RNA/DNA ratio (RD) employing larvae of the *Engraulis* Genus. The type of study, species and stage of ontogenic development are indicated. Taken from Negri et al. (2016).

Publicación	Estudio	RD	Especie	Estadio de desarrollo
Kono <i>et al.</i> (2003)	Laboratorio Inanición	0,5	<i>Engraulis japonicus</i>	Preflexión
Clemmesen <i>et al.</i> (1997)	<i>In situ</i>	2-3	<i>Engraulis anchoita</i> (Brasil)	Flexión
	Fin de primavera	2-3	<i>Engraulis anchoita</i> (patagonia)	Preflexión
Kanstinger y Peck (2009)	<i>In situ</i>	3	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Preflexión
Díaz <i>et al.</i> (2011)	<i>In situ</i>	4,5	<i>Engraulis anchoita</i> (bonaerense)	Preflexión
	Primavera			
Díaz <i>et al.</i> (2016)	<i>In situ</i>	2,4	<i>Engraulis anchoita</i> (patagonia)	Preflexión
	Verano			
Este trabajo	<i>In situ</i> Otoño	2,6	<i>Engraulis anchoita</i> (ZCPAU)	Preflexión

mayor temperatura y disponibilidad de alimento cerca de la costa. La ausencia de variaciones entre secciones con respecto a los EM3 es coincidente con la homogeneidad entre los valores de RDs y Gpf entre ambas secciones.

Diversos estudios han demostrado que el efectivo bonaerense de anchoíta encuentra en esta zona, principalmente durante la primavera, condiciones apropiadas para su reproducción (Bakun y Parrish 1991; Sánchez y Ciechomski 1995; Pájaro et al. 2008) así como también para el crecimiento y la supervivencia de sus larvas (Bakun y Parrish 1991; Bakun 1996). Apoyando estas hipótesis, en este trabajo hemos observado que la condición nutricional de las larvas de anchoíta fue buena en todas las estaciones de muestreo en las que se detectó la presencia de larvas, indicando que las características ambientales en el mes de marzo serían también apropiadas para el crecimiento y supervivencia de las mismas.

Estudiando el crecimiento diario de larvas de anchoíta del área del frente térmico de marea del

litoral patagónico, Brown y Do Souto (2016) observaron un crecimiento más rápido de los ejemplares provenientes de una zona frontal, con respecto a la zona de aguas homogéneas. Dichos autores relacionaron este fenómeno con una mayor abundancia de zooplancton alimento de las larvas. Mediante el análisis de la condición nutricional de las larvas de la misma campaña empleada por Brown y Do Souto (2016), Díaz et al. (2016) detectaron mayores valores de las tasas ARN/ADN en los ejemplares provenientes de la zona frontal. De esta forma, dos metodologías diferentes (la condición nutricional y el análisis de los otolitos) describirían un mismo fenómeno.

La importancia de este tipo de estudios radica en que permite determinar la existencia de zonas favorables para el crecimiento y la supervivencia de las larvas, brindando herramientas para el manejo integral de una población sometida a explotación pesquera. Si bien *E. anchoita* constituye un recurso poco explotado en la actualidad, presenta una gran potencialidad pesquera para el

futuro (Pastous Madureira et al. 2009). Por otra parte, en 2011 se concretó la certificación de la pesquería de la población bonaerense de anchoíta (Acta N° 31/2011 del Consejo Federal Pesquero), y actualmente se discute su importancia como especie piloto para aplicar el enfoque ecosistémico en el manejo pesquero. Estos hechos refuerzan la necesidad de realizar estudios interdisciplinarios tendientes a profundizar los conocimientos sobre esta especie.

CONCLUSIONES

Tanto el análisis de la microestructura de los otolitos como la condición nutricional evidenciaron resultados similares en referencia a la homogeneidad espacial.

La mayoría de los individuos analizados estuvieron en buena condición nutricional. Esto favorecería la supervivencia de las larvas de anchoíta en el área.

La condición nutricional de las larvas y el crecimiento de los otolitos se correlacionaron positivamente con la talla de los ejemplares. Por consiguiente, es importante considerar la ontogenia de las larvas al momento de realizar comparaciones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su gratitud a María Delia Viñas y Georgina Cepeda por los datos de densidades de larvas nauplii de copépodos, al personal perteneciente al Proyecto "Dinámica del Plancton marino y Cambio Climático" por todo tipo de colaboración brindada durante las campañas de investigación y el procesamiento del material empleado, a las autoridades del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) y al personal embarcado. Contribución INIDEP N° 2159.

BIBLIOGRAFÍA

- ALHEIT J, CIECHOMSKI JD, DJURFELDT L, EBEL C, EHRLICH MD, ELGUE JC, MANTERO G, MATSUURA Y, MIANZAN HW, NELLEN W, ET AL. 1991. SARP Studies on Southwest Atlantic anchovy, *Engraulis anchoita*, off Argentina, Uruguay and Brasil. ICES Council Meeting papers. Copenhagen. L:46. 80 p.
- ALVARIÑO A. 1985. Las surgencias en la región de California-Baja California: Relaciones con el zooplancton y poblaciones de *Engraulis mordax* (pisces). Invest Mar. 2: 81-102.
- ANGELESCU V. 1982. Ecología trófica de la anchoíta del Mar Argentino (*Engraulidae*, *Engraulis anchoita*). Parte II. Alimentación, comportamiento y relaciones tróficas en el ecosistema. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 409. 83 p.
- BAILEY KM, CANINO MF, NAPP JN, SPRING SM, BROWN AL. 1995. Contrasting years of prey level, feeding conditions, and mortality of larval walleye Pollock *Theragra chalcogramma* in the western Gulf of Alaska. Mar Ecol Prog Ser. 119: 11-23.
- BAKUN A. 1996. Patterns in the ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California: University of California Sea Grant. La Paz: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 323 p.
- BAKUN A, PARRISH RH. 1991. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the anchovy (*Engraulis anchoita*) of the Southwestern Atlantic. ICES J Mar Sci. 48: 343-361.
- BAUMANN H, PEPIN P, DAVIDSON F, MOWBRAY F, SCHNACK D, DOWER J. 2003. Reconstruction of environmental histories to investigate patterns of larval radiated shanny (*Ulvaria subbifurcata*) growth and selective survival in a large bay of Newfoundland. ICES J Mar Sci. 60: 243-258.

- BROWN DR, DO SOUTO M. 2016. Variaciones espaciales en el crecimiento diario de larvas de *Engraulis anchoita* en Patagonia. Influencia del frente de marea. Inf Invest INIDEP N° 22/2016. 15 p.
- BROWN DR, BURATTI C, LEONARDUZZI E. 2008. Incrementos diarios en otolitos de juveniles de *Engraulis anchoita* provenientes del stock bonaerense. Inf Invest INIDEP N° 66/2008. 5 p.
- BROWN DR, LEONARDUZZI E, MACHINANDIARENA L. 2004. Age, growth and mortality of hake larvae (*Merluccius hubbsi*) in the north Patagonian shelf. Sci Mar. 68: 273-283.
- BROWN DR, LEONARDUZZI E, AVERBUJ A, LIVORE JP. 2013. Variación temporal de la abundancia de huevos y larvas de *Engraulis anchoita* en el litoral Norpatagónico entre enero y abril de 2001. Crecimiento y mortalidad larval. Rev Invest Desarr Pesq. 23: 175-192.
- BUCKLEY LJ, CALDARONE EM, CLEMMESSEN C. 2008. Multi-species larval fish growth model based on temperature and fluorometrically derived RNA/DNA ratios: results from a meta-analysis. Mar Ecol Prog Ser. 371: 221-232.
- CALDARONE EM, CLEMMESSEN CM, BERDALET E, MILLER TJ, FOLKVORD A, HOLT GJ, OLIVAR MP, SUTHERS IM. 2006. Intercalibration of four spectrofluorometric protocols for measuring RNA/DNA ratios in larval and juvenile fish. Limnol Oceanogr Methods. 4: 153-163.
- CALDARONE EM, WAGNER M, ST. ONGE-BURNS J, BUCKLEY LJ. 2001. Protocol and guide for estimating nucleic acids in larval fish using a fluorescence microplate reader. Northeast Fisheries Science Center Reference Documents. 11. 22 p.
- CAMPANA SE. 1996. Year class strength and growth rate in young Atlantic cod *Gadus morhua*. Mar Ecol Prog Ser. 135: 21-26.
- CLEMMESSEN CM, SÁNCHEZ RP, WONGTSCHOWSKI C. 1997. A regional comparison of nutritional condition of SW Atlantic anchovy larvae (*Engraulis anchoita*) based on RNA/DNA ratios. Arch Fish Mar Res. 45: 17-43.
- DIAZ MV, PÁJARO M. 2012. Protocolo para la determinación de ácidos nucleicos en larvas de peces. Inf Invest INIDEP N° 20/2012. 9 p.
- DIAZ MV, PÁJARO M. 2013. Estudio de la condición nutricional de larvas de la población bonaerense de anchoíta (*Engraulis anchoita*) en relación con las características hidrográficas del área de crianza. Rev Invest Desarr Pesq. 23: 107-127.
- DIAZ MV, PÁJARO M, OLIVAR MP, MARTOS P, MACCHI GJ. 2011. Nutritional condition of Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, larvae in connection with nursery ground properties. Fish Res. 109: 330-341.
- DIAZ MV, DO SOUTO M, PERALTA M, PÁJARO M, SPINELLI M, SARACENO M, BALESTRINI C, CAPITANIO F. 2016. Comer o ser comido: factores que determinan la condición nutricional de larvas de *Engraulis anchoita* de la población patagónica de la especie. Ecología Austral. 26: 120-133.
- FERRON A, LEGGETT WC. 1994. An appraisal of condition measures for marine fish larvae. Adv Mar Biol. 30: 217-303.
- GARCÍA A, CORTÉS D, RAMÍREZ T, GIRÁLDEZ A, CARPENA A. 2003. Contribution of larval growth rate variability to the recruitment of the Bay of Málaga anchovy (SW Mediterranean) during 2000-2001 spawning seasons. Sci Mar. 67: 477-490.
- HANSEN JE. 2000. Anchoíta (*Engraulis anchoita*). En: BEZZI S, AKSELMAN R, BOSCHI EE, editores. Síntesis del estado actual de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con la actualización de 1999. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 205-216.
- HOUDE ED, ZASTROW CE. 1993. Ecosystem- and taxon-specific dynamic and energetics properties of larval fish assemblages. Bull Mar Sci. 53: 290-335.
- KANSTINGER P, PECK MA. 2009. Co-occurrence of European sardine (*Sardina pilchardus*), an-

- chovy (*Engraulis encrasicolus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) larvae in southern North Sea habitats: Abundance, distribution and biochemical-based condition. *Sci Mar*. 73: 141-152.
- KONO N, TSUKAMOTO Y, ZENITANI H. 2003. RNA:DNA ratio for diagnosis of the nutritional condition of Japanese anchovy *Engraulis japonicus* larvae during the first-feeding stage. *Fish Sci*. 69: 1096-1102.
- LEONARDUZZI E, BROWN DR, SÁNCHEZ R. 2010. Seasonal variations in the growth of anchovy larvae (*Engraulis anchoita*) on the Argentine coastal shelf. *Sci Mar*. 74: 267-274.
- LUCAS A, GUERRERO R, MIANZAN H, ACHA M, LASTA C. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). *Estuar Coast Shelf Sci*. 65: 405-420.
- NEGRI R, MOLINARI G, CARIGNAN M, ORTEGA L, RUIZ MG, COZZOLINO E, CUCCHI-COLLEONI D, LUTZ V, COSTAGLIOLA M, GARCÍA A, ET AL. 2016. Ambiente y Plancton en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay en un escenario de cambio climático (marzo, 2014). *Frete Marit*. 24: 251-316.
- OLIVAR MP, DIAZ MV, CHÍCHARO MA. 2009. Tissue effect on RNA:DNA ratios of marine fish larvae. *Sci Mar*. 73: 171-182.
- PÁJARO M, MARTOS P, LEONARDUZZI E, MACCHI GJ, DIAZ MV, BROWN D. 2008. Estrategia de puesta de la anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay. *Inf Téc Of INIDEP* N° 11/2008. 14 p.
- PASTOUS MADUREIRA LS, CASTELLO JP, PRENTICE-HERNÁNDEZ C, QUEIROZ MI, ESPÍRITO SANTO ML, RUIZ WA, RAGGI ABDALLAH P, HANSEN J, BERTOLOTTI MI, MANCA E, ET AL. 2009. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoíta (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. En: HASAN MR, HALWART M, editores. *Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. N° 518. p. 269-287.
- PURCELL JE. 1985. Predation on fish eggs and larvae by pelagic cnidarians and ctenophores. *Bull Mar Sci*. 37: 739-755.
- PURCELL JE. 1991. A review of cnidarians and ctenophores feeding on competitors in the plankton. *Hydrobiologia*. 216/217: 335-342.
- PURCELL JE, ARAI MN. 2001. Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. *Hydrobiologia*. 451: 27-44.
- SÁNCHEZ RP. 1995. Patrones de distribución espacio-temporal de los estadios embrionarios y larvales de la anchoíta (*Engraulis anchoita* Hubbs y Marini) a micro y macroescala, su relación con la supervivencia y el reclutamiento [tesis de doctorado]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 672 p.
- SÁNCHEZ RP, CIECHOMSKI JDD. 1995. Spawning and nursery grounds of pelagic fish species in the sea-shelf off Argentina and adjacent areas. *Sci Mar*. 59: 455-478.
- SATO NE, HERNÁNDEZ D, 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: 16-24.
- TAKASUKA A, OOEKI Y, AOKI I. 2007. Optimal growth temperature hypothesis: Why do anchovy flourish and sardine collapse or vice versa under the same ocean regime? *Can J Fish Aquat Sci*. 64: 768-776.
- VIÑAS MD, RAMÍREZ FC. 1996. Gut analysis of first-feeding anchovy larvae from Patagonian spawning area in relation to food availability. *Arch Fish Mar Res*. 43: 231-256.
- ZENITANI H, KONO N, TSUKAMOTO Y. 2007. Relationship between daily survival rates of larval Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) and concentrations of copepod nauplii in the Seto Inland Sea, Japan. *Fish Oceanogr*. 16: 473-478.

Recibido: 07-07-2017

Aceptado: 07-03-2018

MONITOREO DEL VIRUS DEL SINDROME DE LA MANCHA BLANCA (WSSV) EN MUESTRAS DE LANGOSTINO (*Pleoticus muelleri*) DURANTE LOS AÑOS 2010 A 2014 EN LA ARGENTINA

VERÓNICA JURQUIZA¹, JUAN DE LA GARZA, GABRIELA ANDREOLI y PAULA MORIONDO DANOVARO
Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina
¹correo electrónico: jurquiza@inidep.edu.ar

RESUMEN. La pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*), una de las más importantes del Mar Argentino, superó en 2016 el 50% del valor total de las exportaciones pesqueras. La implementación y desarrollo de controles sanitarios son requisitos del comercio internacional. Entre los patógenos que afectan a los crustáceos se encuentra el virus del síndrome de la mancha blanca (*White spot syndrome virus*: WSSV) y, según lo establecido por la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE), la enfermedad es de declaración obligatoria. Debido a la necesidad de contar con datos científicos para establecer el estado sanitario del recurso respecto del WSSV, el objetivo del presente trabajo fue relevar en forma continua la infección viral en langostinos salvajes. Se trabajó con muestras capturadas durante 2010-2014 en áreas cercanas a puerto Rawson y el Golfo San Jorge. El total de 506 ejemplares analizados con la técnica de PCR anidada utilizando el Kit Comercial IQ2000TM WSSV, método validado por la OIE, resultaron negativos al virus. Se concluye que en los cinco años de monitoreo continuo no se evidenció presencia de WSSV en langostino. Este estudio ofrece una base de datos científicos que ayudaría a garantizar la calidad sanitaria y el comercio internacional de esta pesquería de interés comercial en la Argentina. Además, proporciona herramientas que permitirán proteger el producto ante posibles sanciones y barreras comerciales innecesarias.

Palabras clave: Virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV), langostino, *Pleoticus muelleri*, controles sanitarios, Rawson, Golfo de San Jorge, Argentina.

MONITORING OF THE WHITE SPOT SYNDROME VIRUS (WSSV) IN ARGENTINE RED SHRIMP (*Pleoticus muelleri*) SAMPLES DURING 2010-2014 IN ARGENTINA

ABSTRACT. Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery, one of the most important in the Argentine Sea, exceeded in 2016 50% of the total value of fishing exports. The implementation and development of health controls are requirements of international trade. Among the pathogens that affect crustaceans is the White spot syndrome virus (WSSV) and, according to the World Organisation for Animal Health (OIE), it is a mandatory reportable disease. Due to the need to count on scientific information to establish the sanitary state of the resource with respect to WSSV, the aim of this work was to continuously monitor the viral infection in wild red shrimp. Samples caught in areas close to Rawson port and San Jorge Gulf during 2010-2014 were studied. The total of 506 specimens analyzed with the nested PCR technique using the IQ2000TM WSSV Commercial Kit, a method validated by the OIE, were virus negative. It is concluded that during the five years of continuous monitoring there was no evidence of WSSV in Argentine red shrimp. In this study a scientific data base that would help to guarantee the sanitary quality and international trade for said fishery of commercial interest in Argentina is offered. In addition, tools that would allow to protect the product against possible sanctions and unnecessary trade barriers are provided.

Key words: White spot syndrome virus (WSSV), Argentine red shrimp, *Pleoticus muelleri*, health controls, Rawson, San Jorge Gulf, Argentina.

INTRODUCCIÓN

La pesquería del langostino (*Pleoticus muelleri*) es una de las más importantes del Mar Argentino (Bertuche et al. 1999). La temporada de 2016 fue la cuarta consecutiva con un desembarque declarado que superó las 100.000 t (Fischbach y Bertuche 2017), constituyendo un nuevo récord en la historia. La industria pasó de exportar 44.978 t en 2008 a 160.742 t en 2016. Las exportaciones de langostino en 2016 superaron en valor los 1.000 millones de dólares, más del 50% del total de las exportaciones pesqueras. El principal destino de las exportaciones es España, luego China, Italia, Japón y Estados Unidos (SSPyA 2016).

La comercialización internacional requiere implementar y desarrollar controles sanitarios. La aparición de agentes patógenos en productos congelados destinados a exportación es causa de gran preocupación debido a que los mismos pueden infectar zonas libres de la enfermedad y, a la vez, limitar el acceso a los mercados internacionales (Roccamo et al. 2010; Costagliola et al. 2011).

El Código Sanitario para los Animales Acuáticos (Código Acuático) de la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE) establece las normas para mejorar la sanidad de los animales acuáticos y promover el comercio internacional seguro. Las autoridades competentes de los países importadores y exportadores deben remitirse a las normas sanitarias del Código Acuático durante las actividades de detección temprana, notificación y control de agentes patógenos. El Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (Acuerdo MSF) de la Organización Mundial del Comercio (OMC) reconoce formalmente el papel de la OIE como la organización normativa en el campo de la sanidad animal y las enfermedades zoonóticas.

La OIE publica dos códigos (Terrestre y Acuático) y dos Manuales (Terrestre y Acuático) que constituyen las principales referencias para los miembros de la OMC. En el citado código se incluyen los agentes patógenos y las enfermedades que se consideran objetivo según los siguientes criterios: que sea causa de pérdidas importantes de producción a nivel nacional o multinacional; que afecte negativamente a poblaciones de animales acuáticos salvajes, o bien que el agente causal tenga importancia para la salud pública. En 2005, se constituyó un grupo *ad hoc* que propuso una nueva lista de enfermedades que reunían los criterios mencionados y que entró en vigencia en 2006 (OIE 2016a).

El virus del síndrome de la mancha blanca (*White spot syndrome virus*: WSSV) es uno de los principales patógenos que afectan al camarón y otros crustáceos (Maeda *et al.*, 2000). La OIE ha indicado que la enfermedad causada por el WSSV, caracterizada por ser una infección de curso agudo y de rápida mortalidad, en caso de ocurrir, debe ser declarada obligatoriamente (Bustillo-Ruiz et al. 2009; OIE 2016a).

El WSSV recibe su nombre debido a que la infección puede inducir la disfunción del tegumento que resulta en la acumulación de sales de calcio dentro de la cutícula, dando lugar a manchas blancas. Otros signos de la enfermedad pueden ser: cambio de coloración a rojo en el cuerpo y apéndices, provocada por la expansión de los cromatóforos; letargo y reducción en el consumo de alimentos (Escobedo-Bonilla et al. 2008; Sánchez-Paz 2010).

Hasta la fecha, varios estudios han demostrado que existen múltiples vías de transmisión y potenciales reservorios (Chou et al. 1995; Sánchez-Paz 2010). La tasa de mortalidad puede llegar a ser del 100% en estanques de cultivo (Sahul et al. 2001). En la actualidad, no existen tratamientos terapéuticos disponibles para prevenir o reducir

los efectos de este virus y la vigilancia de esta enfermedad, como así también las diferentes metodologías implementadas para su detección, brindan apoyo y fortalecimiento a la industria y han sido fuertemente recomendadas (Bateman et al. 2012; Tsai et al. 2012).

El primer brote de WSSV fue reportado en Japón en granjas de cultivo durante 1992 y 1993 y aproximadamente al mismo tiempo fue descubierto en Taiwán, diseminándose rápidamente en toda la región asiática. En América, el primer caso se reportó en Texas en 1995 en una granja de cultivo de *Penaeus setiferus*; en 1999 se detectó en Panamá y posteriormente se dispersó a México, Nicaragua, Honduras, Costa Rica, Ecuador y Colombia (Lightner y Redman 1998; Lightner y Pantoja 2003; Hasson et al. 2006).

Varios métodos moleculares han sido desarrollados para la detección de este patógeno. El Manual Acuático de la OIE establece como métodos de elección la PCR (reacción en cadena de la polimerasa) anidada y la qPCR (reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real) mediante el uso de sondas de hidrólisis (OIE 2016b).

Actualmente, a través de la empresa GeneReach Biotechnology Corp., existe en el mercado el Kit de Diagnóstico IQ2000™ WSSV (2008), que consiste en un sistema de detección del WSSV mediante la técnica de PCR anidada. Este kit, de acuerdo con la Resolución N° 26/2013 de la OIE, se encuentra validado y apto para el diagnóstico de la Enfermedad de las Manchas Blancas (WSD, *White spot disease*, por sus siglas en inglés) en crustáceos, con las siguientes finalidades: certificar la ausencia de infección (< 10 viriones/reacción) en animales o productos destinados al comercio o el desplazamiento; confirmar el diagnóstico de casos sospechosos o clínicos y calcular la prevalencia de la infección para facilitar el análisis de riesgos.

En la Argentina, fue realizado un primer estudio de optimización de técnicas de detección de agentes virales en *P. muelleri* (Bate, 1988) en el estuario de Bahía Blanca, en el cual no fue detec-

tado el virus en las muestras analizadas (Roccamo et al. 2010). Por otro lado, ese mismo año Martorelli et al. (2010) mencionan lo que sería, sin confirmar, la primera detección de WSSV en crustáceos del Estuario de Bahía Blanca. Dicha situación afectó el comercio internacional de una de las principales especies de crustáceos explotadas comercialmente, el langostino del Mar Argentino y alertó a las autoridades nacionales del sector sanitario y pesquero sobre la necesidad de realizar monitoreos sistemáticos para contar con información científica acerca de la presencia o ausencia del WSSV en crustáceos del Mar Argentino.

Tanto el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) como el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), junto con la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de la Nación, llevaron adelante estudios epidemiológicos para evaluar el estado sanitario de las poblaciones silvestres de langostinos de la especie *P. muelleri*. Se presentaron informes y trabajos a congresos, no detectándose el WSSV en ninguno de los estudios realizados (SENASA 2011, 2013; Costagliola et al. 2011, 2013). Sin embargo, esta situación puso en evidencia la necesidad de realizar una vigilancia en un período de tiempo determinado, tal cual lo establece la OIE, para poder determinar el estado sanitario del langostino.

Teniendo en cuenta el contexto actual, el objetivo del presente trabajo fue realizar un monitoreo del WSSV en forma continua, durante un período de tiempo determinado, en langostinos silvestres provenientes del Golfo San Jorge y áreas aledañas a Rawson, con el fin de aportar datos científicos para asegurar la calidad sanitaria y el comercio internacional. Adicionalmente, se proveen herramientas para salvaguardar el producto ante posibles sanciones de los distintos mercados internacionales con respecto a este tema de sanidad animal, evitando la creación de barreras comerciales innecesarias.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en conjunto entre el Gabinete de Biología Molecular y Microbiología y el Programa “Pesquerías de Crustáceos”, dentro de la Dirección de Pesquerías de Invertebrados, Peces Pelágicos y Ambiente Marino del INIDEP. Se desarrolló teniendo en cuenta las recomendaciones internacionales del Código Sanitario y del Manual de Diagnóstico para los Animales Acuáticos de la OIE.

Durante los años 2010 a 2014 se realizaron seis muestreos de langostino capturados en áreas cercanas al puerto de Rawson y en el Golfo San Jorge, en el área comprendida entre 43° S y 47° S, al oeste de 63° W. En la Tabla 1 se detallan las características de cada muestreo y el número de ejemplares analizados. Se registró el número y ubicación de los lances de pesca, así como el sexo y la talla de los langostinos analizados. En todos los casos, se realizó una evaluación macroscópica de cada ejemplar, con el objeto de identificar signos clínicos de enfermedad. Posteriormente, luego de la captura, las muestras fueron conservadas en etanol 96% en recipientes individuales, hasta su

procesamiento en el Gabinete de Biología Molecular y Microbiología del INIDEP. En la Figura 1 se observa la localización de los lances de pesca de la flota costera comercial durante las fechas en que fueron obtenidas las muestras y en la Figura 2 se detallan los sitios de muestreo en las campañas de investigación, realizadas por los buques de investigación pesquera (BIPs) del INIDEP.

En la zona de Rawson se muestrearon ejemplares adultos machos y hembras en diferentes estadios de maduración (inmaduro, maduro y en reproducción), con una talla desde 32 a 53 mm por ejemplar. En el Golfo San Jorge se muestrearon, además, ejemplares juveniles.

Metodología

Se utilizó el Kit de diagnóstico IQ2000™ para la detección del WSSV, mediante la técnica de PCR anidada. Este sistema de detección y prevención puede diferenciar los crustáceos infectados en cuatro niveles diferentes de infección: muy ligero, ligero, medio y severo, de acuerdo con las referencias del kit (Figura 3). El kit provee un control positivo con 10^4 copias μl^{-1} (plásmido conteniendo una secuencia parcial del virus), un control negativo (*Yeast tRNA* ($40 \text{ ng } \mu\text{l}^{-1}$)) y un

Tabla 1. Detalle de los muestreos realizados a bordo de buques de investigación pesquera (BIP) y embarcaciones comerciales. Se incluye fecha de muestreo, zona y número de ejemplares muestreados.

Table 1. Detail of the samplings performed on board of research fishing vessels (RFV) and commercial vessels. The sampling date, zone and number of specimens sampled are included.

Año	Fecha de muestreo	Nº de ejemplares muestreados	Zona de muestreo	BIP/Embarcación comercial
2010	Noviembre 2010	50	Rawson	“San Guiseppe II”
2011	Enero 2011	30	Rawson	“Virgen del Milagro”
			Rawson	“Nueva Neptunia I”
	Marzo 2011	95	Rawson	“Don José Di Bonna”
2012	Noviembre 2012	70	Rawson	“Don José Di Bonna”
2013	Marzo 2013	180	Rawson	BIP “Capitán Oca Balda” OB-01/2013
2014	Febrero 2014	154	Golfo de San Jorge	BIP “Capitán Oca Balda” OB-01/2014

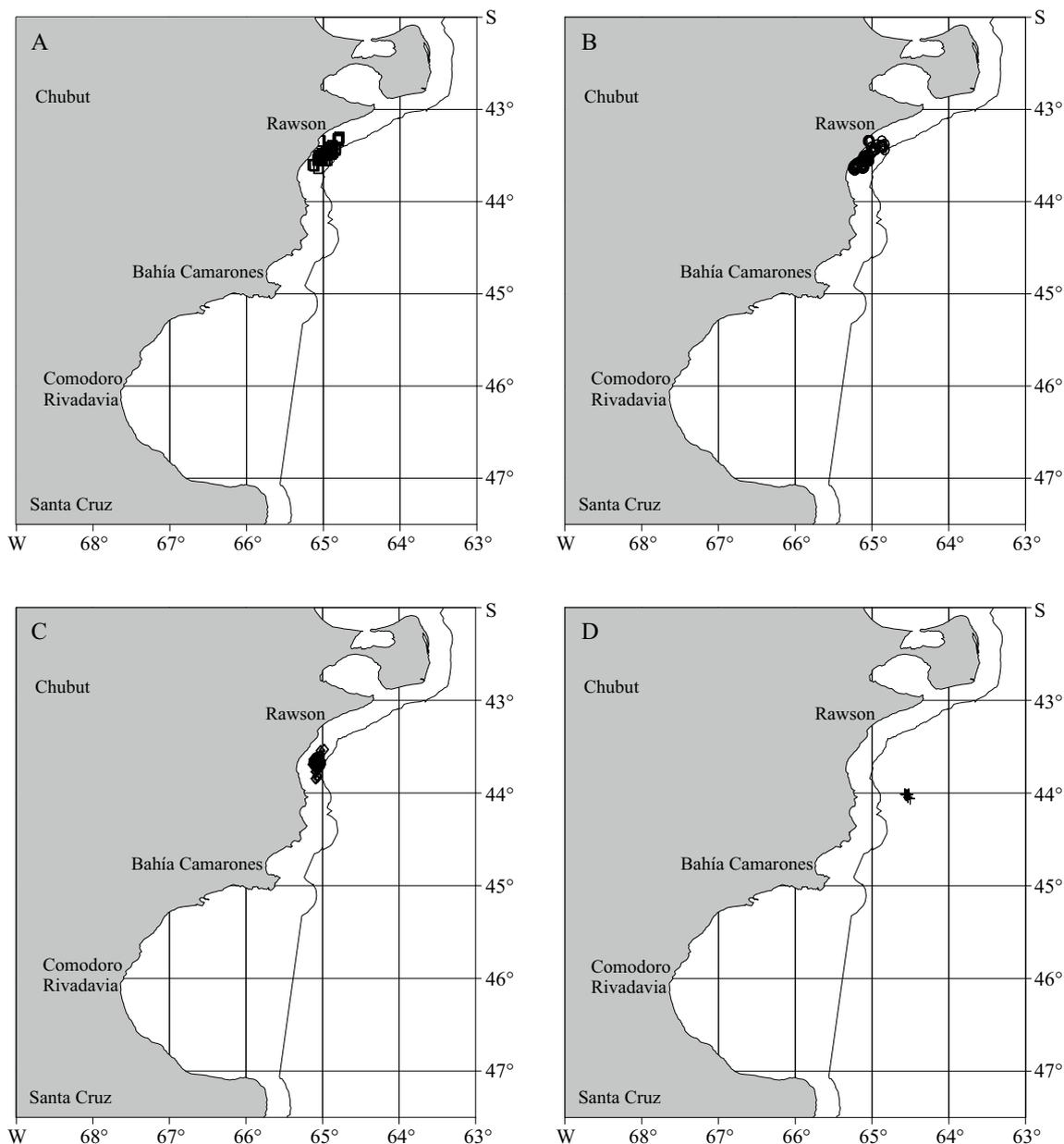


Figura 1. Detalle de los sitios de muestreo de las campañas realizadas a bordo de buques comerciales: “San Guiseppe II” (A), “Virgen del Milagro” (B), “Nueva Neptunia I” (C) y “Don José Di Bonna” (D).
 Figure 1. Detail of the sampling sites of the cruises carried out on board of commercial vessels: “San Guiseppe II” (A), “Virgen del Milagro” (B), “Nueva Neptunia I” (C) y “Don José Di Bonna” (D).

marcador de peso molecular con bandas de 848, 630 y 333 pb (pares de bases).

A continuación, se detallan los protocolos de

extracción de ácido desoxirribonucleico (ADN), amplificación del WSSV por PCR anidada y visualización de los productos de PCR.

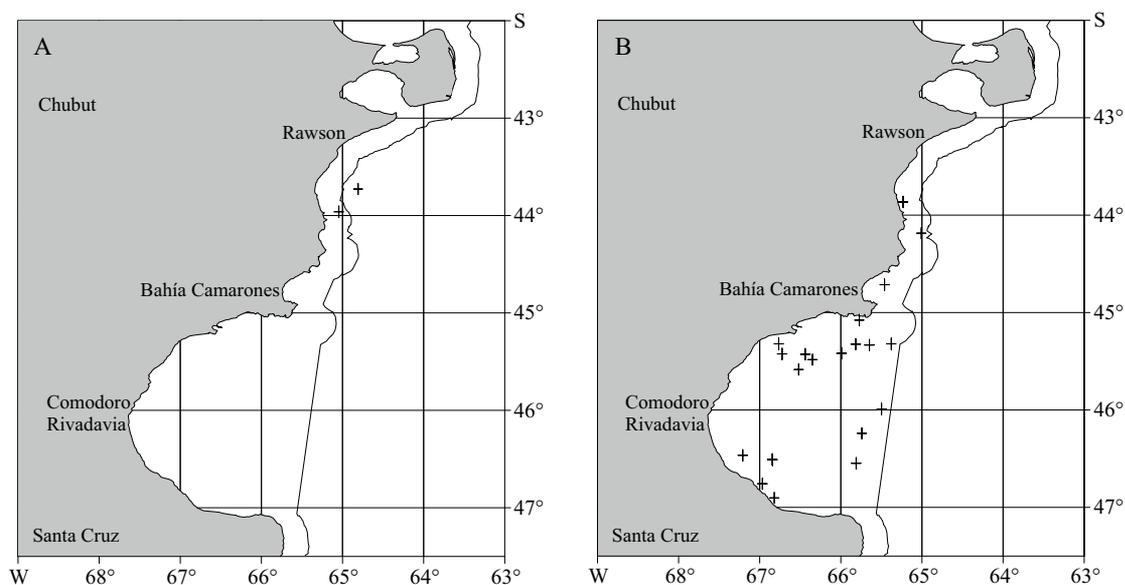


Figura 2. Detalle de los sitios de muestreo de las campañas de investigación realizadas a bordo de buques de investigación pesquera del INIDEP. A) “Capitán Oca Balda” OB-01/2013. B) “Capitán Oca Balda” OB-01/2014.

Figure 2. Detail of the sampling sites of the research cruises carried out on board of INIDEP RFV. A) “Capitán Oca Balda” OB-01/2013. B) “Capitán Oca Balda” OB-01/2014.

1 2 3 4 5 6 7 8 9 M



Figura 3. Foto obtenida del kit mostrando el gel de electroforesis de referencia para evaluar el tipo de resultado obtenido. Las muestras positivas y estándar se observan en los siguientes modelos de gel: 1) muestra de infección severa de WSSV, 2) muestra de infección media de WSSV, 3) muestra de infección baja de WSSV, 4) muestra de infección muy baja de WSSV, 5) muestra negativa de WSSV, 6) ddH₂O, 7) estándar 1 de 2.000 copias/reacción, 8) estándar 2 de 200 copias/reacción, 9) estándar 3 de 20 copias/reacción, M) marcador de peso molecular de 848, 630, 333 pb. Las muestras negativas muestran solo una banda de 848 pb, producto del control interno de amplificación. pb: pares de bases (IQ2000™ WSSV, 2008).

Figure 3. Picture obtained from the kit indicating reference electrophoresis gel to evaluate the type of result obtained. The positive and standard samples are observed in the following gel models: 1) WSSV severe infection sample, 2) WSSV mean infection sample, 3) WSSV low infection sample, 4) WSSV very low infection sample, 5) WSSV negative sample, 6) ddH₂O, 7) standard 1 of 2.000 copies/reaction, 8) standard 2 of 200 copies/reaction, 9) standard 3 of 20 copies/reaction, M) molecular weight marker of 848, 630, 333 bp. The negative samples show only one band of 848 bp, product of the internal amplification control. bp: base pairs (IQ2000™ WSSV, 2008).

Extracción de ADN

La extracción de ADN se realizó a partir de músculo de pleópodo de langostino, de acuerdo con las especificaciones del Kit Comercial IQ2000™ WSSV, con solución de lisis, según instrucciones del fabricante. Se homogeneizaron 25 mg de músculo de pleópodo con 500 µl de solución de lisis y luego se incubó a 95 °C durante 10 min. Se centrifugó a 12.000 rpm durante 10 min a temperatura ambiente. Se transfirieron 200 µl del sobrenadante a un tubo con 400 µl de etanol 95%. Se homogeneizó en vórtex durante 30 s y se centrifugó a 12.000 rpm durante 5 min a temperatura ambiente. Se decantó el etanol y se secó el precipitado de ADN durante 15 min a 2 h a 37 °C. Finalmente, el precipitado de ADN se disolvió en un volumen de 200 µl de agua calidad molecular y se conservó a -20 °C.

La calidad e integridad del ADN extraído se evaluó mediante un control interno de amplificación provisto por el kit. Se utilizaron cebadores específicos de decápodos que corresponden a una secuencia conservada del ARNr 18S (143F 5' TGCCTTATCAGCTNTCGATTGTAG 3' y 145R 5' TTCAGNTTTGCAACCATACTTCCC 3') que generan un amplicón de 848 pb.

Amplificación del virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) por PCR

Se determinaron las condiciones óptimas de la reacción con el control positivo y luego se analizaron las muestras. Se aplicó la técnica de PCR anidada, dividida en dos etapas y se utilizó un termociclador marca Biometra.

Para la primera etapa de amplificación se utilizó un volumen final de 10 µl. A cada tubo se le agregaron 2 µl de ADN, 7,5 µl de la pre-Mix y 0,5 µl de la IQzyme ADN polimerasa. Además de las muestras a analizar, se utilizó un control negativo y un control positivo provistos por el kit. Las condiciones de amplificación fueron: 5 ciclos de 30 s a 94 °C, 30 s a 62 °C y 30 s a 72 °C; 15 ciclos de 15 s a 94 °C, 15 s a 62 °C, 20 s a 72 °C, y una extensión final que consistió en 30 s a 72 °C y 30 s a 20 °C.

Para la segunda etapa de amplificación (anidada), se utilizó un volumen final de 25 µl. A cada tubo de la reacción de PCR anterior terminada (10 µl) se le agregaron 14 µl de la Mix PCR anidado y 1 µl de la IQzyme ADN polimerasa. Las condiciones de amplificación fueron: 25 ciclos de 20 s a 94 °C, 20 s a 62 °C y 30 s a 72 °C; y una extensión final que consistió en 30 s a 72 °C.

Obtener un resultado positivo en la primer etapa de este protocolo estándar significaría una infección grave por el WSSV, la sensibilidad es de aproximadamente 20.000 copias de un plásmido molde. Mientras que, un resultado positivo solo en la segunda etapa de amplificación, indicaría una infección latente o con estado de portador. La sensibilidad global de ambos pasos es de unas 20 copias de un plásmido molde del WSSV (OIE 2016).

Visualización de los productos de PCR

Los productos resultantes de la amplificación del ADN fueron cargados en geles de agarosa al 2% con bromuro de etidio (0,5 µg ml⁻¹), sometidos a electroforesis y luego observados en un transiluminador de luz ultravioleta. Para la corrida electroforética, se utilizó un marcador de peso molecular con bandas de 848, 630 y 333 pb provisto por el kit y el gel se corrió en Buffer TAE 1X durante 20-30 min a 90 V.

RESULTADOS

Se analizaron un total de 506 ejemplares de langostino en los cuales, macroscópicamente, no se detectaron signos clínicos de enfermedad compatibles con WSD. Externamente no mostraron lesiones a nivel cuticular ni signos visibles de melanosis. Tampoco se registraron mortandades anormales en las poblaciones silvestres estudiadas.

Los resultados de los ensayos de PCR anidada se presentan en la Tabla 2, en la cual se identifica el número de ejemplares muestreados/analizados

y la campaña correspondiente. No se ha detectado la secuencia específica del WSSV en ninguna de las muestras analizadas, todas resultaron negativas. En la Figura 4 se observa un gel de agarosa con los productos resultantes de la amplificación del ADN por la técnica de PCR

anidada, las calles 1-5 corresponden a las muestras estudiadas, se observa una banda de 848 pb correspondiente al control interno de amplificación, mientras que no se observan las bandas de 296 pb y/o 550 pb que darían positiva la reacción. La calle 6 es el control negativo, que con-

Tabla 2. Resultados del análisis de PCR anidada para detectar el WSSV en muestras de *Pleoticus muelleri*.

Table 2. Results of the nested PCR analysis to detect WSSV in *Pleoticus muelleri* samples.

Año	Nº de ejemplares muestreados	Nº de ejemplares analizados	Resultado PCR WSSV
2010	50	50	Negativo
2011	125	125	Negativo
2012	70	70	Negativo
2013	180	107	Negativo
2014	154	154	Negativo

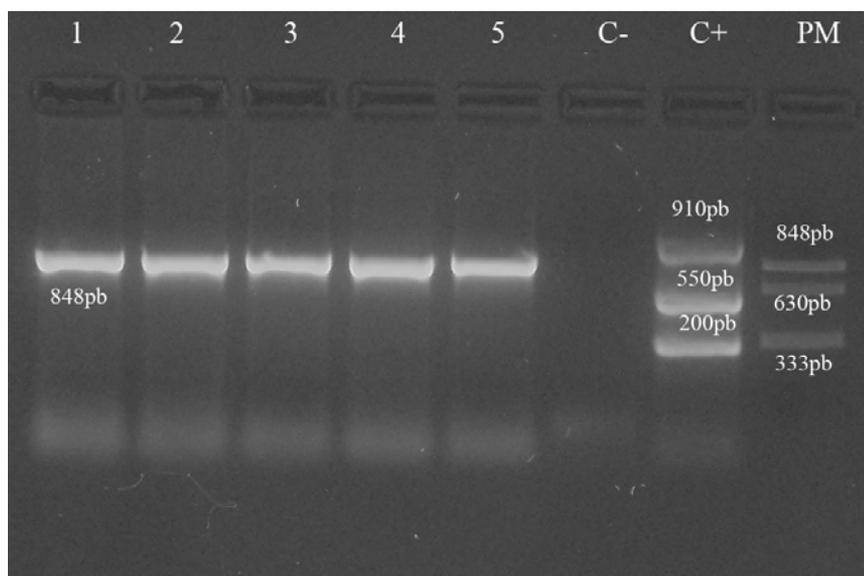


Figura 4. PCR anidada para detectar el WSSV. Electroforesis en gel de agarosa, 1-5: muestras negativas de WSSV (control interno de amplificación 848 pb), C-: control negativo, C+: control positivo: 10^4 copias μL^{-1} de plásmido que contiene una secuencia parcial del WSSV, PM: marcador de peso molecular con bandas de 848, 630 y 333 pb, respectivamente.

Figure 4. Nested PCR to detect WSSV. Agarose gel electrophoresis, 1-5: WSSV negative samples (internal control of 848 bp amplification), C-: negative control, C+: positive control: 10^4 copies μL^{-1} of plasmid containing a partial sequence of the WSSV, PM: molecular weight marker with bands of 848, 630 and 333 bp, respectively.

tiene el plásmido *yeast tRNA* sin la secuencia específica del virus. La calle 7 es el control positivo, compuesto por 10^4 copias μl^{-1} de plásmido conteniendo una secuencia parcial del virus del WSSV. Se observan las bandas de 296, 550 y 910 pb, que demuestran la efectividad de la reacción. La calle 8 corresponde al marcador de peso molecular, donde se detectan las bandas de 848, 630 y 333 pb, respectivamente.

DISCUSIÓN

Este es el primer estudio de monitoreo continuo durante cinco años del WSSV en muestras de langostino en la zona de Rawson y Golfo San Jorge, en el cual no se detectó el virus en ninguna de las muestras analizadas. El resultado coincide con lo publicado por Roccamo *et al.* (2010) en el Estuario de Bahía Blanca y por el Ministerio de Agroindustria de la Nación y el SENASA, quienes informaron en forma conjunta la ausencia de esta patología en langostinos provenientes del Golfo San Jorge, utilizando la misma metodología de muestreo y analizando por histopatología y PCR (SENASA 2011, 2013; Raibenberg *et al.* 2012, 2014).

En la Argentina, los antecedentes respecto al diagnóstico de WSSV solo incluyen dos estudios sobre lo que sería la primera detección en crustáceos (*Palaemon macrodactylus*, *Artemesia longinaris* y *Cyrtograpsus angulatus*) del Estuario de Bahía Blanca (Martorelli *et al.* 2010; 2012); no hay reportes en crustáceos naturales de interés comercial, ni tampoco de enfermedad clínica. Según el Manual de la OIE, la PCR anidada de dos pasos y la secuenciación son algunas de las técnicas utilizadas y recomendadas para la vigilancia, detección y diagnóstico del WSSV, y aclara que para diagnosticar la infección en nuevos hospedadores sospechosos debe secuenciarse el fragmento de ADN amplificado a partir de la PCR de dos pasos (Claydon *et al.* 2004). Cabe considerar que en la metodología utilizada por

Martorelli *et al.* (2010) no está expuesto que se haya realizado ninguna verificación (secuenciación) de los productos obtenidos por PCR; la OIE afirma que cuando un resultado positivo por PCR de dos pasos no se puede confirmar como WSSV por secuenciación, se considerará negativo. Por lo expuesto y en concordancia con lo publicado por Costagliola *et al.* (2013), la determinación informada por Martorelli *et al.* (2010, 2012) debería considerarse como un hallazgo no confirmado. Por otra parte, una publicación reciente del mismo autor menciona la ausencia del virus en un monitoreo durante los años 2010 a 2014 en crustáceos del estuario de Bahía Blanca (Martorelli *et al.* 2017). Por lo tanto, no podría concluirse que el WSSV esté presente en el Mar Argentino. Además, nuestros resultados de ausencia del WSSV en langostino durante cinco años de monitoreo continuo estarían reforzando dichas conclusiones.

Por otra parte, es importante destacar que las muestras de crustáceos en los cuales se habría detectado WSSV fueron extraídas de ambientes estuariales, muy diferentes de las áreas oceánicas donde se captura el langostino patagónico (Costagliola *et al.* 2013). El área donde se realizó este trabajo, zonas aledañas a Rawson y el Golfo San Jorge, resulta representativa para llevar adelante estudios de monitoreo del WSSV, debido a que concentra el 96% de las actividades de pesca, desembarco y producción del langostino para su comercialización, tanto para mercado interno como para exportación (Fischbach *et al.* 2006).

En nuestros resultados se observó que el kit de diagnóstico IQ2000TM WSSV, junto con la técnica de PCR anidada de dos pasos (Lo *et al.* 1996), funcionó bien para analizar muestras de langostino. A pesar de que la totalidad de las muestras resultaron negativas, con el control interno de amplificación provisto por el kit se logró descartar inhibición de la PCR y se comprobó la buena calidad del ADN desechándose, de esta manera, resultados falsos negativos. Los controles internos de amplificación aumentan la fiabilidad de la PCR de diagnóstico (Jurquiza y Quintana 2016).

CONCLUSIONES

No se evidenció la presencia del virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) en langostino desembarcado en la zona de Rawson y el Golfo San Jorge, durante los cinco años de monitoreo continuo comprendidos entre 2010 a 2014, resultando negativas la totalidad de las muestras estudiadas por la técnica de PCR anidada.

Este trabajo realizado bajo las recomendaciones y los procedimientos diagnósticos de la OIE, aporta información que permite inferir sobre la ausencia del WSSV en *Pleoticus muelleri*, en la Argentina. Además, proporciona datos científicos que podrían utilizarse de sustento para que el país pueda declararse en condición de libre de la enfermedad de la mancha blanca; así como también, ofrece una herramienta técnica y rápida a las autoridades nacionales para asegurar la calidad sanitaria del producto en cuanto al comercio internacional.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos agradecimiento al Gabinete de Muestreo, a cargo del Téc. Pablo Izzo por su colaboración en el muestreo de 2010 y 2011, a la Biot. Andrea Salomone por su participación en la preparación de las muestras de 2014, al Lic. Daniel Bertuche, Lic. Carina Fischbach y Farm. Marcela Costagliola por sus aportes. Contribución INIDEP N° 2160.

BIBLIOGRAFÍA

BATEMAN KS, TEW I, FRENCH C, HICKS RJ, MARTIN P, MUNRO J, STENTIFORD GD. 2012. Susceptibility to infection and pathogenicity of

White Spot Disease (WSD) in non-model crustacean host taxa from temperate regions. *J Inverteb Pathol.* 110: 340-351.

BERTUCHE D, FISCHBACH C, ROUX A, FERNÁNDEZ M, PIÑERO R. 1999. Caracterización de la pesquería de langostino y diagnóstico del estado del recurso en 1999. *Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 69/1999.* 15 p.

BUSTILLO-RUIZ MI, ESCOBEDO-BONILLA CM, SOTELO-MUNDO RR. 2009. A review of pathogenesis and molecular strategies against white spot syndrome virus of penaeid shrimp. *Rev Biol Mar Oceanog.* 44: 1-11.

CHOU HY, HUANG CY, WANG CH, CHIANG HC, LO CF. 1995. Pathogenicity of a baculovirus infection causing white spot syndrome in cultured penaeid shrimp in Taiwan. *Dis Aquat Organ.* 23: 165-173.

CLAYDON K, CULLEN B, OWENS L. 2004. OIE white spot syndrome virus PCR gives false-positive results in *Cherax quadricarinatus*. *Dis Aquat Org.* 62: 265-268.

COSTAGLIOLA M, FISCHBACH C, JURQUIZA V, DE LA GARZA J, MOLINARI G, BERTUCHE D. 2013. Situación sanitaria actual de la pesquería del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) en relación al Virus del Síndrome de la Mancha Blanca (WSSV) en Argentina. *Inf Téc Of INIDEP N° 1/2013.* 10 p.

COSTAGLIOLA M, FISCHBACH K, JURQUIZA V, SPANJERSBERG G, MORIONDO P, ANDREOLI G, DE LA GARZA J. 2011. Ausencia del Virus del Síndrome de la Mancha Blanca (WSSV) en muestras de langostino (*Pleoticus muelleri*) desembarcado en el Puerto de Rawson entre noviembre de 2010 y marzo de 2011. *Inf Invest INIDEP N° 66/2011.* 11 p.

ESCOBEDO-BONILLA CM, ALDAY-SANZ V, WILLE M, SORGELOOS P, PENSART MB, NAUWYNCK HJ. 2008. A review on the morphology, molecular characterization, morphogenesis and pathogenesis of white spot syndrome virus. *J Fish Dis.* 31: 1-18.

FISCHBACH C, BERTUCHE D. 2017. Pesquería del

- langostino, temporada 2016. Inf Téc Of INIDEP N° 7/2017. 23 p.
- FISCHBACH C, DE DA GARZA J, BERTUCHE D. 2006. La pesquería del langostino patagónico en el período 1991-2005. Inf. Téc. INIDEP N° 3/2006. 21 p.
- HASSON KW, FAN Y, REISINGER T, VENUTI J, VARNER PW. 2006. White-spot syndrome virus (WSSV) introduction into the Gulf of Mexico and Texas freshwater systems through imported, frozen bait-shrimp. Dis Aquat Organ. 71: 91-100.
- IQ2000™ WSSV. 2008. Instruction Manual. Manufacturer: GeneReach Biotechnology Corp. Fitness for purpose validated and certified by OIE. Register number: 20080304.
- JURQUIZA V, QUINTANA S. 2016. Desarrollo de una técnica de reacción de la polimerasa en tiempo real (RT-PCR), con Evagreen como agente intercalante, para la detección del Virus del Síndrome de la Mancha Blanca (WSSV) en crustáceos. Inf Invest INIDEP N° 87/2016. 14 p.
- LIGHTNER D, PANTOJA C. 2003. Manual para el diagnóstico de Enfermedades del Camarón. United States Department of Agriculture (USDA). 92 p.
- LIGHTNER D, REDMAN RM. 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. Aquaculture. 164: 201-220.
- LO CF, LEU JH, HO CH, CHEN CH, PENG SE, CHEN YT, CHOU CM, YEH PY, HUANG CJ, CHOU HY, ET AL. 1996. Detection of baculovirus associated with white spot syndrome (WSBV) in penaeid shrimp using polymerase chain reaction. Dis Aquat Org. 25: 133-141.
- MAEDA M, ITAMI T, MIZUKI E, TANAKA R, YOSHIZU Y, DOI K, YASUNAGA-AOKI C, TAKAHASHI Y, KAWARABATA T. 2000. Red swamp crawfish (*Procambarus clarkii*): an alternative experimental host in the study of white spot syndrome virus. Acta Virol. 44: 371-374.
- MARTORELLI S, OVERSTREET R, JAVONOVICH J. 2010. First report of viral pathogens WSSV and IHNV in Argentine crustaceans. Bull Mar Sci. 86 (1): 117-131.
- MARTORELLI SR, MARCOTEGUI P, MONTES M, PANEI CJ. 2017. Screening for WSSV in crustacean from marine areas of Buenos Aires, Argentina. Examen para WSSV en crustáceos de áreas marinas de Buenos Aires, Argentina. Rev Biol Mar Oceanogr. 52: 635-639.
- MARTORELLI S, ALDA MP, MARCOTEGUI PS, MONTES MM, LA SALA L. 2012. New locations and parasitological findings for the invasive shrimp *Palaemon macrodactylus* in emperate southwestern Atlantic coastal waters. Aq Biol. 15: 153-157.
- [OIE] ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE SANIDAD ANIMAL. 2016a. Código Sanitario para los animales acuáticos. [consultado 30 septiembre 2016]. <http://www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-acuatico/acceso-en-linea>.
- [OIE] ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE SANIDAD ANIMAL. 2016b. Manual de Pruebas de Diagnóstico para los animales acuáticos. Parte 2. Sección 2.2 Capítulo 2.2.7. [consultado 30 septiembre 2016]. <http://www.oie.int/es/normas-internacionales/manual-acuatico/acceso-en-linea>.
- RAIBENBERG F, BALLETE CI, ALVAREZ MA, CANNILLA ML, ZENOBI C, ALCOBER-JAZBEC M, FERREYRA ARMAS MC, ESCOBAR E, SANGUINETTI R, ROMANO LA. 2012. Primary diagnosis and surveillance of notifiable viral diseases of crustaceans in wild red shrimp *Pleoticus muelleri* in the gulf San Jorge, Argentina. Proceedings of AQUA2012, Praga.
- RAIBENBERG F, BALLETE CI, ALVAREZ M.A., CANNILLA ML, ZENOBI C, ALCOBER-JAZBEC M, FERREYRA ARMAS MC, ESCOBAR E, SANGUINETTI R, ROMANO LA. 2014. Molecular and histopathologic survey of OIE notifiable viral diseases in the native wild red prawn *Pleoticus muelleri* from Rawson, Argentina. Proceedings of WAS2014, Adelaide.
- ROCCAMO AM, CERVellini PM, PICCOLO MC, BARRANTES FJ. 2010. Optimización de una

- técnica para la detección de patologías virales en *Pleoticus muelleri* (Bate, 1988) en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. GEOACTA. 35: 40-47.
- SÁNCHEZ-PAZ A. 2010. White spot syndrome virus: an overview on an emergent concern. Vet Res. 41 (6): 41-43.
- SAHUL HAMEED AS, YOGANANDHAN K, SATHISH S, RASHEED M, MURUGAN V, JAYARAMAN K. 2001. White spot syndrome virus (WSSV) in two species of freshwater crabs (*Paratelphusa hydrodomous* and *P. pulvinata*). Aquaculture. 201: 179-186.
- [SENASA] SERVICIO NACIONAL DE SANIDAD Y CALIDAD AGROALIMENTARIA. 2011. Estudio epidemiológico para la determinación del estado sanitario de las poblaciones silvestres de langostinos de la especie *Pleoticus muelleri* en la República Argentina. Programa de Enfermedades de los Animales Acuáticos. Dirección de Programación Sanitaria Dirección Nacional de Sanidad Animal SENASA. [consultado 26 junio 2017]. https://viejaweb.senasa.gov.ar/Archivos/FileFile7245Informe_estudio_epidemiologico_enfermedades_crustaceos2.pdf.
- [SENASA] SERVICIO NACIONAL DE SANIDAD Y CALIDAD AGROALIMENTARIA. 2013. Estudio epidemiológico de las enfermedades Mancha Blanca, Mionecrosis Infecciosa, Necrosis Hematopoyética e Hipodérmica Infecciosa, Síndrome de Taura y Cabeza Amarilla, en poblaciones silvestres de langostino para la determinación del estado sanitario de las poblaciones silvestres de langostinos (*Pleoticus muelleri*) en el Golfo San Jorge, República Argentina. Programa de Enfermedades de los Animales Acuáticos. Dirección de Programación Sanitaria, Dirección Nacional de Sanidad Animal SENASA. 20 p.
- [SSPYA] SUBSECRETARIA DE PESCA Y ACUICULTURA. 2016. Dirección de Economía Pesquera. Exportaciones e importaciones pesqueras - 2016. [consultado 26 junio 2017]. http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/pesca_maritima/informes/economia/_archivos//000000_Informes/800000_Exportaciones%20e%20importaciones%20pesqueras%20Informes%20Anuales/000011_2016/170517_Exportaciones%20e%20Importaciones%20Pesqueras%202016.pdf.
- TSAI YL, LIN YC, CHOU PH, TENG PH, LEE PY. 2012. Detection of White Spot Syndrome Virus by polymerase chain reaction performed under insulated isothermal conditions. J Virol Methods. 181 (1): 134-137.

Recibido: 05-02-2018

Aceptado: 01-08-2018

MODELO BAYESIANO DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE CON AUTOCORRELACIÓN SERIAL

DANIEL R. HERNÁNDEZ[†] y JULIETA S. RODRÍGUEZ¹

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

¹correo electrónico: julieta@inidep.edu.ar

RESUMEN. Se presenta un modelo simple de producción excedente al que se denomina Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS) debido a que considera como único supuesto que la producción excedente presenta correlación serial y no tiene una relación funcional explícita con la biomasa. Su aplicación se logra solo con un índice de abundancia proporcional a una potencia dada de la abundancia media real del recurso y la serie de capturas anuales correspondientes. La estimación de los parámetros del modelo se plantea en un contexto bayesiano utilizando el algoritmo SIR (*Sampling Importance Resampling*). Se proponen criterios de riesgo sencillos para estimar la Captura Máxima Biológicamente Aceptable (CMBA) y los riesgos asociados a cada nivel de captura hipotética considerada. Se llevó a cabo un ejercicio de simulación para evaluar la capacidad estadística del MPECAS para reproducir la información proporcionada por un modelo operacional de producción excedente de Schaefer considerado como real. Finalmente, se presenta un ejemplo de aplicación con el recurso corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y se muestran las CMBA para el 5 y 10% de riesgo de disminución de biomasa en el año siguiente al de evaluación calculadas con el modelo de Schaefer y el MPECAS.

Palabras clave: Producción excedente, autocorrelación serial, evaluación de recursos, estimación bayesiana, *Micropogonias furnieri*.

BAYESIAN SURPLUS PRODUCTION MODEL WITH SERIAL AUTOCORRELATION

ABSTRACT. Presentation is made of a simple surplus production model called Surplus Production Model with Serial Autocorrelation (MPECAS in Spanish) since it considers as a unique assumption that the surplus production shows a serial correlation and has no explicit functional relation with biomass. Its application requires only an abundance index proportional to a given power of the actual mean abundance of the resource and the corresponding annual catches series. The estimate of the model parameters is presented within a Bayesian context using the SIR (Sampling Importance Resampling) algorithm. Simple risk criteria are proposed to estimate the Maximum Biologically Acceptable Catch (MBAC) and the risks associated to each hypothetical catch level considered. A simulation exercise was performed to assess the statistical capability of MPECAS to reproduce the information provided by a Schaefer operational surplus production model considered as an actual one. Finally, an application example with the white croaker (*Micropogonias furnieri*) is presented and the MBAC for 5 and 10% risk of biomass decline the year following the assessment year calculated with the Schaefer and MPECAS models are shown.

Key words: Surplus production, serial autocorrelation, stock assessment, Bayesian estimate, *Micropogonias furnieri*.

[†]El Lic. Daniel R. Hernández falleció el 25 de enero de 2019.

INTRODUCCIÓN

Los modelos de producción excedente, como el de Schaefer, Fox y Pella y Tomlinson (Hilborn y Walters 1992) son ampliamente utilizados desde hace décadas en la modelación de poblaciones de peces para una gran variedad de especies en todo el mundo. Si bien este tipo de aproximaciones es de gran importancia porque permite obtener estimaciones de biomasa en especies con datos pobres, requieren de relaciones paramétricas explícitas entre la producción excedente y la biomasa del recurso.

El objetivo de este trabajo es presentar y aplicar con datos reales el denominado Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS), basado en el supuesto de que la producción excedente presenta correlación serial y no tiene una relación funcional explícita con la biomasa, requiriendo para su aplicación solo un índice de abundancia proporcional a una potencia dada de la abundancia media real del recurso y las correspondientes capturas anuales. MPECAS es un modelo simple de producción excedente que no requiere de supuestos fuertes para determinar los niveles precautorios de Capturas Máximas Biológicamente Aceptables (CMBA).

El modelo planteado permite efectuar proyecciones de biomasa en un corto-mediano plazo (de 1 a 5 años) y evaluar situaciones futuras probables del recurso ante una secuencia de capturas preestablecidas. Si bien el modelo planteado requiere de la estimación de ciertos parámetros que determinan en parte la evolución de las trayectorias de biomasa, el propósito no es la estimación en sí del vector de parámetros, sino utilizar el modelo para efectuar proyecciones y poder así efectuar análisis de riesgos que permitan la estimación de capturas precautorias según diferentes criterios.

La estimación de los parámetros del modelo se plantea en un contexto bayesiano y se considera

el algoritmo SIR (*Sampling Importance Resampling*) (Bernardo y Smith 2000) como herramienta de cálculo numérico, a los efectos de determinar las distribuciones *a posteriori* de los mismos.

Se proponen cuatro criterios de riesgo simples. Los cuales permiten determinar CMBA, calculadas en forma tal de mantener los riesgos menores a valores preestablecidos (generalmente inferior al 5 o 10%).

Se llevó a cabo un ejercicio de simulación para evaluar la capacidad estadística del MPECAS para reproducir la información proporcionada por un modelo operacional de producción excedente de Schaefer considerado como real.

Se realizó la implementación del MPECAS para el recurso corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), estimándose de modo satisfactorio las CMBA para el 5 y 10% de riesgo de disminución de biomasa el año siguiente al año de evaluación. La implementación es destacable por respetar la estructura básica de un modelo de producción excedente, prescindiendo de supuestos fuertes y restrictivos, no siempre fácilmente justificables.

MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo de producción excedente lo escribimos en su forma general como:

$$B_t = B_{t-1} + P_{t-1} - C_{t-1} \quad (1)$$

siendo B_t y B_{t+1} , las biomazas del *stock* explotable al comienzo de los años t y $t + 1$, respectivamente y P_{t-1} y C_{t-1} la producción excedente y la captura total durante el año $t - 1$, respectivamente.

Además, consideraremos que la producción excedente evoluciona según el proceso autoregresivo de primer orden AR(1) (Harvey 1981), el cual se puede expresar en la forma:

$$P_t = \mu (1 - \rho) + \rho P_{t-1} + \sigma_\varepsilon \varepsilon_t \quad (2)$$

siendo:

ρ : coeficiente de autocorrelación serial de primer orden de la secuencia de producciones excedentes, $|\rho| < 1$;

σ_ε : desvío estándar del error estructural en (2);

ε_t : secuencia de variables aleatorias independientes, teniendo cada una una distribución normal con media 0 y desvío estándar 1.

La condición $|\rho| < 1$ determina que el modelo sea estacionario de segundo orden con el valor esperado y la varianza de la producción excedente dados por:

$$E(P_t) = \mu \quad (3)$$

$$\sigma^2(P_t) = \frac{\sigma_\varepsilon^2}{(1 - \rho^2)}. \quad (4)$$

En caso de ser $\rho = 1$ el modelo (2) se transforma en un modelo de caminata al azar (*random walk*) y deja de ser estacionario en la varianza, teniendo la capacidad de variar en forma no acotada (Harvey, 1981).

Además de las ecuaciones (1) y (2), a los efectos de poder efectuar la estimación de parámetros, consideramos la ecuación de observación, con error de observación:

$$I_t = q \bar{B}_t^\beta e^{\eta_t} \quad (5)$$

siendo:

I_t : índice de abundancia para el año t ;

q : constante de proporcionalidad desconocida (en el caso en que el índice sea igual a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) esta constante es el denominado coeficiente de capturabilidad);

β : potencia no negativa a la que debe elevarse la biomasa para obtener proporcionalidad con el índice;

η_t : secuencia de variables aleatorias independientes, teniendo cada una una distribución normal con

media 0 y desvío estándar σ_η .

Y siendo además, $\bar{B}_t = w_1 B_t + w_2 B_{t+1}$ con $w_1 \geq 0$ y $w_2 \geq 0$ conocidos y $w_1 + w_2 = 1$.

Los casos más simples serían $\bar{B}_t = B_t$ (con $w_1 = 1$ y $w_2 = 0$) o $\bar{B}_t = (B_t + B_{t+1}) / 2$ (con $w_1 = w_2 = 1/2$), estos dos casos se pueden ver en Punt y Hilborn (1996). El caso más general $\bar{B}_t = w_1 B_t + w_2 B_{t+1}$ sería adecuado cuando la información sobre el recurso, considerada al construir el índice de abundancia, corresponda principalmente a un intervalo de tiempo intermedio (conocido) dentro del año t .

Debe observarse que si se conocen los parámetros μ , ρ , σ_ε y los inobservables $B_1, P_1, \varepsilon_2, \varepsilon_3 \dots, \varepsilon_n$, entonces quedan unívocamente definidas las trayectorias de las biomásas B_t y de las producciones excedentes P_t , para $1 \leq t \leq n$.

Estimación bayesiana

Supongamos que tenemos una serie de n valores del índice de abundancia I_1, I_2, \dots, I_n y llamemos (la tilde indica el vector transpuesto):

$$Y = (\ln(I_1), (\ln(I_2), \dots, (\ln(I_n)))' \text{ y}$$

$$\theta = (\ln(q), \beta, \mu, \rho, \sigma_\varepsilon, P_1, B_1, \varepsilon_2, \varepsilon_3 \dots, \varepsilon_n)' \quad (6)$$

al vector de observaciones y al vector de parámetros, respectivamente. Tenemos que la verosimilitud de los datos, dado el vector de parámetros, está dada por:

$$L(Y / \theta) = \frac{1}{(\sqrt{2\pi})^n \sigma_\eta^n} e^{-\frac{1}{2} \sum_{t=1}^n \frac{(\ln(I_t) - \ln(q) - \ln(\bar{B}_t))^2}{\sigma_\eta^2}}. \quad (7)$$

Según el trabajo de Walters y Ludwig (1994), podemos considerar a q y σ_η^2 como *nuisance parameters* y eliminarlos de (7) mediante integración de $\ln(q)$ y σ_η^2 , obteniendo:

$$L(Y / \theta') \propto S_Z^{-(n-1)} \quad (8)$$

siendo:

$$\theta' = (\beta, \mu, \rho, \sigma_\varepsilon, P_1, B_1, \varepsilon_2, \varepsilon_3, \dots, \varepsilon_n)'$$

$$S_z = \sqrt{\sum_{t=1}^n (z_t - \bar{z})^2 / (n - 1)}$$

$$\text{con } z_t = \ln(I_t) - \beta \ln(\bar{B}_t) \text{ y } \bar{z} = \frac{\sum_{t=1}^n z_t}{n}.$$

Por su parte, suponiendo ρ y σ_ε , independientes de P_1 y B_1 , la *prior* del vector de parámetros θ' la escribimos como:

$$\begin{aligned} P(\theta') &= P(\beta, \mu, \rho, \sigma_\varepsilon, P_1, B_1, \varepsilon_2, \varepsilon_3, \dots, \varepsilon_n) \\ &= P(\beta) P(\mu) P(\rho) P(\sigma_\varepsilon) P(P_1, B_1) \\ &\quad P(\varepsilon_2, \varepsilon_3, \dots, \varepsilon_n). \end{aligned} \quad (9)$$

Pero a su vez, teniendo en cuenta que estamos suponiendo que $\varepsilon_2, \varepsilon_3, \dots, \varepsilon_n$ son independientes y normalmente distribuidas, con media 0 y desvío estándar 1, tenemos que:

$$P(\varepsilon_2, \varepsilon_3, \dots, \varepsilon_n) = \frac{1}{(\sqrt{2\pi})^{n-1}} e^{-\frac{1}{2} \sum_{t=2}^n \varepsilon_t^2}.$$

Y de esta forma:

$$\begin{aligned} P(\theta') &= P(\beta) P(\mu) P(\rho) P(\sigma_\varepsilon) P(P_1, B_1) \\ &\quad \frac{1}{(\sqrt{2\pi})^{n-1}} e^{-\frac{1}{2} \sum_{t=2}^n \varepsilon_t^2}. \end{aligned} \quad (10)$$

Y entonces la distribución *a posteriori* del vector de parámetros, dados los datos, está dada por:

$$\begin{aligned} P(\theta' / Y) &\propto S_z^{-(n-1)} P(\beta) P(\mu) P(\rho) P(\sigma_\varepsilon) P(P_1, B_1) \\ &\quad e^{-\frac{1}{2} \sum_{t=2}^n \varepsilon_t^2}. \end{aligned} \quad (11)$$

Definición de las priors

El conocimiento *a priori* que se pueda tener de los parámetros que conforman el vector de parámetros θ' , puede variar de una aplicación a otra de los modelos (1) y (2) con la ecuación de observación (5). Nosotros plantearemos el caso en donde el conocimiento disponible sea más bien difuso.

Prior para β

Como $\beta > 0$, de acuerdo con la segunda regla de Jeffreys (Zellner 1987), se puede definir una *prior* poco informativa para β , considerando:

$$\log(\beta) \sim \text{Uniforme}[\log(\beta_1), \log(\beta_2)],$$

$$\text{con } \log(\beta_1) \leq \log(\beta) \leq \log(\beta_2) \text{ y } \beta_1 < \beta_2. \quad (12)$$

Prior para μ

Teniendo en cuenta que, en teoría, μ puede tomar valores tanto negativos como positivos, a partir de las reglas de Jeffreys definiremos la siguiente *prior* para μ :

$$\mu \sim \text{Uniforme}[\mu_1, \mu_2],$$

$$\text{con } \mu_1 \leq \mu \leq \mu_2 \text{ y } \mu_1 < \mu_2. \quad (13)$$

Prior para ρ

Teniendo en cuenta que satisface la desigualdad $-1 < \rho < 1$, entonces, a partir de la primera regla de Jeffreys (Zellner 1987) consideraremos como *prior* poco informativa para el coeficiente de autocorrelación serial ρ a:

$$\rho \sim \text{Uniforme}[\rho_1, \rho_2],$$

$$\text{con } -1 < \rho_1 \leq \rho \leq \rho_2 < 1 \text{ y } \rho_1 < \rho_2. \quad (14)$$

Prior para σ_ε

Teniendo en cuenta (3) y (4), vemos que el coeficiente de variación de la producción excedente está dado por:

$$CV = \frac{\sigma_\varepsilon}{\sqrt{(1-\rho^2)} \mu} \quad (15)$$

de esta forma se tiene que:

$$\sigma_\varepsilon = CV \sqrt{(1-\rho^2)} \mu \quad (16)$$

teniendo en cuenta (13) y (14) y dado un valor promedio estimativo del coeficiente de variación CV , se puede definir:

$$\sigma_{\varepsilon 1} = CV \sqrt{(1-\rho_{*1}^2)} \mu_1 \quad (17)$$

$$\sigma_{\varepsilon 2} = CV \sqrt{(1-\rho_{*2}^2)} \mu_2 \quad (18)$$

siendo $\rho_{*1} = \max\{|\rho_1|, |\rho_2|\}$ y $\rho_{*2} = \min\{|\rho_1|, |\rho_2|\}$.

Por otra parte, siendo $\sigma_\varepsilon > 0$ y teniendo en cuenta nuevamente la segunda regla de Jeffreys, se puede considerar una *prior* para σ_ε de la forma:

$$\log(\sigma_\varepsilon) \sim \text{Uniforme}[\log(\sigma_{\varepsilon 1}), \log(\sigma_{\varepsilon 2})],$$

$$\text{con } \log(\sigma_{\varepsilon 1}) \leq \log(\sigma_\varepsilon) \leq \log(\sigma_{\varepsilon 2}) \text{ y } \sigma_{\varepsilon 1} < \sigma_{\varepsilon 2}. \quad (19)$$

Prior para $P(P_1, B_1)$

Teniendo en cuenta que $P(P_1, B_1) = P(B_1 / P_1) P(P_1)$, se ve que para definir una *prior* para (P_1, B_1) , podemos definir las *priors* de B_1 condicionadas a estados dados de P_1 y una *prior* para P_1 . Pero como estamos considerando el caso de definición de *priors* no informativas, podemos definir las *priors* de B_1 condicionadas a estados dados de P_1 sin tener en cuenta P_1 (observar que si estuviéramos en condiciones de definir *priors* de B_1 condicionadas a estados dados de P_1 , esto implicaría poseer mucha información sobre la distribución conjunta de (P_1, B_1) y estamos asumiendo que éste no es el caso). Por lo tanto consideraremos a P_1 y B_1 independientes. De esta forma $P(P_1, B_1)$

$= P(B_1) P(P_1)$ y por lo tanto para definir una *prior* no informativa para (P_1, B_1) , basta con definir *priors* poco informativas para P_1 , y B_1 en forma independiente. Finalmente, teniendo en cuenta las reglas de Jeffreys, definiremos las siguientes *priors* para P_1 y B_1 :

$$P_1 \sim \text{Uniforme}[P_{11}, P_{12}],$$

$$\text{con } P_{11} \leq P_1 \leq P_{12} \text{ y } P_{11} < P_{12} \quad (20)$$

$$\log(B_1) \sim \text{Uniforme}[\log(B_{11}), \log(B_{12})],$$

$$\text{con } \log(B_{11}) \leq \log(B_1) \leq \log(B_{12}) \text{ y } B_{11} < B_{12}. \quad (21)$$

Algoritmo SIR

Para el cálculo de la distribución *a posteriori* $P(\theta^* / Y)$, utilizaremos la función definida en (10) dado que esta es proporcional y proponemos el algoritmo SIR a los efectos de obtener una solución numérica. Consideramos el algoritmo SIR por su sencillez y fácil implementación y porque además su convergencia depende solo de la validez de la Ley de los Grandes Números (Bernardo y Smith 2000) y por lo tanto no depende de condiciones restrictivas o complejas difíciles de satisfacerse en la práctica.

Para aplicar el algoritmo SIR planteamos considerar como función de importancia a la *prior* $P(\theta^*)$ dada en (10), con las *priors* para cada parámetro definidas en (12), (13), (14), (19), (20) y (21). Teniendo en cuenta lo dicho, los pasos a seguir son los siguientes:

- 1) Seleccionar un número m_0 , para definir el tamaño de la muestra de importancia y un número, $m < m_0$ para definir el tamaño de la muestra de remuestreo (m_0 puede ser por ejemplo 1.000.000 y m 10.000).
- 2) Para $k = 1$ hasta m_0 :

- 2.1. Sortear valores de los parámetros $\beta, \sigma_\varepsilon^2, \rho, P_1, B_1$, a partir de (10), (11), (18), (19) y

(20), respectivamente y de los inobservables $\varepsilon_2, \varepsilon_3 \dots, \varepsilon_n$, independientes y cada uno con distribución normal con media 0 y desvío estándar 1. Al vector de parámetros obtenido llamarlo θ^k .

2.2. Efectuar una prueba de admisibilidad biológica básica para el vector sorteado en el paso 2.1., verificando que: $B_t > C_t$ para $t = 0, 1, \dots, n$. Calculando las biomasa B_t a partir de (1) y (2).

2.3. Calcular la tasa de importancia:

$$w_k = \begin{cases} 0 & \text{si } \theta^k \text{ no es admisible de acuerdo con el test efectuado en 2.2.} \\ S_z^{-(r-1)} & \text{si } \theta^k \text{ es admisible de acuerdo con el test efectuado en 2.2.} \end{cases}$$

3) Sortear una muestra de tamaño m , de la muestra de tamaño m_0 original, con reemplazo y probabilidades proporcionales a w_k .

4) Calcular el coeficiente de variación del valor medio de las tasas de importancia w_1, w_2, \dots, w_{m_0} a partir de:

$$cv(\bar{w}) = \frac{1}{\sqrt{m_0}} \frac{S_w}{\bar{w}} \quad (22)$$

siendo \bar{w} y S_w , el valor medio y el desvío estándar de las tasas de importancia w_1, w_2, \dots, w_{m_0} .

5) Si $cv(\bar{w}) < 0,04$ (McAllister y Kirchner 2002), se considera que el algoritmo SIR ha generado una muestra que honra la distribución *a posteriori* del vector de parámetros θ y finaliza el proceso de cálculo del algoritmo SIR. Si $cv(\bar{w}) \geq 0,04$ se vuelve al inicio de 2) y se rehacen los pasos 2), 3) y 4).

En caso de que en repetidos intentos no se pueda obtener convergencia, debe considerarse la posibilidad de incrementar el valor de m_0 en el paso 1) del algoritmo y rever minuciosamente la

definición de las *priors*.

Análisis de riesgo

Se estima el riesgo de que se produzca disminución de biomasa el año siguiente ($n + 2$) al año de evaluación ($n + 1$), con evaluación de la probabilidad correspondiente a dicho riesgo, $P(B(n + 2) < B(n + 1))$. Para simplificar consideraremos que la evaluación la estamos efectuando el 1° de enero del año en curso y las biomasa corresponden al 1° de enero.

Ejercicio de simulación

Los datos utilizados corresponden a los estimados de captura desembarcada de corvina rubia (t) de la Argentina y Uruguay durante el período 2002 a 2010 (incluye capturas de la ZEE de ambos países) y el índice de abundancia denominado AU_1 , correspondiente a los valores de CPUE ($t h^{-1}$) de 2002 a 2010, estimado a partir de los datos provenientes de la flota comercial argentina y uruguayana (Tabla 1).

A los efectos de evaluar la capacidad del MPE-CAS para representar y reproducir la dinámica poblacional en una situación conocida *a priori* se efectuó una simulación, considerando como modelo operacional un modelo de producción excedente de Schaefer representando la dinámica poblacional real (Hilborn y Walters 1992):

$$B_{t+1} = B_t + r B_t (1 - B_t / K) - C_t \quad (23)$$

siendo:

r : tasa intrínseca de crecimiento poblacional;
 K : capacidad de carga de la población.

Considerando además la relación entre el índice de abundancia y la biomasa, dada por:

$$I_t = q B_t e^{\eta} \quad (24)$$

con:

Tabla 1. Serie de capturas desembarcadas de corvina rubia de la Argentina y Uruguay considerando información proveniente de aguas jurisdiccionales argentinas al norte de los 39° S, aguas jurisdiccionales uruguayas, Río de la Plata y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y serie de índices de abundancia (CPUE estandarizada) correspondientes a datos de la Argentina y Uruguay (AU_1). Período 2002-2010.

Table 1. Series of white croaker landed catches from Argentina and Uruguay considering information derived from Argentine jurisdictional waters north of 39° S, Uruguayan jurisdictional waters, de la Plata River and Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone and series of abundance indices (standardized CPUE) corresponding to Argentine and Uruguayan (AU_1). 2002-2010 period.

Año	Captura (t)	AU_1 (kg h ⁻¹)
2002	33.091	165,52
2003	44.871	234,99
2004	44.195	194,63
2005	45.038	269,93
2006	48.935	212,45
2007	41.435	203,80
2008	47.414	166,14
2009	48.331	138,24
2010	40.057	173,40

q : constante de proporcionalidad;

η_t : error normal, con media 0 y desvío estándar σ_η .

En principio, se procedió a la estimación bayesiana, a partir del algoritmo SIR, de los parámetros del modelo de Schaefer. Los parámetros q y σ_η fueron tratados en principio como *nuisance parameters* y eliminados, por el procedimiento definido por Walter y Ludwig (1994), al efectuar la estimación bayesiana de los parámetros del modelo de Schaefer.

Las *priors* para el modelo de Schaefer fueron las siguientes:

$$\ln(B_1) \approx \text{Uniforme}[\ln(100.000); \ln(300.000)]$$

$$\ln(r) \approx \text{Uniforme}[\ln(0,20); \ln(0,40)]$$

$$\ln(K) \approx \text{Uniforme}[\ln(400.000); \ln(800.000)]. \quad (25)$$

Teniendo en cuenta las medias *a posteriori* (la media de la distribución *a posteriori* del parámetro) de los parámetros del modelo de Schaefer, se obtuvieron las siguientes estimaciones puntuales de los mismos:

$$B_1 = 226.477 \text{ (biomasa en 2002)}$$

$$K = 589.615$$

$$r = 0,3031. \quad (26)$$

Y teniendo en cuenta el mejor ajuste mínimo cuadrático del índice teórico a los valores observados del índice de abundancia, se obtuvieron los valores:

$$q = 0,000883348$$

$$\sigma_\eta = 0,1809. \quad (27)$$

A partir de los parámetros (26) y (27) el modelo de Schaefer (23) fue considerado como modelo operacional en el ejercicio de simulación. De esta forma, teniendo en cuenta los valores de biomasa para los años 2002-2010, dadas por el modelo (23), se generaron valores del índice de abundancia para los años 2002-2010, a partir de la ecuación:

$$I_t = q B_t e^{\varepsilon_t - \sigma_\eta^2/2}. \quad (28)$$

Las *priors* utilizadas se detallan a continuación:

$$\ln(B_1) \approx \text{Uniforme}[\ln(100.000); \ln(300.000)]$$

$$P_1 \approx \text{Uniforme}[25.000; 55.000]$$

$$\mu \approx \text{Uniforme}[25.000; 55.000]$$

$$\rho \approx \text{Uniforme}[0,50; 0,80]$$

$$\ln(\sigma_\epsilon) \approx \text{Uniforme}[\ln(6.000); \ln(10.000)]. \quad (29)$$

Para cada conjunto de valores del índice de abundancia se efectuó la estimación bayesiana (algoritmo SIR, $m_0 = 100.000$, $m = 2.000$) de las distribuciones *a posteriori* de los parámetros B_t y P_t del MPECAS, para $t = 1, 2, \dots, 9$, cubriendo los años 2002, ..., 2010 y a partir de estas distribuciones se calcularon las medias *a posteriori*, para cada año t , para cada simulación s , \bar{B}_t^s y \bar{P}_t^s . Los promedios de \bar{B}_t^s y \bar{P}_t^s sobre las 1.000 simulaciones, \bar{B}_t y \bar{P}_t , fueron confrontados con los correspondientes parámetros del modelo operacional de Schaefer.

Ejemplo de aplicación

Los datos utilizados son los mismos que los considerados en el ejercicio de simulación y se

encuentran consignados en la Tabla 1. En el ejemplo de aplicación se confrontaron las CMBA, para los riesgos del 5 y 10% de disminución de biomasa el año siguiente al año de evaluación, correspondientes a la evaluación del recurso corvina rubia efectuada a partir del modelo de producción excedente de Schaefer, con los mismos valores correspondientes a la evaluación efectuada a partir del MPECAS. Para ambos modelos la estimación de parámetros se efectuó en un contexto bayesiano a partir del algoritmo SIR. Las *priors* para el modelo de Schaefer y el MPECAS fueron las mismas que las consignadas en (25) y (29), respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Simulación

En la Figura 1 se puede ver la trayectoria de biomasa del modelo de Schaefer (calculada a par-

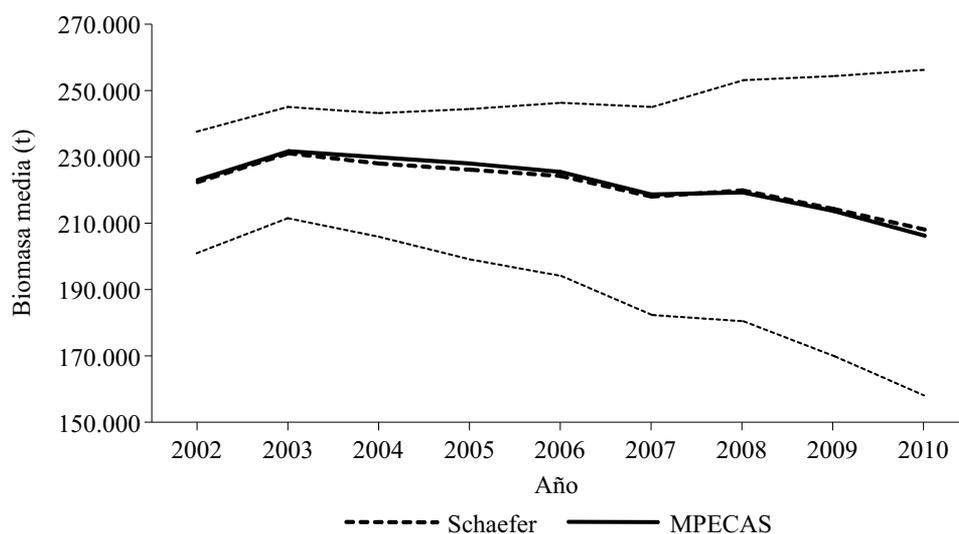


Figura 1. Trayectorias de biomasa del modelo operacional de Schaefer y del Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS). Las líneas de puntos indican los límites de confianza inferior y superior del 95% derivados de la simulación.

Figure 1. Biomass trajectories of the Schaefer operational model and the Surplus Production Model with Serial Autocorrelation (MPECAS). The dotted lines indicate the 95% lower and upper confidence limits derived from the simulation.

tir de (23) con los parámetros (26)) y la trayectoria de biomasa media del MPECAS obtenida a partir de la simulación. Para cada año, el valor de biomasa media correspondiente al MPECAS es el promedio (sobre las 1.000 simulaciones) de las medias *a posteriori* para cada simulación, obtenidas éstas promediando los 2.000 valores de biomasa correspondientes a la etapa de remuestreo del algoritmo SIR. Como se observa las trayectorias difieren muy poco y la incertidumbre es menor para los primeros años debido al conocimiento *a priori* (si bien difuso) sobre el nivel de biomasa correspondiente a 2002. Debe observarse, no obstante, que la semiamplitud del intervalo de confianza para 2010 es solo un 26% de la biomasa media del MPECAS.

En la Figura 2 se puede ver la trayectoria de la producción excedente calculada a partir del modelo de Schaefer y la trayectoria de la producción excedente media del MPECAS obtenida a partir de la simulación. El procedimiento para el cálculo de ésta última es el mismo que el utilizado para calcular la trayectoria de biomasa media del modelo MPECAS.

La trayectoria de la producción excedente para el modelo de Schaefer es monótona decreciente, debido a que en el modelo de Schaefer la producción excedente es función de la biomasa y dependiendo de los niveles de biomasa, si decrece la biomasa también decrece la producción excedente. La trayectoria de la producción excedente media para el MPECAS se muestra más estable y en nivel de incertidumbre es más o menos constante, siendo la amplitud de los intervalos de confianza en promedio un 19% de la producción excedente media. La mayor diferencia entre el modelo de Schaefer y el MPECAS se da en 2010, pero el error porcentual es solo de un 12,55%. Además, la trayectoria de las producciones excedentes del modelo de Schaefer está contenida en la banda de confianza asociada con la trayectoria de las producciones excedentes medias del MPECAS (Figura 2).

Ejemplo de aplicación

Las curvas de riesgo de disminución de biomasa de 2012 con respecto a 2011 se muestran en la Figura 3. En esta figura se han graficado conjun-

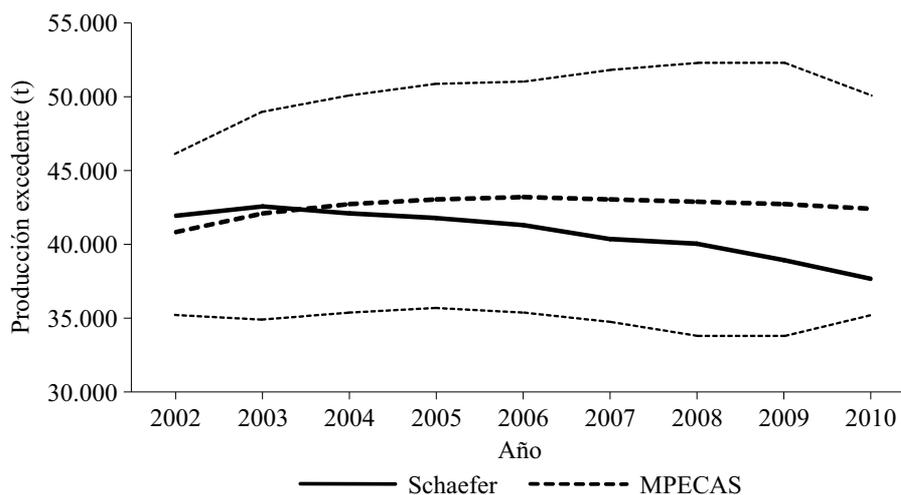


Figura 2. Trayectorias de la producción excedente del modelo operacional de Schaefer y del Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS) Las líneas de puntos indican los límites de confianza inferior y superior del 95% derivados de la simulación.

Figure 2. Surplus production trajectories of the Schaefer operational model and the Surplus Production Model with Serial Autocorrelation (MPECAS). The dotted lines indicate the 95% lower and upper confidence limits derived from the simulation.

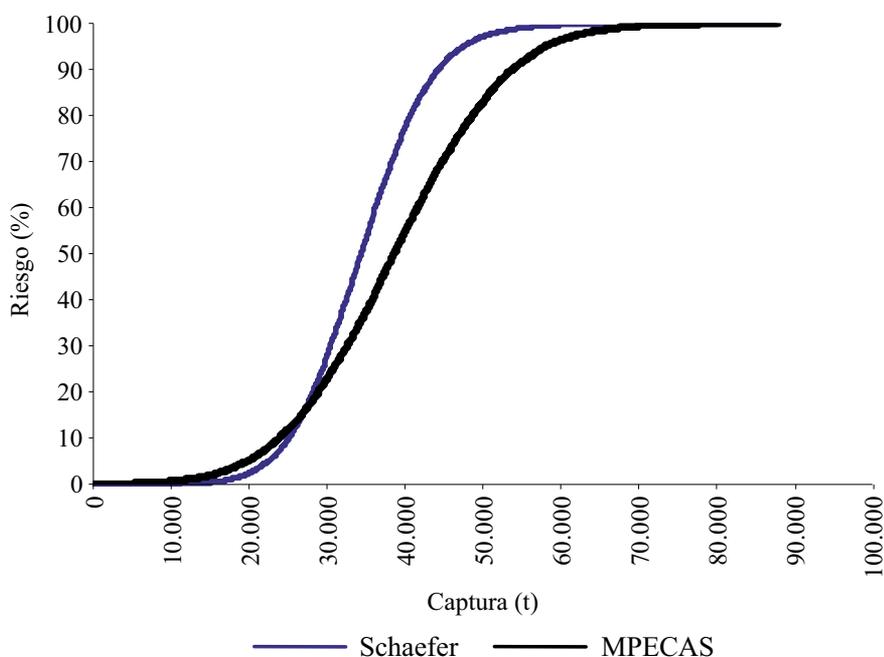


Figura 3. Curvas de riesgo ($B_{2012} < B_{2011}$) obtenidas con el Modelo de Dinámica de Biomasa de Schaefer y el Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS) considerando el índice AU_1 en el período 2002-2010.

Figure 3. Risk Curves ($B_{2012} < B_{2011}$) obtained with the Schaefer Biomass Dynamics Model and the Surplus Production Model with Serial Autocorrelation (MPECAS) considering the AU_1 index in the 2002-2010 period.

tamente la curva de riesgo del modelo de producción excedente de Schaefer y la obtenida a partir del MPECAS.

Cuando se compara la curva de riesgo ($B_{2012} < B_{2011}$) obtenida a partir del modelo de Schaefer con la obtenida a partir del MPECAS (calculadas con el índice de abundancia AU_1 en el período 2002-2010), se aprecia que la curva correspondiente al MPECAS determina riesgos mayores que la curva correspondiente al modelo de Schaefer al considerar riesgos entre 0 y 10%, comportándose por lo tanto el MPECAS más conservador y precautorio que el modelo de Schaefer en éste rango de riesgos, generalmente considerados en las aplicaciones. Para riesgos mayores se invierte el comportamiento de ambos modelos.

En la Tabla 2 se muestran las CMBA para los riesgos del 5 y 10% considerando el riesgo de disminución de biomasa de 2012 con respecto a 2011, obtenidas a partir del modelo de Schaefer y

Tabla 2. Capturas precautorias al 5 y 10% de riesgo ($B_{2012} < B_{2011}$) estimadas con el Modelo de Producción Excedente de Schaefer y el Modelo de Producción Excedente con Autocorrelación Serial (MPECAS) considerando la serie de abundancia AU_1 en el período 2002-2010.

Table 2. Precautionary catches at 5 and 10% risk ($B_{2012} < B_{2011}$) estimated with the Schaefer Surplus Production Model and the Surplus Production Model with Serial Autocorrelation (MPECAS) considering the AU_1 series in the 2002-2010 period.

Modelo	Captura al 5%	Captura al 10%
Schaefer	22.500	25.200
MPECAS	19.700	23.800

el MPECAS. Si bien, como cabría esperar, los valores de las capturas precautorias presentan algunas diferencias, al comparar el MPECAS con

el modelo de Schaefer y tomando a este último como referencia, éstas son menores al 13% en el caso de las capturas al nivel de riesgo del 5% y menores al 6% en el caso de las capturas al nivel de riesgo del 10%. El MPECAS, como se dijo, se muestra moderadamente más conservador para estos niveles de riesgo considerados, presentando capturas menores que el modelo de Schaefer.

CONCLUSIONES

El MPECAS es un modelo simple que no hace ningún supuesto restrictivo sobre la relación entre la producción excedente y la biomasa del recurso como sí lo hacen, por ejemplo, los modelos de Schaefer, Fox y Pella y Tomlinson (Hilborn y Walters 1992). El mismo considera como único supuesto que la producción excedente presenta correlación serial. De esta forma, se plantea que la producción excedente de cada año tiene correlación con las producciones excedentes de años previos, disminuyendo el grado de correlación a medida que nos alejamos en el tiempo del año en consideración.

El mismo requiere para su aplicación a la evaluación de un recurso y la estimación del vector de parámetros, el conocimiento de un índice de abundancia proporcional a una potencia de la abundancia media real del recurso, pudiendo efectuarse fácilmente la estimación de parámetros en un contexto bayesiano.

A partir del MPECAS se pueden efectuar proyecciones de biomasa en un corto-mediano plazo (de 1 a 5 años) y evaluar situaciones futuras probables del recurso ante una secuencia de capturas preestablecida y fijando los niveles de riesgo admisibles determinar las CMBA.

El MPECAS se destaca porque en su definición respeta la estructura básica de un modelo de producción excedente, pero carece de supuestos fuertes y restrictivos, los cuales no siempre son fácilmente justificables.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dra. Claudia R. Carozza, Jefa del Programa de Pesquerías de Peces Demersales Costeros, la cual gentilmente brindó los datos que permitieron desarrollar el ejemplo de aplicación. Contribución INIDEP N° 2161.

BIBLIOGRAFÍA

- BERNARDO JM, SMITH AFM. 2000. Bayesian Theory. Chichester: Wiley & Sons. 586 p.
- HARVEY AC. 1981. Time Series Models. Oxford: Philip Allan Publishers Limited. 229 p.
- Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. Nueva York: Chapman & Hall. 570 p.
- MCALLISTER M, KIRCHNER C. 2002. Accounting for structural uncertainty to facilitate precautionary fishery management: illustration with namibian orange roughy. Bull Mar Sci. 70 (2): 499-540.
- PUNT E, HILBORN R. 1996. BIODYN. Biomass dynamic models. User's manual. FAO Comput Inf Ser (Fish). 62 p.
- WALTERS C, LUDWIG D. 1994. Calculation of Bayes Posterior Probability Distributions for Key Population Parameters. Can J Fish Aquat Sci. 51: 713-722.
- ZELLNER A. 1987. An Introduction to Bayesian Inference in Econometrics. Malabar: Robert E. Krieger Publishing Company. 431 p.

Recibido: 30-10-2017

Aceptado: 20-02-2019

NOTE

Aluterus monoceros (ACANTHOPTERYGII, TETRAODONTIFORMES)
SOUTHWARDS DISTRIBUTION RANGE EXTENSION IN ARGENTINE WATERSANDRÉS C. MILESSI^{1,2}, IGNACIO BRUNO¹, EZEQUIEL COZZOLINO¹ and RODRIGO WIFF³¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina
e-mail: acmm@inidep.edu.ar²Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Argentina³Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Facultad de Ciencias Biológicas,
Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile

ABSTRACT. The presence of *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) in Mar del Plata, Argentina (38° S) was registered over 40 years ago. This new report extends its southernmost distribution limit to 39° S (Necochea: ~ 120 km). The presence of the species could be associated to the warm subtropical water derived from the Brazilian continental shelf. The hypothesis was tested with satellite images of the sea surface temperature recorded during the cruise the specimen was caught.

Key words: Unicorn leatherjacket filefish, geographical distribution, Monacanthidae.

Unicorn leatherjacket filefish, *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) distributes in subtropical and warm temperate zones worldwide (Froese and Pauly, 2015). In the Atlantic Ocean it is usually reported from New England (USA) to Southern Brazil (32° S), including the Caribbean Sea (Carvalho-Filho 1999; Figueiredo and Menezes 2000). The species, that feeds mainly on crustaceans, sponges, algae and corals, of 750 mm maximum length reported, is associated to coral and rocky reefs found up to 150 m depth (Carvalho-Filho 1999; Bernardes et al. 2005; Froese and Pauly 2015). Its presence off Mar del Plata (38° S) Argentina, was registered only once, over 40 years ago (Cousseau and Bastida 1976). The objective of this note is to document *Aluterus monoceros* southwards geographical extension from the limit previously reported.

During a fishing operation carried out from 20th through 22nd January 2014, a unicorn leather-

jacket filefish specimen was caught on board of the “Angela” bottom trawler off Necochea coastal area (~ 39° 00’ S-58° 40’ W) at 20 m depth in a rocky-sandy sediment area. The specimen was photographed, weighted, measured and sexed at the laboratory, identified following Berry and Vogele (1961) and preserved in the ichthyologic collection of the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) under number INIDEP 852 (Figure 1). The sea surface temperature (SST) was determined processing Aqua-MODIS 4 km resolution satellite images from: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov> when the fish was caught (Figure 2).

The individual, a 1,212.2 g weight 511 mm total length (TL) mature male (maturity stage IV) presented one hard dorsal spine, 49 soft rays in second dorsal fin and 47 anal fin rays considered the species diagnostic characters (Berry and Vogele 1961) and rough, dark brown skin with tiny thorns

and dark spots. The SST indicated waters warmer than 22° C related to the advection of oceanic warm waters to the coast produced by a favourable wind pattern from the North. Its horizontal distribution showed the presence of warm waters all over the Argentine shelf during Summer 2014.

The characteristics mentioned agree with the descriptions of *A. monoceros* Brazilian specimens by Berry and Voegelé (1961), Carvalho-Filho (1999), and Figueiredo and Menezes (2000).

The first record of *A. monoceros* in Argentine waters published by Cousseau and Bastida (1976) was based on an individual (508 mm TL) caught on 27th April 1976 in Mar del Plata (38° S). The new report extends the species previously known range in ~ 120 km to the South. Neither the first record produced in 1976 nor the scarce information provided by INIDEP on different surveys reported further analyses about sex, maturity stage or weight. The SST result is compatible to the process that forms the Subtropical Shelf Water (STSW), a mix between the Plata Plume Water and Tropical Waters (Moller et al. 2008). Said oceanographic process is known as warm coastal drift (Balech 1986; Balech and Ehrlich 2008) and is common in Argentine waters during austral Summer and Autumn, when winds coming from the north and north-east become stronger (Guerrero et al. 1997; Martos and Piccolo, 1998). The

STSW flow allows the arrival of subtropical and tropical fishes to Mar del Plata, Argentina (Cousseau and Figueroa 1989; Figueroa et al. 1992, 2000; Izzo et al. 2009; Milessi et al. 2012, 2017).

A. monoceros new report constitutes another piece of information supporting the hypothesis that the warm coastal drift allows changes in tropical and subtropical fishes distribution that, due to an increase in water temperature, show a true southwards expansion (Ortega et al. 2016). During the last decade high abundance reports of commonly unusual species such as *Epinephelus marginatus* and *Hyporthodus niveatus* (Irigoyen et al. 2005; Trobbiani et al. 2014; Milessi et al. 2018) off Argentina and *Stellifer rastrifer* in Uruguay (Segura et al. 2008) suggest colonization and establishment of new distribution areas. To assess said hypothesis a time series analysis of new species records and changes in other environmental variables may help understand the causes for the reported distribution expansion. Data about displacement of subtropical and tropical species as a result of global warming may contribute new records (Scenna et al. 2006; Venerus et al. 2007) supporting the hypothesis that southwards expansion of said species off Mar del Plata is favoured by the increase of water temperature.



Figure 1. *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758); INIDEP fish collection no. 852. Total length: 511 mm; weight: 1,212.2 g. Photo by Marcela Tobio.

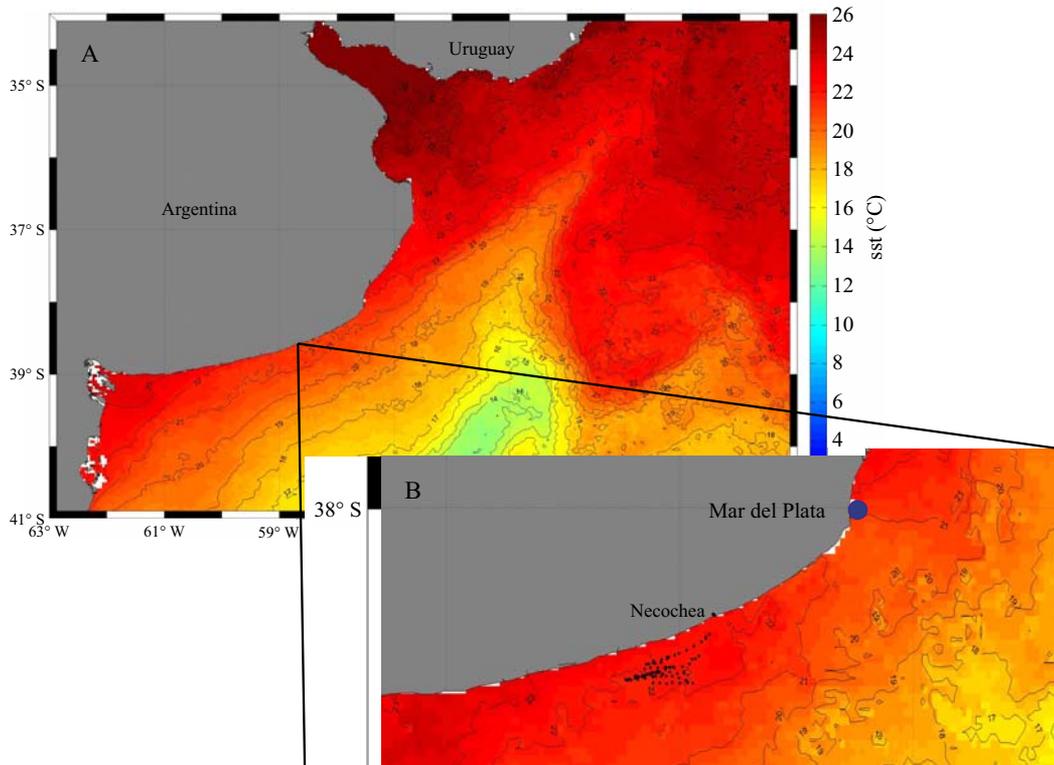


Figure 2. Sea surface temperature (°C) from the Argentine-Uruguayan Coastal Ecosystem, 34° S-41° S (Aqua MODIS, 4 km) (A) and the site where the specimen was caught near Necochea port (38° 32' S) (B). The black dots indicate the fishing trawls performed during the trip in which the specimen was caught (“Angela” FV). The blue point indicates the only previous record of *Aluterus monoceros* in Argentine waters (Mar del Plata port).

We are grateful to the “Angela” FV fishermen (Pablo, Julio, Ariel and Gaby) who caught the specimen; to M. Tobio for the photographs; to Dr. A. Carvalho-Filho (Brazil) for providing literature and to S. Barbini who deposited the fish in the INIDEP collection. R. Wiff was funded by CONICYT CAPES FB-0002. We also express our gratitude to an anonymous referee for the valuable comments contributed on a previous draft of the manuscript. INIDEP contribution no. 2072.

REFERENCES

- BALECH E. 1986. De nuevo sobre la oceanografía frente a la Argentina. Buenos Aires: Servicio de Hidrografía Naval. H645. 23 p.
- BALECH E, EHRLICH MD. 2008. Esquema biogeográfico del Mar Argentino. Rev Invest Desarr Pesq. 19: 45-75.
- BERNARDES RA, FIGUEIREDO JL, RODRIGUES AR, FISCHER LG, VOOREN CM, HAIMOVICI M, ROSSI-WONGTSCHOWSKI CLB. 2005. Peixes da Zona Econômica da Região Sudeste-Sul do Brasil: levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo. São Paulo: EDUSP. 295 p.
- BERRY FH, VOGELE LE. 1961. Filefishes (Monacanthidae) of the Western North Atlantic. Fish Bull. 61 (181): 61-109.
- CARVALHO-FILHO, A. 1999. Peixes: Costa Brasileira. São Paulo: Melro. 320 p.
- COUSSEAU MB, BASTIDA RO. 1976. Nuevas citas

BALECH E. 1986. De nuevo sobre la oceanografía frente a la Argentina. Buenos Aires: Servicio

- para la ictiofauna argentina y comentarios sobre especies poco conocidas. *Physis* (A). 35 (91): 235-252.
- COUSSEAU MB, FIGUEROA DE. 1989. Peces de presencia ocasional en aguas marinas argentinas y uruguayas. *Neotrópica*. 35 (94): 121-127.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 116 p.
- FIGUEROA DE, DÍAZ DE ASTARLOA JM, COUSSEAU MB. 2000. Southernmost occurrence of the aguavina on the western Atlantic coast of Argentina. *J Fish Biol*. 56 (5): 1280-1282.
- FROESE R, PAULY D. 2015. FishBase [updated Feb 2015; accessed Feb 2015]. <http://www.fishbase.org>.
- GUERRERO RA, ACHA EM, FRAMIÑAN MB, LASTA CA. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Cont Shelf Res*. 17 (7): 727-742.
- IRIGOYEN AJ, GALVAN D, VENERUS L. 2005. Occurrence of dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) in gulfs of northern Patagonia, Argentina. *J Fish Biol*. 67 (6): 1741-1745.
- IZZO P, MILESSI AC, ORTEGA L, SEGURA AM. 2010. First record of *Aluterus scriptus* (Monacanthidae) in Mar del Plata, Argentina. *Marine Biodiversity Records*. 3: e40.
- MARTOS P, PICCOLO MC. 1988. Hydrography of the Argentine continental shelf between 38° and 42° S. *Cont. Shelf Res*. 8 (9): 1043-1056.
- MILESSI AC, COLONELLO JH, CORTÉS F, LASTA CA, WAESSLE JA, ALLEGA L. 2012. Extensión del límite austral de distribución de tres especies de peces óseos tropicales en la costa de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Lat Am J Aquat Res*. 40 (4): 1061-1065.
- MILESSI AC, BRUNO I, SPINEDI M, BERNATENE F, GARCIA M, COZZOLINO E, CARVALHO-FILHO A. 2017. Nuevos registros de peces tropicales en la costa atlántica argentina. V Simposio Argentino de Ictiología, Corrientes, Argentina.
- MILESSI AC, BRUNO I, COZZOLINO E, ALLEGA L, JAUREGUIZAR AJ. 2018. Cambio climático global frente a las costas de Mar del Plata: evidencias de tropicalización? *Inf Invest INIDEP N° 131/2018*. 10 p.
- MOLLER O, PIOLA A, FREITAS A, CAMPOS E. 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. *Cont Shelf Res*. 28 (13): 1607-1624.
- ORTEGA L, CELENTANO E, DELGADO E, DEFEO O. 2016. Climate change influences on abundance, individual size and body abnormalities in a sandy beach clam. *Mar Ecol Prog Ser*. 545: 203-213.
- SCENNA L, SEGURA V, DERISIO C, FIGUEROA D, DÍAZ DE ASTARLOA JM. 2006. First occurrence of common snook, *Centropomus undecimalis* (Centropomidae), in Argentinean waters. *Cybium*. 30 (2): 187-188.
- SEGURA AM, CARRANZA A, RUBIO LE, ORTEGA L, GARCÍA M. 2008. *Stellifer rastrifer* (Pisces: Sciaenidae): First Uruguayan records and a 1200 km range extension. *Marine Biodiversity Records*. 2: e67.
- TROBBIANI GA, GALVÁN DE, CUESTAS M, IRIGOYEN AJ. 2014. Occurrence of the snowy grouper, *Hyporthodus niveatus* (Valenciennes, 1828), in Argentine waters. *J Appl Ichthyol*. 30 (1): 182-184.
- VENERUS A, GALVÁN D, IRIGOYEN AJ, GOSZTONYI A. 2007. First record of the namorado sandperch, *Pseudoperca numida* Miranda-Ribeiro, 1903 (Pinguipedidae; Osteichthyes), in Argentine waters. *J Appl Ichthyol*. 23 (1): 110-112.

Received: 24 June 2018

Accepted: 28 February 2019

REVIEW

TOXINAS PARALIZANTES DE MOLUSCOS EN EL MAR ARGENTINO: IMPACTO, TRANSFERENCIA TRÓFICA Y PERSPECTIVA

NORA G. MONTOYA

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

¹correo electrónico: nmontoya@inidep.edu.ar

RESUMEN. En el Mar Argentino, los dinoflagelados *Gymnodinium catenatum* y el complejo *Alexandrium tamarense/catenella* producen potentes neurotoxinas (saxitoxinas) que pueden acumularse en moluscos y producir severas intoxicaciones en humanos conocidas como Intoxicación Paralizante por Moluscos. La transferencia de dichas toxinas a través de la cadena alimentaria puede tener consecuencias graves para la salud humana, la acuicultura, la pesca, la industria y la economía regional. Debido a las implicancias para la salud pública, se ha estudiado en profundidad el rol de los moluscos bivalvos en su transferencia. Sin embargo, es escasa la información que se posee sobre las toxinas bioacumuladas en el resto de los organismos marinos ya que no están sujetos a monitoreo. En un contexto de cambio climático global que puede favorecer la ocurrencia de eventos que involucren a las Toxinas Paralizantes de Moluscos (TPM), se presenta una síntesis de la información actualizada para el Mar Argentino sobre los dinoflagelados que las producen y su distribución, las toxinas involucradas y las transformaciones metabólicas que ocurren en su transferencia dentro de la red trófica. Se explora el impacto de las TPM en la integridad del ecosistema y las medidas de manejo y control que se utilizan para minimizar las consecuencias en la salud pública.

Palabras clave: Floraciones de algas tóxicas, monitoreo de algas nocivas, dinoflagelados tóxicos, mortandad de organismos marinos, Argentina.

PARALYZING SHELLFISH TOXINS IN THE ARGENTINE SEA: IMPACT, TROPHIC TRANSFER AND PERSPECTIVE

ABSTRACT. In the Argentine Sea dinoflagellates *Gymnodinium catenatum* and the *Alexandrium tamarense/catenella* complex produce potent neurotoxins (saxitoxins) that can be accumulated in molluscs and produce severe intoxications in humans known as Paralyzing Shellfish Poisoning. The transfer of said toxins through the food web may have serious consequences for human health, aquaculture, fishing, industry and the regional economy. Due to the implications for public health, the role of bivalve molluscs in their transfer has been studied in depth. However, the information available on the toxins bioaccumulated in the rest of marine organisms is scarce since they are not subject to monitoring. In a context of global climate change that may favour the occurrence of events involving Paralyzing Molluscs Toxins (TPM), a synthesis of updated information for the Argentine Sea on the dinoflagellates that produce them and their distribution, the toxins involved and the metabolic transformations that occur in their transference along the food web is presented. The impact of TPMs on the integrity of the ecosystem and the management and control measures used to minimize the consequences on public health is explored.

Key words: Toxic algae blooms, monitoring of harmful algae, toxic dinoflagellates, mortality of marine organisms, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Las floraciones de algas nocivas (FAN) son un problema cada vez más frecuente a nivel mundial, que ocasiona severos daños sobre la salud pública, pérdidas económicas en acuicultura, perjuicios al turismo y episodios de mortalidad de poblaciones naturales de peces, aves y mamíferos marinos (Hallegraff 2010). En la Argentina, los eventos más graves por su extensión, toxicidad y organismos afectados, son los ocasionados por los dinoflagelados del Género *Alexandrium* productor de Toxinas Paralizantes de Moluscos (TPM) (Carreto et al. 1981, 1998, 2004, 2007; Montoya et al. 2010, 2018). En un contexto de cambio climático global, donde es probable que los eventos que involucren a las TPM sean cada vez más importantes, se presenta una síntesis de la información actualizada para el Mar Argentino sobre los dinoflagelados productores y su distribución, las toxinas involucradas y las transformaciones metabólicas que ocurren en su transferencia dentro de la red trófica. Se exploran los impactos producidos por las TPM en la integridad del ecosistema y las medidas de manejo y control utilizadas para minimizar sus consecuencias sobre la salud pública.

DISTRIBUCIÓN DE LOS DINOFLAGELADOS PRODUCTORES DE TPM, INCIDENCIA

Los dinoflagelados son los responsables de producir TPM y su proliferación (floraciones) origina la acumulación de las mismas en los organismos filtradores que actúan como vectores de intoxicación humana. Hasta el presente se han documentado varias especies de dinoflagelados que producen TPM en el Mar Argentino (Carreto et al. 1981, 1998, 2004, 2007; Benavides et al. 1995; Akselman et al. 1998; Montoya et al. 2006,

2010, 2018; Fabro et al. 2017). La especie principal, fue inicialmente descrita como *Gonyaulax excavata*, luego renombrada como *Alexandrium tamarense* y recientemente, a partir de estudios filogenéticos, reconocida como *Alexandrium catenella* (Prud'homme van Reine y Willem 2017). En esta revisión, y para evitar ambigüedad, nombraremos a esta especie como *A. tamarense/catenella*.

La distribución geográfica a lo largo de la costa oeste del Atlántico Sur del dinoflagelado *A. tamarense/catenella* ha sido compilada recientemente (Montoya et al. 2018). El primer registro de intoxicación por consumo de bivalvos asociado a esta especie ocurrió en 1980, en la región del frente de mareas de Península Valdés (Carreto et al. 1981). Desde esa fecha hasta la actualidad, numerosos registros dan cuenta de su expansión, abarcando desde la Provincia de Buenos Aires hasta el Canal Beagle, produciendo eventos de elevada toxicidad, ocasionalmente letales para los humanos (Figura 1 A) (Carreto et al. 1981, 2007; Esteves et al. 1992; Benavides et al. 1995; Santinelli et al. 2002; Gayoso y Fulco 2006; Montoya et al. 2010; Krock et al. 2015; Fabro et al. 2017).

El inicio de los fenómenos tóxicos ocurre generalmente de octubre a diciembre, con el des-enquistamiento de las formas de resistencia de estos dinoflagelados y su reproducción celular. Este proceso está controlado por un mecanismo biológico endógeno sincronizado por ciertos factores ambientales (Carreto et al. 1998). Existe, sin embargo, una elevada variabilidad interanual en la intensidad de su desarrollo, que se manifiesta en los niveles de toxicidad alcanzados por los bivalvos. Los máximos niveles de toxicidad son el resultado de períodos prolongados de crecimiento sostenido de la concentración celular que se ve favorecido por períodos de calma y alta radiación solar (Carreto et al. 1998).

Otro dinoflagelado productor de TPM en la región es *Gymnodinium catenatum*, que fue citado por primera vez en 1962 para la Provincia de Buenos Aires (Balech 1964). Esta especie solo se

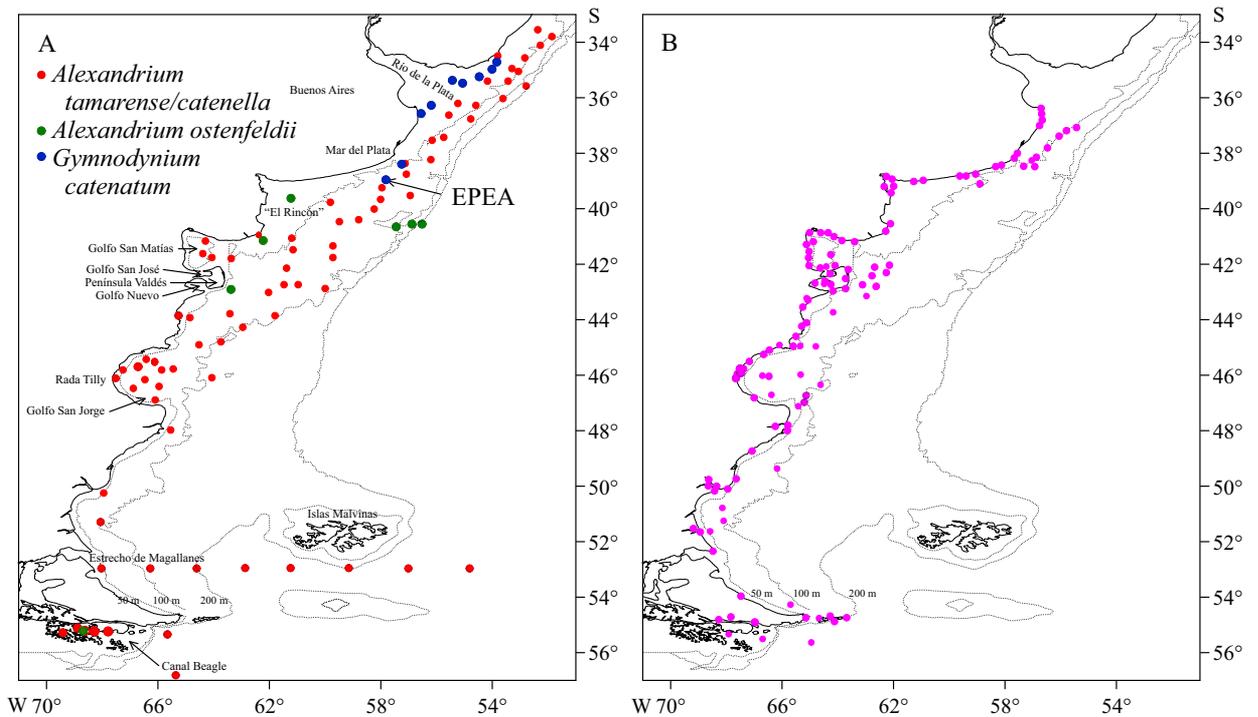


Figura 1. Distribución de dinoflagelados productores de toxinas paralizantes (A) y presencia de toxinas en plancton y bivalvos (B). Modificado de Montoya *et al.* (2018). EPEA: Estación Permanente de Estudios Ambientales.

Figure 1. Distribution of dinoflagellates producers of paralyzing toxins (A) and presence of toxins in plankton and shellfish (B). Modified from Montoya *et al.* (2018). EPEA: Estación Permanente de Estudios Ambientales.

ha reportado en las aguas costeras del norte de Buenos Aires (Figura 1 A) y durante los períodos de finales verano y principios de otoño, donde fue asociado con brotes tóxicos de TPM (Akselman *et al.* 1998; Mendez *et al.* 2001; Montoya *et al.* 2006; Sunesen *et al.* 2014). Recientemente, la presencia de TPM en el plancton fue asociada a dos dinoflagelados no conspicuos en la región, *A. ostenfeldii*, y *Alexandrium* aff. *minutum* en aguas de plataforma al sur de la Provincia de Buenos Aires y al este de la Península Valdés (Figura 1 A) (Fabro *et al.* 2017). *A. ostenfeldii* también fue registrado en Canal Beagle asociado a toxinas liposolubles del grupo de espirolidos, pero los cultivos en condiciones controladas no produjeron TPM (Almandoz *et al.* 2014).

Aunque la distribución de abundancia de *A. tamarense* es altamente heterogénea, es evidente

que las mayores concentraciones celulares (hasta $1,8 \times 10^6$ cél. l⁻¹) se han reportado en las regiones frontales (Carreto *et al.* 1986, 1998; Santinelli *et al.* 2002). En coincidencia con la distribución de *A. tamarense/catenella*, la mayoría de los registros de toxicidad en bivalvos fueron localizados en una banda continua que va del extremo sur del Canal Beagle hasta los 34° S, y entre la costa y la isobata de 50 m (Figura 1 B) (Carreto *et al.* 2007; Montoya *et al.* 2018). Los registros de toxicidad indicaron que en el área comprendida entre 32° S-40° S, las poblaciones de bivalvos intermareales (*Amarilladesma mactroides*, *Donax hanleyanus*, *Brachidontes rodriguezii*) han estado libres de toxicidad asociada a *A. tamarense/catenella* y solo excepcionalmente han registrado valores mayores al límite de seguridad, probablemente debido al ingreso ocasional de *G. catenatum* desde el sector

norte (Méndez y Ferrari 2003; Montoya et al. 2006; Sunensen et al. 2014). Esto contrasta con los valores elevados (hasta 30.000 μg de STX eq. 100 g^{-1}) detectados en los bancos de mejillones (*Mytilus edulis*) localizados a lo largo de la isobata de 50 m (Carreto et al. 1998). Al sur de este sector (40°S - 48°S), las poblaciones de bivalvos costeros y marinos presentaron valores de toxicidad elevados, con registros excepcionales (hasta 50.000 μg de STX eq. 100 g^{-1}) en la región frontal de la Península Valdés (Carreto et al. 1981, 1998). Existen pocos registros de toxicidad para el Golfo San Jorge, pero éstos mostraron que los moluscos bivalvos han presentado elevados valores, como el registrado en 2011 en Caleta Horno que alcanzó 11.800 μg STX eq. 100 g^{-1} en el mejillón *M. edulis*, ocasionando intoxicaciones graves (Santinelli 2013). En la región patagónica más austral se registró TPM en los bivalvos de los estuarios de los ríos Deseado y Gallegos (Figura 1 B) y en la Bahía San Julián. En Canal Beagle no hubo brotes de TPM desde 1985 hasta principios de 1992, cuando se registró una excepcional floración de *A. catenella* que originó el mayor valor de toxicidad en mejillones en el mundo (hasta 127.000 μg STX eq. 100 g^{-1}) (Benavides et al. 1995). Después de este evento extraordinario, los niveles de toxicidad alcanzados en mejillones y cholgas fueron variables, con máximos entre noviembre y febrero, a excepción del registrado en el período 2009-2011 que fue inusualmente extenso (Goya y Maldonado 2014).

LAS TOXINAS PARALIZANTES DE MOLUSCOS

Las TPM son potentes neurotoxinas solubles en agua, estables en soluciones biológicas y fisiológicas, e inestables en condiciones alcalinas (Etheridge, 2010). La toxicidad es causada por el bloqueo reversible y altamente específico del transporte de iones sodio en las membranas exci-

tables (fibras nerviosas y musculares) (Ritchie y Rogart 1977). Los síntomas más comunes son parestesias, entumecimiento y hormigueo perioral y, en casos extremos, las TPM producen muerte por paro respiratorio (Gessner et al. 1997). Desde el descubrimiento de la saxitoxina (STX), el compuesto parental, más de 50 compuestos análogos derivados tricíclicos de la tetrahidropurina han sido añadidos al grupo de las TPM (Wiese et al. 2010). Las TPM generalmente se agrupan de acuerdo con su estructura química. La presencia de diferentes grupos funcionales induce diferente afinidad al sitio de unión del canal de sodio y por lo tanto diferente toxicidad (Shimizu, 2000) (Figura 2). Las más potentes son las carbamoiltoxinas: saxitoxina (STX), neosaxitoxina (neoSTX) y la gonyautoxina GTX1, con una toxicidad intermedia las gonyautoxinas GTX4, 3 y 2 y las decarbamoiltoxinas (dcGTX3 y 2), y las menos potentes son las N-sulfocarbamoiltoxinas (C2, 4, 3, 1 y B1). No ha sido determinada aún la toxicidad de algunos nuevos análogos y derivados de la STX (Wiese et al. 2010). Negri et al. (2007) encontraron una nueva subclase de análogos que contienen una cadena lateral hidrofóbica designada GC1-3 en *G. catenatum*. Estos autores hicieron hincapié en que la naturaleza lipofílica de estas toxinas puede conducir a un mayor potencial de bioacumulación en organismos marinos y demostraron su toxicidad.

Los dinoflagelados presentan un número limitado de toxinas análogas de la STX. Se han realizado diversos estudios del perfil tóxico de *A. tamarense/catenella* y de *G. catenatum*, tanto en poblaciones naturales como en cultivos aislados de diferentes regiones geográficas (Carreto et al. 1996; Reyero et al. 1998; Andrinolo et al. 1999; Méndez et al. 2001; Montoya et al. 2006, 2018; Sastre 2013; Sastre et al. 2013). Ha sido observada, para ambos dinoflagelados, heterogeneidad en el contenido y en el perfil de toxinas, tanto en los cultivos como en las poblaciones naturales provenientes de diferentes sectores geográficos del Mar Argentino (Méndez et al. 2001; Montoya et al.

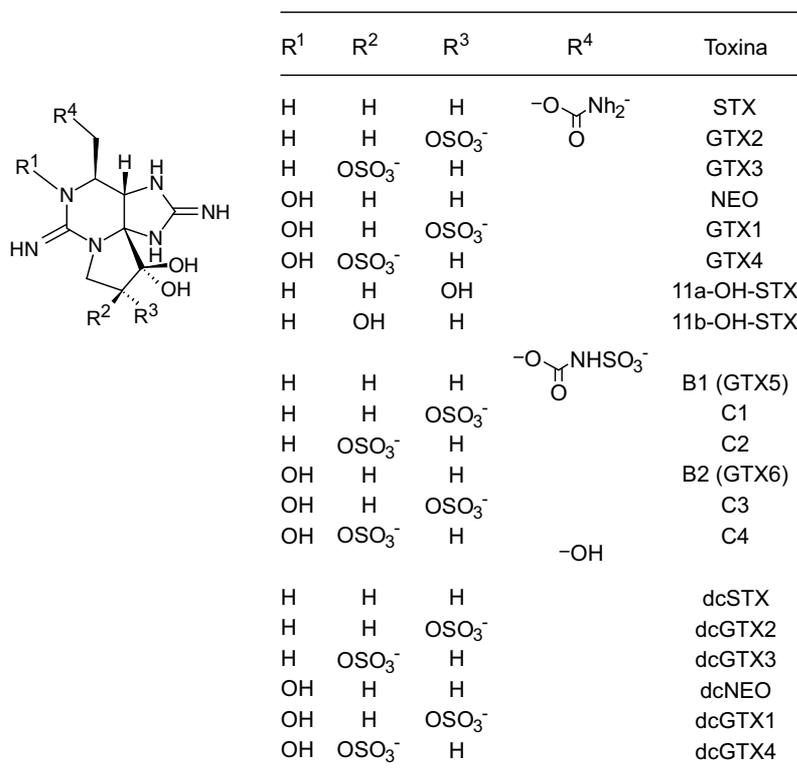


Figura 2. Estructura de la saxitoxina y sus principales análogos.
 Figure 2. Saxitoxin structure and its main analogues.

2006, 2010). La composición tóxica y los genotipos también fueron muy diversos entre aislamientos procedentes del mismo sector geográfico, lo que soporta la hipótesis de la ventaja de mantener una variedad de genotipos viables coexistentes para diferentes condiciones ambientales (Méndez et al. 2001; Montoya et al. 2010, 2018). En *G. catenatum* aislado de las costas uruguayas (GCUR52 y GCUR45) se observó el predominio de las menos tóxicas N-sulfocarbamoiltoxinas (96%) (C1, 2, 4 y B1 y 2) y menor proporción del análogo hidroxibenzoato GC1-3. (Méndez et al. 2001; Negri et al. 2001). En cambio, en una población natural de las costas de Mar del Plata, se observó un perfil diferente compuesto por C1, 2, GTX4, GTX2/3, dcGTX2/3, y ausencia de las toxinas B1, B2, C3, C4 y GC1-3 (Montoya et al. 2006).

El perfil tóxico de *A. tamarense/catenella* en cultivos aislados de Mar del Plata, el frente de marea de Península Valdés, los golfos Nuevos, San José, San Jorge y en Islas Malvinas (Figura 3 A) se caracterizó por el dominio de las N-sulfocarbamoiltoxinas (C1/2) con menor proporción de gonyautoxinas (GTX1/4, GTX2/3), neoSTX y solo trazas o ausencia de STX y dcSTX (Montoya et al. 2018). Resultados similares se observaron en Brasil (Persich et al. 2006) y Uruguay (Méndez et al. 2001). En un estudio comparativo de cultivos y poblaciones naturales se observó que los diferentes aislados se agruparon en diferentes subgrupos no geográficos, lo que indicó la existencia de una población continua de *A. tamarense/catenella* (Montoya et al. 2010). Las poblaciones naturales provenientes de sectores similares presentaron un perfil tóxico diferente con gonyautoxinas como

componentes principales, siendo notoria la diferencia que se observó entre las poblaciones de *A. tamarense/catenella* que crecen en primavera (toxina más abundante: GTX1/4) y otoño (toxina más abundante: GTX2/3) (Figura 3 B). Estas diferencias en los perfiles y contenidos de toxinas originaron diferentes valores de toxicidad celular. El rango de toxicidad hallado para *A. tamarense/catenella* fue de 9,7-92,9 pg STX eq. cél.⁻¹ en poblaciones naturales y 1,81-10,27 pg STX eq. cél.⁻¹ en cultivos (Montoya et al. 2010).

Transformaciones de las TPM

Las saxitoxinas que naturalmente ocurren en los dinoflagelados pueden sufrir transformaciones químicas o enzimáticas y convertirse en nuevos análogos o ser precursores para la formación de metabolitos extracelulares. El conocimiento de estas transformaciones puede tener implicancias importantes para la toxicidad, acumulación, eliminación y detección de las TPM en organismos contaminados.

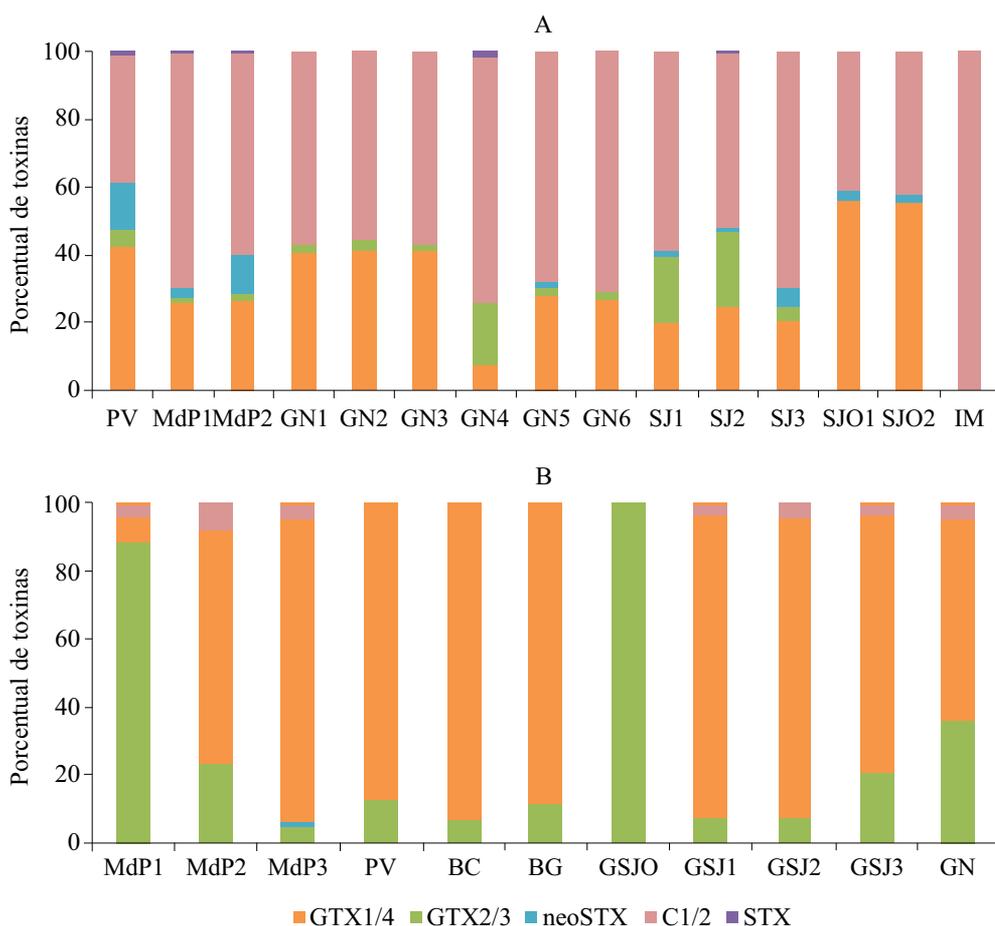


Figura 3. Perfil de las TPM en cultivos (A) y poblaciones naturales (B) de *Alexandrium tamarense/catenella* provenientes de Mar del Plata (MdP 1-3), Península Valdés (PV), Golfo Nuevo (GN 1-6), Golfo San José (GSJ y SJ), Islas Malvinas (IM), Bahía Camarones (BC) y Bahía Grande (BG). Datos de Montoya et al. (2010).

Figure 3. TPM profile in cultures (A) and natural populations (B) of *Alexandrium tamarense/catenella* from Mar del Plata (MdP1-3), Valdés Peninsula (PV) Nuevo Gulf (GN 1-6), San José Gulf (GSJ and SJ), Malvinas Islands (IM), Camarones Bay (BC) and Grande Bay (BG). Data by Montoya et al. (2010).

Diversos estudios se realizaron para comprender las transformaciones en el perfil de toxinas que ocurren en los invertebrados filtradores y los dinoflagelados productores (Weise et al. 2010). Oshima (1995) demostró la capacidad de *A. tamarense* de realizar transformaciones enzimáticas de GTX2/3 a GTX1/4, y que un homogeneizado de *G. catenatum* induce la incorporación de una molécula de sulfato sobre el grupo carbamoil resultando en la formación de C1 y C2. Transformaciones enzimáticas de las carbamoiltoxinas y

N-sulfocarbamoiltoxinas a decarbamoiltoxinas ocurren en las almejas *Prothotheca staminea* (Sullivan et al. 1983) (Figura 4). Conversiones de GTX y neoSTX a STX por reducción del grupos sulfato y N1-hidroxilo, respectivamente, fueron observadas en la vieira *Placopecten magellanicus* (Shimizu y Yoshioka 1981). Algunos de los nuevos y exóticos análogos de la STX, como los análogos M1-5, son producidos por transformaciones enzimáticas dentro del organismo vector o por sus microorganismos asociados (Weise et al. 2010).

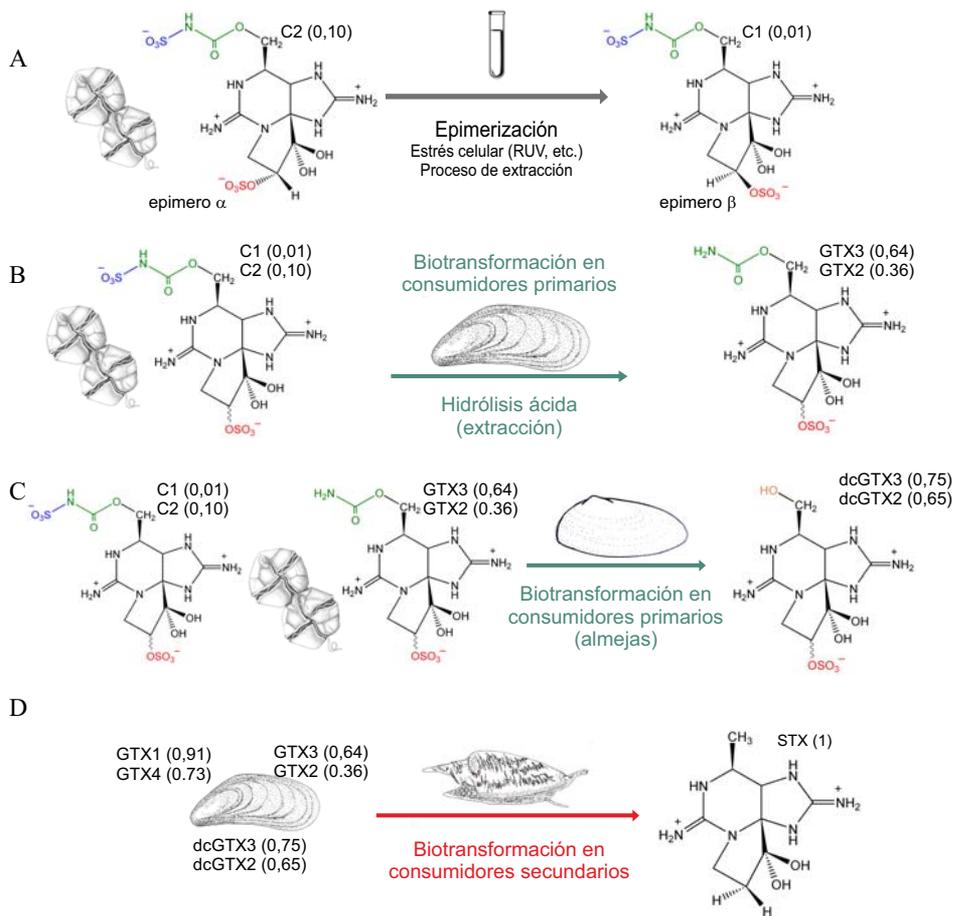


Figura 4. Rutas de transformación de las TPM observadas en distintos estudios realizados en el área: epimerización de C1 a C2 (A), biotransformación de C1/2 a GTX2/3 o por hidrólisis ácida en mejillones (B), conversión a decarbamoiltoxinas en almejas (C) y transformación y acumulación selectiva de STX en caracoles (D). Toxicidad específica entre paréntesis.

Figure 4. Transformation pathways of the TPM observed in different studies carried out in the area: epimerization of C1 to C2 (A), biotransformation of C1/2 to GTX2/3 or per acid hydrolysis in mussels (B), conversion to decarbamoiltoxins in clams (C) and transformation and selective accumulation of STX in snails (D). Specific toxicity in brackets.

También se reportó que las bacterias transforman GTX1-4 a STX y neoSTX (Sugawara et al. 1997) y se demostró que vísceras de cangrejos y caracoles marinos transforman GTX en STX a través de eliminación reductiva (Kotaki et al. 1985) (Figura 4). Smith et al. (2001) quienes estudiaron bacterias marinas de varios bivalvos, sugieren que juegan un rol importante en la eliminación de las TPM dentro de estos moluscos.

VECTORES DE INTOXICACIÓN HUMANA

Los moluscos bivalvos son organismos filtradores que se alimentan fundamentalmente de fitoplancton. Para estos organismos las especies que contienen toxinas son una parte más del alimento que ingieren, puesto que en la mayor parte de los casos estas toxinas no los afectan (Bricelj y Shumway 1998). La acumulación de toxinas en los bivalvos es, por tanto, parte de los procesos relacionados con su fisiología digestiva y es importante conocerlos para poder predecir su acumulación y pérdida. En la fase de pérdida es habitual la observación de importantes diferencias en los

tiempos de detoxificación y en el perfil de TPM presente, dependiendo del tipo de molusco y, más especialmente, del órgano en el que se acumulan las toxinas (Bricelj y Shumway 1998). Además, el tiempo de detoxificación para un mismo bivalvo depende de las condiciones ambientales en las que se encuentra. Todas las diferencias observadas empíricamente para las distintas especies de moluscos bivalvos y las diferentes toxinas en una determinada zona geográfica, deben ser tenidas en cuenta a la hora de establecer un programa de control de biotoxinas. El perfil de TPM hallado en los bivalvos puede ser el resultado de varios procesos que ocurren simultáneamente: degradación de toxinas mediadas por enzimas, equilibrio químico hacia el epímero más estable, toma y eliminación selectiva de toxinas, fragmentación de la molécula por cambios en el pH (Figura 4), etc.

Carreto et al. (2004) realizaron un estudio en una población de mejillones *M. platensis* ubicada frente a Mar del Plata (Estación Permanente de Estudios Ambientales, EPEA, 38° 28' S-57° 41' W; Figura 1 A) durante un año, observando que la evolución temporal de toxicidad en los mejillones muestra un ciclo bimodal con dos niveles máximos en concordancia con la variación de abundancia de *A. tamense/catenella* (Figura 5).

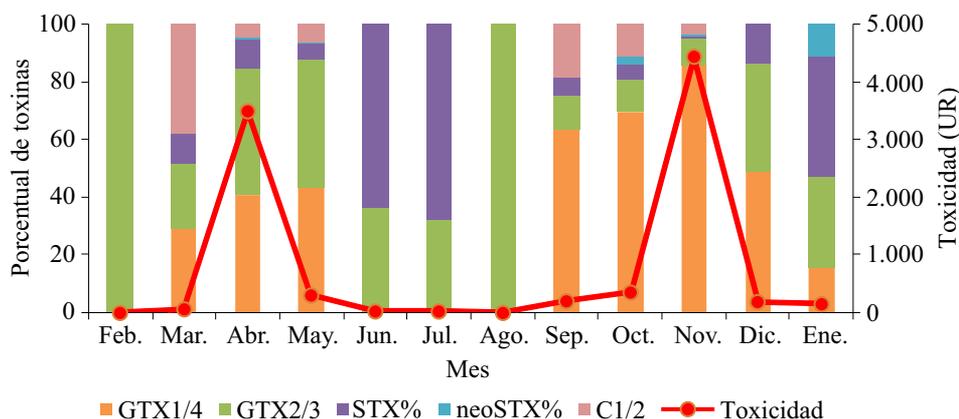


Figura 5. Toxicidad y perfil de las TPM en mejillones provenientes de la Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA) (localización en Figura 1) durante el año 2000. Datos de Carreto et al. (2004).

Figure 5. Toxicity and TPM profile in mussels from the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA) (location in Figure 1) during 2000. Data by Carreto et al. (2004).

Durante la fase de asimilación se observaron diferencias significativas en el perfil de toxinas entre las poblaciones de mejillones de primavera y otoño, debidas a la diferencia en la composición en toxinas en *A. tamarense/catenella* para ambos períodos (Figuras 2 y 5). Cuando la concentración del dinoflagelado comenzó a declinar, la toxicidad en los mejillones disminuyó drásticamente. La fase de detoxificación se caracterizó por presentar dos etapas, una inicial muy rápida ($t_{1/2} = 7$ d) que fue seguida de otra mucho más lenta, en la cual permanecieron toxinas en concentraciones solo detectables por cromatografía líquida (HPLC). En la fase de detoxificación rápida se observó un decrecimiento de las N-sulfocarbamoiltoxinas acompañado de un proceso de epimerización. Los mayores cambios se observaron durante la etapa de detoxificación lenta, donde los bajos niveles de toxinas fueron debidos a la presencia de STX y del par GTX2/3, enriquecido en el epímero termodinámicamente más estable (GTX2). La toxicidad de los mejillones alcanzó el valor aceptado por la regulación ($800 \mu\text{g STX eq. kg}^{-1}$) luego de dos semanas de alcanzar el máximo nivel de toxicidad, tanto en primavera como en otoño. Este máximo nivel de toxinas fue dominado por la presencia de gonyautoxinas (GTX1/4 y GTX2/3).

En un estudio similar realizado con cholgas *Aulacomya atra* en el Golfo San José se observó que la depuración natural de este bivalvo presentó un decaimiento exponencial de primer orden (Andrinolo et al. 1999). En este estudio el perfil tóxico promedio de 30 muestras de cholgas dio como toxina principal el par GTX4/1 seguido de GTX2/3, y STX.

En otro estudio realizado en 2013 en muestras de mejillones *M. platensis* y cholgas *A. atra* de una balsa de cultivo ubicada en Bahía Brown (Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur), se observó que en general las cholgas tenían una cantidad mayor de TPM que los mejillones para la misma fecha (Benavides et al. 2016). La toxicidad y la cantidad de toxinas totales en las muestras de cholgas como de mejillones tendió a disminuir lentamente, durante el período estudiado (julio a diciembre), indicando que los bivalvos estaban detoxificando las TPM adquiridas en un ciclo tóxico anterior (primavera-verano). En el período estudiado los bivalvos no tuvieron alta toxicidad y en algunas muestras los bioensayos dieron resultado negativo, no obstante, en todas fue posible detectar gonyautoxinas utilizando el método de mayor sensibilidad por HPLC (Figura 6) (Benavides et al. 2016).

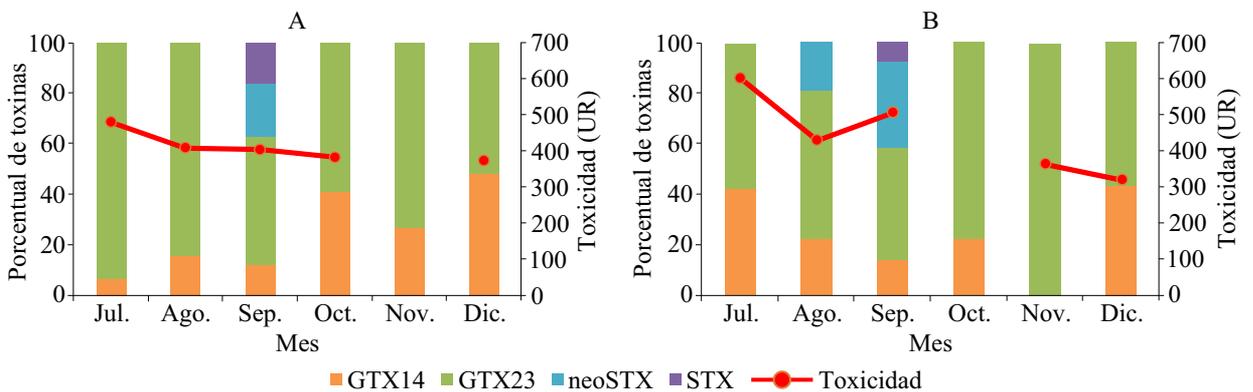


Figura 6. Toxicidad y perfil de las TPM (julio a diciembre de 2013) en mejillones (*Mytilus platensis*) (A) y cholgas (*Aulacomya atra*) (B) de Bahía Brown, Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur.
 Figure 6. Toxicity and TPM profile (July through December 2013) in mussels (*Mytilus platensis*) (A) and cholgas (*Aulacomya atra*) (B) from Brown Bay, Tierra del Fuego, Antarctica and South Atlantic Islands Province.

Aunque las vieiras son un recurso económico importante para la región, no se realizaron estudios de detoxificación. Las vieiras comerciales en la Argentina son *Aequipecten tehuelchus*, que se extrae con pesca artesanal en la Provincia del Chubut y la especie *Zygochlamys patagonica*, que se captura en la zona del talud y es procesada a bordo en barcos comerciales. Dado que en las vieiras las TPM se acumulan en las vísceras, el procesamiento realizado a bordo consiste en separar el músculo abductor, parte comestible, del resto de los tejidos (Goya et al. 2009). En vieiras enteras, estudiadas durante eventos tóxicos, se ha encontrado que las principales toxinas presentes son gonyautoxinas (Figura 7). Sin embargo, en un estudio realizado sobre *Z. patagonica* se observaron altos niveles de toxicidad causados por un nuevo derivado de STX: 13-nor-decarbamoilsaxitoxina, solo hallado en esta población de vieiras y no detectado por los métodos convencionales de HPLC (Gibbs et al. 2009).

Otros bivalvos no comerciales en los que fueron detectadas importantes concentraciones de TPM en la costa de la Provincia de Buenos Aires son los berberechos (*Donax hanleyanus*), las almejas (*Amarilladesma mactroides*) y los mejillines (*Brachidontes rodriguezii*) (Figura 8). Aunque existe una veda precautoria de captura de berberechos y almejas en la provincia, estos bivalvos suelen ser recolectados por turistas, exponiéndose al riesgo de intoxicación (Sunesen 2014). En berberechos y almejas es notable la presencia de dcGTX, lo que puede ser explicado por la existencia de enzimas específicas en esta especie de moluscos (ver apartado biotransformación, Figura 4). Una explicación alternativa es que el dinoflagelado responsable de la presencia de TPM en este sector costero sea *G. catenatum* que presentó dcGTX en su perfil tóxico (Montoya et al. 2006).

Aunque las mayores concentraciones de TPM se detectaron en moluscos bivalvos varias especies de caracoles (gasterópodos) de importancia comercial también presentaron toxicidad (Carreto et al. 1996; Turner et al. 2014). Los bivalvos son

una fuente de alimento de los gasterópodos carnívoros marinos, como por ejemplo *Zidona dufresnei* y *Adelomelon beckii*, los que acumulan TPM como producto de la depredación sobre bivalvos tóxicos (Carreto et al. 1996; Turner et al. 2014). La mayor concentración de toxinas se observó en las vísceras (entre 20-120 veces más que en el pie), aunque el pie, parte comestible, en ocasiones puede alcanzar valores por encima del máximo permitido (Turner et al. 2014). Existe por lo tanto un riesgo significativo para los consumidores y se registró un caso fatal y al menos seis intoxicaciones, la más reciente en noviembre de 2017. A diferencia de los bivalvos que acumulan principalmente gonyautoxinas, en los caracoles el perfil se dio casi exclusivamente por la muy tóxica STX (Figura 7). Un estudio llevado a cabo con 41 muestras provenientes de diferentes sectores de la plataforma obtenidas entre 1986 y 2012, demostró que no hubo cambios significativos en el perfil de toxinas a lo largo del tiempo en los caracoles *A. beckii* y *Z. dufresnei*, con un perfil compuesto por un 85% de STX y menores proporciones de GTX2/3, dcSTX y neo STX (Turner et al. 2014).

IMPACTOS DE LA TRANSFERENCIA TRÓFICA DE TPM

Los diversos organismos marinos pueden tener varios roles en la red trófica respecto a la exposición e impacto de las TPM: pueden ser vectores, víctimas o ambos. Debido a las implicaciones de las toxinas para la salud humana, el papel de los bivalvos está bien documentado. Contrariamente, aquellos organismos que no son vectores tradicionales de intoxicación en humanos son poco estudiados y los datos de bioacumulación están mucho menos disponibles. La mayor parte del conocimiento actual se generó a partir de eventos tóxicos relacionados con la mortandad de peces, mamíferos y aves marinas, cuya ocurrencia es esporádica e impredecible.

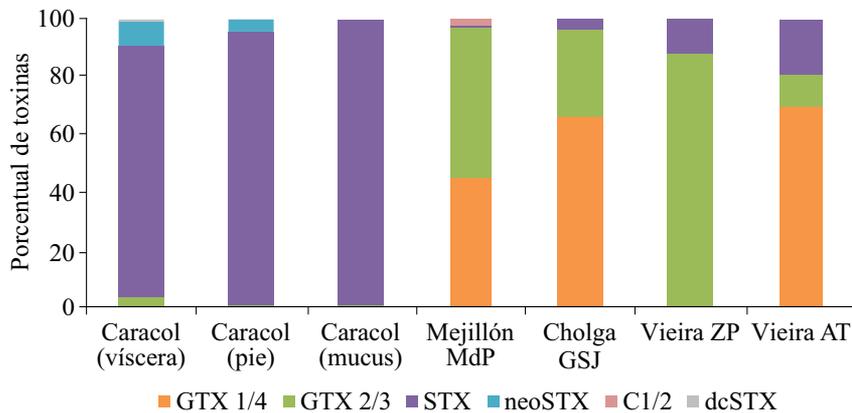


Figura 7. Perfil de las TPM en mejillones (*Mytilus platensis*), cholgas (*Aulacomya atra*), vieiras (AT: *Aequipecten tehuelchus*, ZP: *Zygochlamys patagonica*) y en distintos tejidos de caracol (*Zidona dufresnei*).

Figure 7. TPM profile in mussels (*Mytilus platensis*), cholgags (*Aulacomya atra*), scallops (AT: *Aequipecten tehuelchus*, ZP: *Zygochlamys patagonica*) and in different snail tissues (*Zidona dufresnei*).

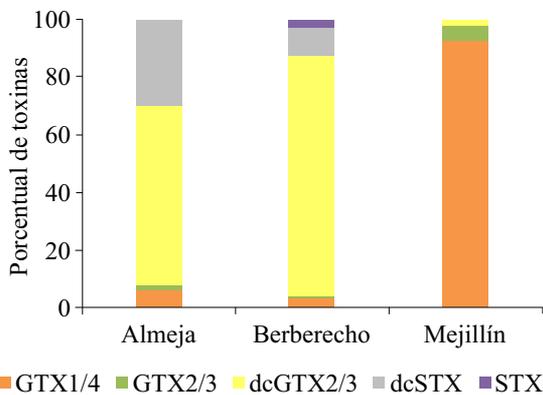


Figura 8. Perfil de las TPM en almejas (*Amarilladesma mactroides*), berberechos (*Donax hanleyanus*) y mejillones (*Brachidontes rodriguezii*) no comerciales provenientes de la costa de la Provincia de Buenos Aires.

Figure 8. TPM profile in non commercial clams (*Amarilladesma mactroides*), cockles (*Donax hanleyanus*) and mussels (*Brachidontes rodriguezii*) from the Province of Buenos Aires coasts.

En la costa de nuestro país se registraron varios episodios de mortandad de organismos marinos producidos por TPM (Montoya et al. 1996, 2008; Montoya y Carreto, 2007). En la primavera de 1993 se detectó por primera vez una elevada mortandad de caballas (*Scomber japonicus*) conteniendo TPM en una amplia área de la plataforma

bonaerense conocida como “El Rincón” (Montoya et al. 1996). La mayor concentración de toxinas fue de 2.800 µg STX eq. 100 g⁻¹ de tejido en contenido estomacal, aportado principalmente por gonyautoxinas GTX1/4 (Figura 9). Otros tejidos con TPM fueron intestino, hígado y branquias, con mayor proporción de GTX2/3, reflejando los procesos de acumulación/eliminación y biotransformación. En ningún caso se detectó la presencia de toxinas en el músculo, su parte comestible (Montoya et al. 1996). En este evento el zooplancton gelatinoso actuó como organismo vector de las toxinas originadas por el dinoflagelado *A. tamarense/catenella* (Montoya et al. 1996). No se ha registrado mortandad por TPM de otros peces pelágicos, sin embargo, se observó que la anchoíta (*Engraulis anchoita*) del sector costero de la Provincia de Buenos Aires, tiene la capacidad de acumular cierta cantidad de toxinas (Montoya et al. 1998). El nivel de toxicidad hallado en las vísceras de anchoíta fue de 101 µg STX eq. 100 g⁻¹, con un perfil tóxico compuesto principalmente por gonyautoxinas (Figura 9), mientras que las TPM no se acumularon a niveles detectables en el músculo. Aunque el proceso de intoxicación es aún desconocido, el comportamiento alimentario de la anchoíta y la detección

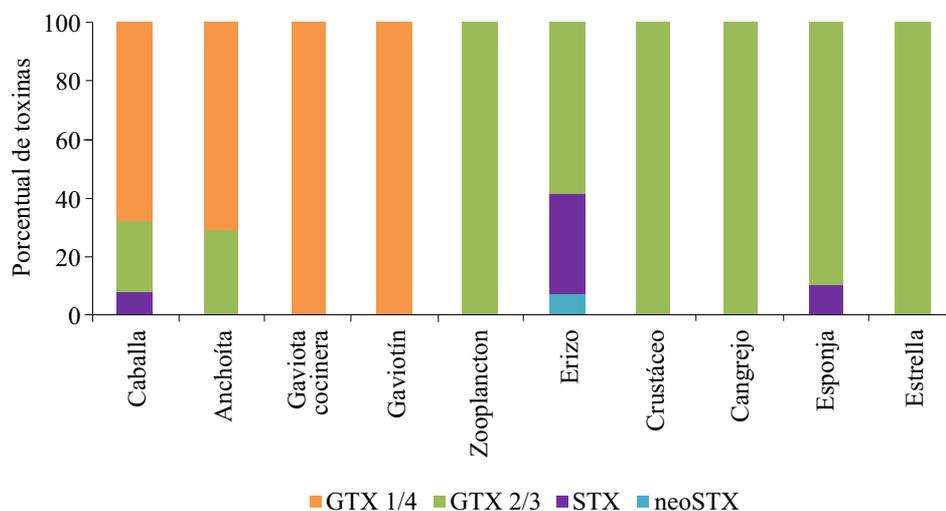


Figura 9. Perfil de las TPM en caballa (*Scomber japonicus*), anchoíta (*Engraulis anchoíta*), gaviota cocinera (*Larus dominicus*), gaviotín (*Thalasseus maxima*), zooplancton, erizo (*Pseudechinus magellanicus*), crustáceos (*Rochinia gracilipes* y *Peltarium spinulosum*), esponja (Porifera indet.) y estrella de mar (*Cycethra verrucosa*).

Figure 9. TPM profile in mackerel (*Scomber japonicus*), anchovy (*Engraulis anchoíta*), cook gull (*Larus dominicus*), tern (*Thalasseus maxima*), zooplankton, sea urchin (*Pseudechinus magellanicus*), crustaceans (*Rochinia gracilipes* and *Peltarium spinulosum*), sponge (*Porifera indet.*) and star (*Cycethra verrucosa*).

de TPM (GTX2/3) en muestras de zooplancton (Montoya y Carignan 2011; D'Agostino 2017) nos lleva a suponer que éste fue el principal vector de la transferencia de las toxinas.

Varios estudios han demostrado que diversas especies de mamíferos marinos están expuestas a estas potentes neurotoxinas (Geraci et al. 1989; Doucette et al. 2012; Lefebvre et al. 2016; Wilson et al. 2016). Sin embargo, son pocos los casos documentados de mortalidad de mamíferos marinos asociados con las TPM. Wilson et al. (2016) estudiaron la relación de la alta mortalidad de las ballenas (*Eubalaena australis*) en Península Valdés y los fenómenos de algas tóxicas. Reportaron que solo un número reducido de muestras fueron positivas a estas neurotoxinas (4 de 105) y en concentraciones bajas (STX = 172 a 800 ng g⁻¹). A partir de la talla de algunos de los individuos afectados, crías menores de 3 meses, estimaron que los mismos podrían haber estado expuestos a las toxinas en el útero o través de la leche de su madre. En otros estudios realizado en la zona no se detectó TPM en materia fecal de

ballenas, mientras si se detectó en el fitoplancton y mesozooplancton del área (Montoya y Carreto, 2009; Cadaillon, 2012; D'Agostino, 2017).

Las aves marinas son muy sensibles a las toxinas y la incorporación de las mismas por la ingestión de peces u otros organismos que las hayan acumulado ha originado importantes mortandades en diferentes regiones del planeta (Shumway et al. 2003). En nuestro país también se han registrado grandes mortandades de aves asociadas a eventos de floraciones de algas tóxicas a lo largo de las costas de Buenos Aires, la Patagonia y el Canal Beagle. Las especies de aves documentadas incluyen a *Sterna hirundinacea*, *Phalacrocorax atriceps*, *Podiceps major*, *Tachyeres pteneres*, *Larus dominicanus*, *Thalasseus maxima* y *Spheniscus magellanicus* (Carreto et al. 1981; Uhart et al. 2004, 2008; Montoya y Carreto 2007). Durante un florecimiento de *A. tamarense/catenella* ocurrido en playas de Punta Loma y Punta León, Chubut, se observó gran mortandad de aves con presencia de TPM en su tracto digestivo (Montoya y Carreto 2007). El análisis de toxinas en

muestras de tejidos de gaviotas agonizantes (*L. dominicanus*) mostró que GTX4 estaba presente en todos los tejidos estudiados (intestino, estómago, hígado y riñón) (Figura 9) (Montoya y Carreto 2007; Uhart et al. 2008). Como el estómago de las aves analizadas estaba libre de restos de alimento, no fue posible determinar el vector de intoxicación (Uhart et al. 2008). Los peces pequeños que se alimentan por filtración, como la anchoíta y los invertebrados como el calamar, que pueden acumular TPM por depredación y son una parte importante de la dieta de muchas aves marinas, probablemente fueron los vectores de intoxicación (Uhart et al. 2008).

La mortalidad de un gran número de pingüinos (*Pygoscelis papua*, *Eudyptes chrysocome* y *Spheniscus magellanicus*) también se registró en las Islas Malvinas. Entre noviembre de 2002 y febrero de 2003, miles de pingüinos fueron intoxicados (junto con albatros, petreles y priones) durante un brote de TPM (Uhart et al. 2004). El análisis de muestras de tejido y estómago de estas aves y el análisis de muestras de agua, mostró que las toxinas que causaron estas muertes (GTX4 y neoSXT) fueron originadas por los dinoflagelados *A. tamarense/catenella* presentes en el plancton.

Se ha demostrado que organismos bentónicos no explotados comercialmente para su consumo pueden acumular, a través de depredación o filtración, y transferir TPM, lo que implica un riesgo de intoxicación para otros organismos. Montoya y Carignan (2011), realizaron un estudio tendiente a evaluar la capacidad de acumulación de TPM en varios organismos bentónicos de la región frontal de la Península Valdés. Si bien se encontraron bajas concentraciones de células de *A. tamarense/catenella*, indicando que la floración tóxica estaba en la etapa final de desarrollo, fue posible detectar TPM en el fitoplancton (GTX2/3: 18-108 pmol g⁻¹) y en el mesozooplancton (GTX2/3: 43 µg STX eq. 100 g⁻¹). En muestras de una especie indeterminada de *Porifera* (esponja) se observó un resultado similar, con una concentración de toxina de 66,3 µg STX eq.

100 g⁻¹. Los niveles más altos de toxicidad se observaron en el erizo *Pseudechinus magellanicus*, que acumuló 834 µg STX eq. 100 g⁻¹ en sus tejidos blandos, y un mayor porcentaje de STX (Figura 9). El resto de los organismos estudiados, los crustáceos *Rochinia gracilipes*, *Peltarion spinulosum* y la estrella de mar *Cyathra verrucosa* presentaron baja toxicidad (2,5-26 µg STX eq. 100 g⁻¹) y un perfil tóxico similar (Figura 9). Los mecanismos de acumulación/detoxificación no se conocen, pero es probable que la diferencia en el nivel tóxico encontrado pueda deberse a la diferente fisiología de los organismos estudiados. Otro organismo en el que se detectó neurotoxinas por bioensayo fue la babosa marina *Pleurobranchaea* sp., especie invasora hallada en aguas costeras de la Argentina (Farias et al. 2014).

SALUD PÚBLICA: MONITOREO Y MEDIDAS DE MANEJO

Las TPM pertenecen a las biotoxinas marinas más tóxicas conocidas y son responsables de cientos de muertes humanas (Hallegraeff 1995). En la Argentina, la principal causa de envenenamiento humano y muerte por mariscos contaminados con saxitoxina se debió a la ingestión de mejillones. Desde 1980 hasta el presente han ocurrido serias intoxicaciones, algunas fatales (Figura 10), como la última registrada en diciembre de 2011 en Caleta Horno (Golfo San Jorge) por consumo de mejillones colectados en forma personal en la playa (Santinelli 2013). Es probable que los casos de intoxicación paralizante por moluscos fueran sub-registrados, debido en parte al desconocimiento de estos fenómenos y a la extensión de la costa: aproximadamente 5.000 km desde el Canal Beagle hasta el estuario del Río de la Plata.

El sistema de control y monitoreo de toxinas en la Argentina surge en 1980, luego de la intoxicación y muerte de dos pescadores ocurrida en

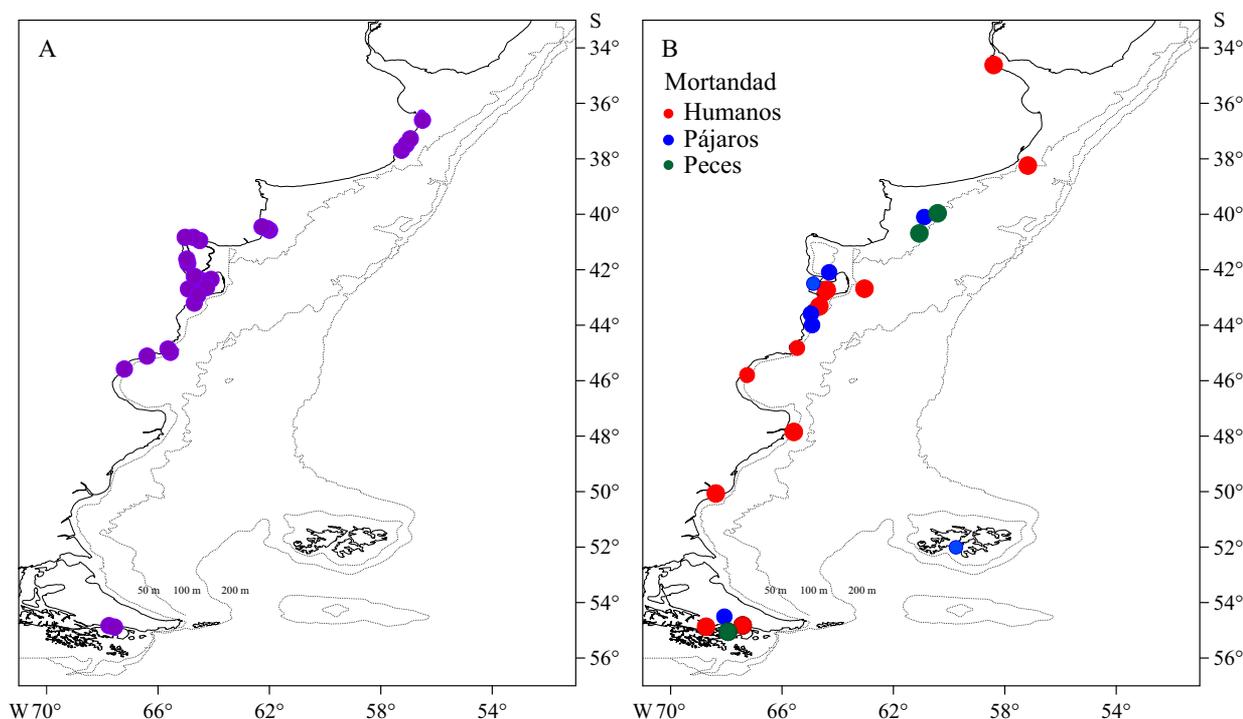


Figura 10. Zonas clasificadas y/o monitoreadas para la extracción de moluscos (A) y eventos de mortandad en humanos, pájaros y peces (B) (modificado de Montoya *et al.*, 2018).

Figure 10. Areas classified and/or monitored for the extraction of molluscs (A) and death events in humans, birds and fishes (B) (modified from Montoya *et al.*, 2018).

Península Valdés. Las normas sanitarias para la exportación de moluscos bivalvos vivos se basan en el Reglamento de la Unión Europea (EC) N° 854/2004 (EC 2004) en cuanto a toxinas legisladas y límites aceptados por toxinas. El SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria) es el responsable del control de los productos pesqueros para el consumo humano interno y de exportación (Resolución SAGPyA N° 829/2006). SENASA coordina esta tarea con los gobiernos provinciales para la clasificación y monitoreo de zonas de extracción y para el establecimiento de vedas (Figura 10; Tabla 1). Cada región tiene un Plan de Prevención y Control que incluye, además del control de toxinas en los moluscos bivalvos, el monitoreo de especies fitoplanctónicas toxigénicas. Las principales especies de moluscos comerciales monitoreadas son: mejillón (*M. platensis*,

cholgas (*A. atra*), vieiras (*A. tehuelchus*, *Z. patagonica*), caracoles (*Z. dufresnei*, *A. beckii*), ostras (*Crassostrea gigas*, *Ostrea puelchana*), almejas (*Ameghinomya antiqua*), panopea (*Panopea abbreviata*) y navaja (*Ensis macha*, *Solen tehuelchus*).

La legislación establece, en las áreas clasificadas para la extracción y producción, un nivel máximo de 800 μg STX eq. kg^{-1} de cuerpo o parte comestible y es controlado semanalmente. El método oficial de análisis para la certificación por áreas es el bioensayo con ratones (AOAC 1985). Este ensayo es el aceptado internacionalmente como referencia por el nivel de seguridad que aporta y sigue siendo el método de referencia en la Unión Europea (Morono 2013). Cuando el nivel detectado de TPM es igual o superior al máximo permitido, el área se clausura para la

Tabla 1. Zonas clasificadas, en vías de clasificación y/o monitoreadas y productos pesqueros controlados en cada provincia.
 Table 1. Classified areas, in the process of classification and/or monitored and fishing products controlled in each province.

Provincia	Producto pesquero controlado	Código de áreas	Localidad
Buenos Aires	Mejillones, vieiras, caracoles, ostras y productos congelados de importación. No comerciales: mejillín, almeja amarilla y berberechos	AR-BA-001	Los Pocitos
		AR-BA-002	Ría Jabalí
		AR-BA-003	Bahía San Blas
			Otras áreas no clasificadas en la costa de la provincia
Río Negro	Almejas, vieiras, cholgas, caracol globoso y ostras	AR-RN-001	Villarino, El Buque y El Sótano
		AR-RN-002	Orengo
Chubut	Mejillones, cholgas, panopea, caracol rojo, almejas y vieiras	ARCH002	Golfo San José, Riacho
		ARCH008	Playa Larralde
		ARCH009	Playa Bengoa
		ARCH001	Golfo San Matías-Paraje Puerto Lobos
		ARCH005	Bahía Camarones
		ARCH010	Playa Belvedere
		ARCH003	Golfo Nuevo
		ARCH004	Bahía Engaño
		ARCH006	Bahía Bustamante-Caleta Malaspina
		ARCH007	Centro del Golfo San Jorge
Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur	Mejillones y cholgas	AR-TF-001	Punta Paraná
		AR-TF-002	Bahía Brown fondo y entrada

extracción de bivalvos. Las medidas se levantan una vez que se han obtenido dos resultados consecutivos (mínimo 72 h) con niveles de toxinas inferiores a los límites tolerados.

En la Unión Europea existen tres métodos para la determinación de TPM que fueron formalmente validados en estudios interlaboratorios: bioensayo en ratón, HPLC con derivatización precolumna (Lawrence et al. 2005) y HPLC con derivatización postcolumna (Van de Riet et al. 2009). Los métodos cromatográficos se utilizaron en reemplazo del bioensayo para determinar toxicidad en aquellos países donde por cuestiones éticas no está permitido el uso de animales de laboratorio (Van de Riet et al. 2009). Su principal des-

ventaja es que ningún método está validado para todas las toxinas del grupo, y solo se pueden cuantificar aquellas para las que hay estándares disponibles.

IMPACTO SOCIOECONÓMICO DE LAS FLORACIONES TÓXICAS

Los moluscos son el segundo grupo más importante de la producción acuícola mundial, y los mejillones representan el 12,4% de las toneladas producidas de este grupo (FAO 2012). Argentina no es un productor importante de

bivalvos, los principales emprendimientos son en pequeña escala y se dedican a la actividad de acuicultura marina o a la recolección de moluscos bivalvos de los bancos naturales para su comercialización (Álvarez 2012; Bertolotti et al. 2014).

La ostricultura en la Provincia de Buenos Aires ha evolucionado desde 2002 a través de la creación del Programa de Aprovechamiento Productivo de la Ostra del Pacífico en el Partido de Patagones. Los datos sobre esta actividad se remontan a fines de la década de los ochenta con la aparición de los primeros ejemplares de la ostra del Pacífico (*C. gigas*) asentados sobre restingas de la zona (Álvarez 2012). La provincia, junto con SENASA y la Universidad Nacional de La Plata, participan del control y monitoreo de las zonas clasificadas y de otros sectores y programas de estudio en colaboración (Sunesen et al. 2014).

En la Provincia de Río Negro, el Golfo San Matías presenta una costa marítima con gran diversidad de fauna marina, dentro de la que se hallan moluscos bivalvos y gasterópodos, los que en varias oportunidades han acumulado toxinas en sus tejidos (Fernández y Kroeck 2013). El Centro de Biología y Toxicología Aplicada fue creado en 1987, y se convirtió en el punto de referencia del Programa de Vigilancia Epidemiológica. En la actualidad es un área del Laboratorio Regional de Salud Ambiental Viedma (LRSAV) y se encuentra habilitado por SENASA. En él se analizan muestras de las zonas de producción de moluscos bivalvos y gasterópodos de la Provincia de Río Negro, de las zonas de producción ostrera del sur de la Provincia de Buenos Aires (Bahía San Blas, Ría Jabalí y Los Pocitos), de los diferentes bancos de la costa de la provincia y de muestras particulares (Avelino Rodríguez 2014).

En el verano de 1985 ocurrió en la Provincia de Chubut un episodio de intoxicación de dieciocho personas, de las cuales cuatro fallecieron. Este grave incidente dio origen a la firma de un decreto provincial que puso en marcha el Plan Provincial de Prevención y Control de Mareas

Rojas (Santinelli et al. 2002). La provincia de Chubut presenta condiciones geográficas y ecológicas favorables para el asentamiento de poblaciones naturales de bivalvos de interés pesquero y cuenta con diferentes zonas para el desarrollo de la actividad a lo largo de la costa. La extracción de moluscos presenta un importante ingreso para la comunidad de pesqueros artesanales y buzos, desarrollándose además nuevos emprendimientos de acuicultura hacia el sur de Bahía Camarones (Sastre 2013).

La acuicultura marina se inició en la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur (Canal Beagle) aproximadamente en 1995, cuando se comenzó a evaluar la posibilidad de su desarrollo. En 1999 se decidió la puesta en marcha de un proyecto de acuicultura de “pequeña escala” con emprendedores privados que recibieron asistencia y asesoramiento del estado provincial destinado a pescadores artesanales establecidos en la zona de Almanza. Actualmente, en el Canal Beagle se encuentran instalados productores de pequeña y mediana escala, que se dedican a la acuicultura y la recolección de moluscos bivalvos provenientes de bancos naturales para su comercialización, que han sufrido extensos periodos de veda (Bertolotti et al. 2014). El Laboratorio Ambiental de la provincia realiza el control de la zona y cuenta con un bioterio propio para realizar los bioensayos.

En la Argentina, los programas de monitoreo han sido exitosos, minimizando el número de casos humanos fatales asociados a los eventos de TPM. A nivel mundial, European Union Toxicology Working Group (FAO 2006) ha puesto énfasis en la importancia de desarrollar nuevos métodos de detección de toxinas rápidos y fiables, validados para propósitos regulatorios en diferentes matrices (bivalvos, caracoles, peces, etc.). A través de estas mejoras, se anticipa que no solo disminuirá el número de afectados, si no que se podrán realizar vedas más eficientes, asegurando un equilibrio que proteja tanto la salud pública como el desarrollo de la industria pesquera.

ALGAS NOCIVAS, CAMBIO CLIMÁTICO Y PESQUERÍAS: PERSPECTIVAS

Reguera (2013) afirma que el término FAN (Floraciones de Algas Nocivas), no es una clasificación científica, sino socio-económica, pues define cualquier proliferación de microalgas (independientemente de su concentración) que sea percibida como dañina por el hombre. Por lo tanto, una floración de la misma especie puede resultar muy dañina en una parte del mundo y pasar totalmente inadvertida en otras, si no afecta a ninguno de sus principales recursos pesqueros (Reguera 2013).

Se ha predicho que el cambio climático tendrá considerables efectos en los ambientes marinos y de agua dulce. Estos efectos, junto con la contaminación y eutrofización, pueden causar FAN con mayor frecuencia, en más cuerpos de agua y ser más intensas en algunas regiones, o todo lo contrario (Hallegraeff 2010). Predecir el impacto del cambio climático sobre las FAN es difícil. Los efectos previstos del cambio climático: aumento de la temperatura superficial del agua, una estratificación más marcada, alteración de las corrientes oceánicas, variación de los aportes locales de nutrientes, estimulación de la fotosíntesis por incremento del CO₂, calcificación reducida por la acidificación de los océanos y por las precipitaciones, fuertes eventos de tormentas que causan cambios en el aporte y la disponibilidad de micronutrientes desde la tierra, son procesos que pueden producir resultados contradictorios y respuestas específicas para cada especie de fitoplancton. Entre los efectos esperables se pueden mencionar la expansión del rango de especies de aguas cálidas a expensas de las especies de agua fría, cambios en la abundancia y en la ventana temporal de crecimiento estacional de la especie y/o efectos secundarios sobre la red alimentaria marina, especialmente cuando el zooplancton y los herbívoros son impactados en forma diferencial por el cambio climático.

Las FAN, como se ha mencionado, se han asociado durante mucho tiempo con la mortalidad de los peces. Durante estos eventos se alcanzan altas densidades celulares de especies de fitoplancton nocivo que pueden afectar a los peces por diferentes mecanismos, siendo la intoxicación directa por filtración solo uno de ellos. Por ejemplo, se demostró que la superposición espacio-temporal del desove y las floraciones tóxicas puede ser crítico para la supervivencia de peces en sus primeras etapas de vida. También pueden ocurrir efectos indirectos del fitoplancton tóxico, como es la modificación de las interacciones presa-depredador que lleva a un efecto en cascada sobre la estructura de la red alimentaria en sistemas marinos. Efectos transitorios también se han observado en peces y aunque son difíciles de cuantificar, estos efectos subletales pueden afectar la alimentación y el escape a la depredación. Ciertos dinoflagelados que no producen toxinas, pueden causar daño directo o incluso matar a peces y otros animales marinos, aunque los mecanismos precisos de deterioro son diversos, y a veces no se conocen.

En cuanto al efecto de las TPM sobre las pesquerías, Reis Costa (2014) recopila información sobre el impacto y concluye que cuando el dinoflagelado productor (incluso cuando están en concentraciones diluidas) cubre una amplia distribución geográfica, puede causar impactos negativos en los peces y afectar las poblaciones de los mismos. Si bien, las TPM afectan en forma directa a los peces e invertebrados de ambientes naturales, y especialmente a los organismos en cultivo, la proliferación de dinoflagelados productores de estas toxinas también puede producir lesiones branquiales y anoxia (Reis Costa 2014). Además, los dinoflagelados del Género *Alexandrium* tienen el potencial de liberar compuestos extracelulares desconocidos (ECC) con actividades citotóxicas, hemolíticas, ictiotóxicas y alelopáticas (Marc Long et al. 2016).

La causa de muchos incidentes tóxicos no siempre es completamente estudiada o discernida, lo que puede conducir a episodios tóxicos no

reportados. Mientras avanzamos hacia la gestión basada en los ecosistemas, parece importante caracterizar los niveles ecológicamente relevantes de exposición a TPM de los peces, no solo a través de la ingestión directa de las algas tóxicas, sino también a través de vectores intermedios, e incluso a la presencia de toxinas extracelulares en la columna de agua.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer la colaboración, comentarios y sugerencias realizadas por el Téc. Mario Carignan. Agradezco al Dr. Rodolfo Elías por los dibujos y sugerencias. Contribución INIDEP N° 2162.

BIBLIOGRAFÍA

- AKSELMAN R, CARRETO JI, MONTOYA NG. 1998. *Gymnodinium catenatum* and autumn toxicity in northern shelf waters of Argentina. En: REGUERA B, BLANCO J, FERNÁNDEZ ML, WYATT T, editores. Harmful Microalgae. IOC-UNESCO. p. 122-123.
- ALMANDOZ GO, MONTOYA NG, HERNANDO MP, BENAVIDES H, CARIGNAN M, FERRARIO ME. 2014. Toxic strains of the *Alexandrium ostensefeldii* 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° 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/Mareasrojas-FerinoAlvarez.pdf>.
- ANDRINOLO D, SANTINELLI N, OTAÑO S, SASTRE V, LAGOS N. 1999. Paralytic Shellfish Toxins in mussels and *Alexandrium tamarense* at Valdés Peninsula, Chubut, Patagonia, Argentina. Kinetics and natural depuration. J. Shellfish Res. 18: 203-209.
- [AOAC] ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. 1985. Paralytic shellfish poison. Biological method. Final action. Official Methods of Analysis. Sec. 959.08. p. 21-22.
- AVELINO RODRIGUEZ M.V. 2014. Evaluación de los resultados del laboratorio de toxinas marinas durante el periodo 2008-2012, en el marco del programa de vigilancia y control de marea roja en la provincia de Río Negro [tesis de licenciatura]. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de La Pampa. 55 p.
- BALECH E. 1964. El plancton de Mar del Plata durante el período 1961-1962 (Buenos Aires, Argentina). Boletín Instituto Biología Marina (Mar del Plata). N° 4: 1-59.
- BENAVIDES HR, MONTOYA NG, CARIGNAN MO. 2016. Microalgas nocivas y eventos de toxicidad de moluscos bivalvos en el área del Canal Beagle, Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. Inf Invest INIDEP N° 75/2016. 65 p.
- BENAVIDES HR, PRADO L, DÍAZ S, CARRETO JI. 1995. An excepcional bloom of *Alexandrium catenella* in the Beagle Channel, Argentina. En: LASSUS P, ARZUL G, ERARD-LE-DEN E, GENTEN P, MARCAILLOU-LE BAUT C, editores. Harmful Marine Algal Blooms. París: Lavoisier. 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: 315-383.
- CADAILLÓN A. 2012. Floraciones Algales Nocivas: Ficotoxinas en fitoplancton y zooplancton de

- los Golfos Nuevo y San José [tesis de licenciatura]. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. 154 p.
- CARRETO JI, CARIGNAN MO, MONTROYA NG. 2007. [CD-ROM] Florecimientos de algas nocivas En: BOLTOVSKOY D, editor. Atlas de Sensibilidad Ambiental de la costa y el Mar Argentino.
- CARRETO JI, BENAVIDES HR, NEGRI RM, GLORIOSO PD. 1986. Toxic red-tide in the Argentine Sea. Phytoplankton distribution and survival of the toxic dinoflagellate *Gonyaulax excavata* in a frontal area. J Plankton Res. 8: 15-28.
- CARRETO JI, LASTA ML, NEGRI RM, BENAVIDES HR. 1981. Los fenómenos de marea roja y toxicidad de moluscos bivalvos en el Mar Argentino. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 399: 1-93.
- CARRETO JI, ELBUSTO C, SANCHO H, CARIGNAN MO, YASUMOTO T, OSHIMA Y. 1996. Comparative studies on paralytic shellfish toxin profiles of marine snails, mussels and an *Alexandrium tamarense* isolate from the Mar del Plata coast (Argentina). Rev Invest Desarr Pesq. 10: 101-1070.
- CARRETO JI, MONTROYA NG, AKSELMAN R, NEGRI R, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD. 2004. Differences in the PSP toxin profiles of *Mytilus edulis* during spring and autumn blooms of *Alexandrium tamarense* off Mar del Plata coast. En: STEIDINGER KA, LANDSBERG JC, TOMAS R, VARGO GA, editores. Harmful algae 2002: Proceedings of the X International Conference on Harmful Algae. Florida Marine Research Institute, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, IOC-UNESCO, St. Pete Beach. p. 100-102.
- CARRETO JI, MONTROYA NG, BENAVIDES HR, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD, AKSELMAN R. 1998. *Alexandrium tamarense* blooms and shellfish toxicity in the Argentine Sea: a retrospective view. En: REGUERA B, BLANCO J, FERNÁNDEZ ML, WYATT T, editores. Harmful Microalgae. IOC-UNESCO. p. 131-134.
- D'AGOSTINO VC, DEGRATI M, SASTRE AV, SANTINELLI NH, KROCK B, KROHN T, DANS SL, HOFFMEYER MS. 2017. Domoic acid in marine food web: Exposure of southern right whales *Eubalaena australis* in Península Valdés, Argentina. Harmful Algae. 68: 248-257.
- DOUCETTE GJ, MIKULSKI CM, KING KL, ROTH PB, WANG Z, LEANDRO LF, DEGRASSE SL, WHITE KD, DE BIASE D, GILLET RM, ET AL. 2012. Endangered North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) experience repeated, concurrent exposure to multiple environmental neurotoxins produced by marine algae. Environ Res. 112: 67-76.
- ESTEVEZ JL, SANTINELLI IN, SASTRE V. 1992. A toxic dinoflagellate bloom and PSP production associated with upwelling in Golfo Nuevo, Patagonia, Argentina. Hydrobiologia. 242: 115-122.
- ETHERIDGE SM. 2010. Paralytic shellfish poisoning: Sea food safety and human health perspectives. Toxicon. 56: 108-122.
- [EU] EUROPEAN UNION. 2004. Corrigendum to regulation (EC) N° 854/2004 of the European Parliament and of the Council of 29th April 2004 Laying down specific rules for the organization of official controls on products of animal origin intended for human consumption. OJEU. L. 226. p. 83-127.
- FABRO E, ALMANDOZ GO, FERRARIO ME, JOHN U, TILLMANN U, TOEBE K, KROCK B, CEMBELLA AD. 2017. *Alexandrium* species from the Argentine Sea: diversity, distribution and associated toxins. J Phycology. doi:10.1111/jpy.12574
- [FAO] ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. 2006. Joint FAO/WHO Food Standards Programme CODEX Committee on fish and fishery products. CX/FFP 06/28/6-Add.1. ftp://ftp.fao.org/esn/food/biotoxin_repor_en.pdf.
- [FAO] ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS

- PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Roma. <http://www.fao.org/docrep/016/i2727s/i2727s.pdf>.
- FARIAS NE, OBENAT S, GOYA A. 2014. Outbreak of a neurotoxic side-gilled sea slug (*Pleurobranchaea* sp.) in Argentinian coasts. *N Z J Zool.* 42: 51-56.
- FERNÁNDEZ V, KROEKC M. 2013. Programa de Monitoreo de Calidad Ambiental de Zonas de Producción de Moluscos Bivalvos de la Provincia de Río Negro. Taller FAN, Chubut. <http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/acuicultura/zonificacion>.
- GAYOSO AM, FULCO K. 2006. Occurrence patterns of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech populations in the Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina) with observations on ventral pore occurrence in natural and cultured cells. *Harmful Algae.* 5: 233-241.
- GERACI JR, ANDERSON DM, TIMPERI RJ, AUBIN DJ, EARJ Y, PRESCOTT JL, MAYO CA. 1989. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by dinoflagellate toxin. *Can J Fish Aquat Sci.* 46: 1895-1898.
- GESSNER BD, BELL P, DOUCETTE GJ, MOCZYDLOWSKI E, POLI MA, VAN DOLAH F, HALL S. 1997. Hypertension and identification of toxin in human urine and serum following a cluster of mussel associated paralytic shellfish poisoning outbreaks. *Toxicon.* 35 (5): 711-722.
- GIBBS R, KRISTA T, WADE R, CORY M, MCCARRON P, MELANSON J, BURTON I, JOHN W, VAN DE RIET J, QUILLIAM M. 2009. Detection and Identification of a Novel Saxitoxin Analogue in Scallops (*Zygochlamys patagonica*). *Proceedings of Seventh International Conference on Molluscan Shellfish Safety, Nantes.* p. 64-71.
- 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.* Springer, Netherlands. p. 15-23.
- GOYA A, KHUN S, NAJLE S, LASTA M. 2009. Lack of Paralytic Shellfish Poison Toxin transfer from body to adductor muscle in patagonian scallops (*Zygochlamys patagonica*). *Proceedings of Seventh International Conference on Molluscan Shellfish Safety, Nantes.* doi:10.13140/RG.2.1.2218.0248
- HALLEGRAEFF GM. 1995. Harmful algal blooms: A global overview. En: HALLEGRAEFF GM, ANDERSON DM, CEMBELLA AD, editores. *Manual on Harmful Marine Microalgae.* IOC-UNESCO, Paris. p. 1-24.
- HALLEGRAEFF G. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J Phycol.* 46: 220-235.
- KOTAKI Y, OSHIMA Y, YASUMOTO T. 1985. Bacterial transformation of paralytic shellfish toxins in coral reef crabs and a marine snail. *Nippon Suisan Gakkaishi.* 51: 1009-1013.
- KROCK B, BOREL CM, BARRERA F, TILLMANN U, FABRO E, ALMANDOZ GO, FERRARIO ME, GARZÓN JE, CARDONA BP, KOCH 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 Marine Syst.* 148: 86-100.
- LAWRENCE JF, NIEDZWIADK B, MENARD C. 2005. Quantitative determination of paralytic shellfish poisoning toxins in shellfish using prechromatographic oxidation and liquid chromatography with fluorescence detection: collaborative study. *J AOAC Int.* 88: 1714-1732.
- LEFEBVRE KA, QUAKENBUSH E, FRAME KB, HUNTINGTON G, SHEFFIELD R, STIMMELMAYR A, BRYAN P, KENDRICK H, ZIEL T, GOLDSTEIN JA, ET AL. 2016. Prevalence of algal toxins in Alaskan marine mammals foraging in a changing arctic and subarctic environment. *Harmful Algae.* 55: 13-24.
- MARC LONG KT, SOUDANT P, LE GRAND F, SAR-

- THOU G, JOLLEY D, HÉGARET H. 2016. Allelochemicals released by the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* impact *Chaetoceros neogracile* photosystem and viability. Proceedings of the 17th International Conference on Harmful Algae (ICHA), Florianópolis, Brasil. doi:10.13140/RG.2.2.18317.95200
- MÉNDEZ S, FERRARI G. 2003. Floraciones tóxicas de *Gymnodinium catenatum* en aguas uruguayas. Pub Com Tec Mix Fr Marít. 19: 97-102.
- MÉNDEZ S, KULIS D, ANDERSON DM. 2001. PSP toxin production of Uruguayan isolates of *Gymnodinium catenatum* and *Alexandrium tamarense*. En: HALLEGRAEFF G, BLACKBURN S, LEWIS R, BOLCH C, editores. Harmful Algal Blooms 2000. IOC-UNESCO. p. 352-355.
- MONTROYA NG, CARIGNAN M. 2011. Análisis de toxinas paralizantes de moluscos (TPM) de algunos organismos de la comunidad biológica asociada al frente de Península Valdés durante la campaña CC01/08. Inf Invest INIDEP N° 34/2011. 10 p.
- MONTROYA NG, CARRETO JI. 2007. Informe sobre mortandad de aves marinas ocurrida en las costas de Chubut (noviembre de 2006), asociada a la presencia de toxinas paralizantes de moluscos. Inf Invest INIDEP N° 34/2007. 8 p.
- MONTROYA NG, CARRETO JI. 2009. Resultado del análisis de ficotoxinas en la Ballena Franca Austral (*Eubalaena australis*) durante un episodio de mortandad ocurrido en Península Valdés. Inf Ases Transf INIDEP N° 16/2009. 9 p.
- MONTROYA NG, CARIGNAN MO, CARRETO JI. 2018. *Alexandrium tamarense/catenella* blooms in Southwestern Atlantic- Paralytic Shellfish Toxins production and its trophic transference. En: HOFFMEYER MS, SABATINI ME, BRANDINI FP, CALLIARI D, SANTINELLI NH, editores. Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic, from Subtropical to the Subantarctic realm. Cham: Springer. p. 453-474.
- MONTROYA NG, AKSELMAN R, CARIGNAN MO, CARRETO JI. 2006. Pigment profile and toxin composition during a red tide of *Gymnodinium catenatum* (Graham) and *Myrionecta rubra* (Lohman) Jankowski in Mar del Plata coastal waters. African J Marine Sci. 28: 199-202.
- MONTROYA NG, AKSELMAN R, FRANCO J, CARRETO JI. 1996. Paralytic shellfish toxins and mackerel (*Scomber japonicus*) mortality in the Argentine Sea. En: YASUMOTO T, OSHIMA Y, FUKUYO Y, editores. Harmful and Toxic Algal Blooms. IOC-UNESCO. p. 417-420.
- MONTROYA 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.
- MONTROYA NG, REYERO MI, AKSELMAN R, FRANCO J, CARRETO JI. 1998. Paralytic shellfish toxins in the anchovy *Engraulis anchoita* from Argentinian coasts. En: REGUERA B, BLANCO ML, FERNÁNDEZ J, WYATT T, editores. Harmful Microalgae. IOC-UNESCO. p. 72-73.
- MOROÑO A. 2013. Monitoreo de biotoxinas marinas: experiencias prácticas. Taller FAN, Chubut, Argentina. <http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/acuicultura/zonificacion>.
- NEGRI A, BOLCH CJ, LINDON E, MÉNDEZ SM. 2001. Paralytic shellfish toxins in *Gymnodinium catenatum* strains from six countries. En: HALLEGRAEFF GM, BLACKBURN S, BOLCH CJ, LEWIS R, editores. Harmful Algal Blooms 2000. IOC-UNESCO. p. 210-214.
- NEGRI AP, BOLCH CJS, GEIER S, GREEN DH, PARK T-G, BLACKBURN SI. 2007. Widespread presence of hydrophobic paralytic shellfish toxins in *Gymnodinium catenatum*. Harmful Algae 6: 774-780.
- OSHIMA Y. 1995. Chemical and enzymatic transformation of paralytic shellfish toxins in marine organisms. En: LASSUS P, ARZUL G, ERARD E, GENTIEN P, MARCAILLOU C, editores. Harmful Marine Algal Blooms. Paris: Lavoisier. p. 475-480.

- PERSICH GR, KULIS DM, LILLY EL, ANDERSON DM, GARCIA VMT. 2006. Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech from southern Brazil. *Harmful Algae*. 5: 36-44.
- PRUD'HOMME V R, WILLEM F. 2017. Report of the Nomenclature Committee for Algae: 15. *Taxon*. 66 (6). 191 p.
- REGUERA B. 2013. Floraciones de microalgas nocivas: diversidad de especies, diversidad de recursos afectados. Taller FAN, Chubut. <http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/acuicultura/zonificacion>.
- REIS COSTA P. 2014. Impact and effects of paralytic shellfish poisoning toxins derived from harmful algal blooms to marine fish. *Fish Fish*. doi:10.1111/faf.12105
- REYERO M, SANTINELLI N, OTAÑO S, SASTRE V, MAROÑO E, FRANCO J, ANDRADE A. 1998. Toxins profiles of PSP from molluscs and phytoplankton containing *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech in two patagonian gulf (Argentina). En: REGUERA B, FERNÁNDEZ ML, WYATT T, editores. *Harmful Algae*. Xunta de Galicia. IOC-UNESCO. p. 507-508.
- RITCHIE JM, ROGART RB. 1977. The binding of saxitoxin and tetrodotoxin to excitable tissue. *Rev. Physiol. Biochem. Pharmacol.* 79: 42-50.
- SANTINELLI N. 2013. Monitoreo de FAN en la costa de la Provincia de Chubut. Taller FAN, Chubut, Argentina. <http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/acuicultura/zonificacion>.
- SANTINELLI N, SASTRE V, ESTÉVEZ JL. 2002. Episodios de algas nocivas en la Patagonia Argentina. En: SAR EA, FERRARIO ME, REGUERA B, editores. *Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano*. Vigo: Instituto Español de Oceanografía. p. 197-208.
- SASTRE V. 2013. Clasificación de Zonas y Monitoreo de Floraciones Algales Nocivas (FANs) y Ficotoxinas. Taller FAN, Chubut, Argentina. <http://www.agroindustria.gov.ar/sitio/areas/acuicultura/zonificacion>.
- SASTRE AV, SANTINELLI NH, WILLERS V, SOLIS ME, DÍAZ OVEJERO S, PÉREZ LB, PÉREZ AA, FAJARDO MA, GRACIA VILLALOBOS L, MARINO GR. 2013. Floraciones de *Alexandrium tamarense* y TPM en el Golfo San Jorge. *Proceedings of the XXXIV Jornadas Argentinas de Botánica, La Plata, Argentina*. *Bol Soc Argent Bot*. 48 (Supl.). p. 175.
- SHIMIZU Y, YOSHIOKA M. 1981 Transformation of paralytic shellfish toxins as demonstrated in scallop homogenates. *Science*. 212: 547-549.
- SHIMIZU Y. 2000. Chemistry and mechanism of action. En: BOTANA LM, editor. *Seafood and Freshwater Toxins: Pharmacology, Physiology, and Detection*. Nueva York: Marcel Dekker. p. 151-172.
- SHUMWAY SE, ALLEN SM, DEE BOERSM P. 2003. Marine birds and harmful algal blooms: sporadic victims or under-reported events? *Harmful Algae*. 2: 1-17.
- SMITH EA, GRANT F, FERGUSON CMJ, GALLACHER S. 2001. Biotransformations of paralytic shellfish toxins by bacteria isolated from bivalve molluscs. *Appl Environ Microbiol* 67: 2345-2353.
- SUGAWARA A, IMAMURA T, ASO S, EBITANI K. 1997. Change of paralytic shellfish poison by the marine bacteria living in the intestine of the Japanese surf clam, *Pseudocardium sybillae*, and the brown sole, *Pleuronectes herensteini*. *Sci Rep Hokkaido Fish Exp Stn*. 50: 35-42.
- SULLIVAN JJ, IWAOKA WT, LISTON J. 1983. Enzymatic transformation of PSP toxins in the littleneck clam (*Protothaca staminea*). *Biochem Biophys Res Commun*. 114: 465-472.
- SUNESÉN I, LAVIGNE A, GOYA A, SAR EA. 2014. Episodios de toxicidad en moluscos de aguas marinas costeras de la Provincia de Buenos Aires (Argentina) asociados a algas toxigenas (marzo de 2008-marzo de 2013). *Bol Soc Argent Bot*. 49: 327-339.
- TURNER AD, TARNOVIUS S, GOYA A. 2014. Paralytic Shellfish Toxins in the Marine Gastropods *Zidona dufresnei* and *Adelomelon beckii* from Argentina: Toxicity and Toxin

- Profiles. *J Shellfish Res.* 33: 519-530.
- UHART M, MONTOYA NG, LISNIZER N, GARCÍA BORBOROGLU P, GATTO A, SVAGELJ W, MAUCO L, CARRETO JI. 2008. Mortalidad de gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) por toxina paralizante de los moluscos en Chubut, Argentina. Proceedings of the XII Reunión Argentina de Ornitología, San Martín de los Andes, Argentina, Resúmenes. p. 60.
- UHART M, KARESH W, COOK R, HUIN N, LAWRENCE KB, GUZMAN L, PACHECO H, PIZARRO G, MATTSSON R, MÖRNER T. 2004. Paralytic shellfish poisoning in gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) from the Malvinas Islands. Proceedings of the AAZV/AAWV/WDA Joint Conference, San Diego. p. 481-486.
- VAN DE RIET JM, GIBBS RS, CHOU FW, MUGGAH PM, ROURKE WA, BURNS G, THOMAS K, WILLIAM MA. 2009. Liquid chromatographic post-column oxidation method for analysis of paralytic shellfish toxins in mussels, clams, scallops, and oysters: single-laboratory validation. *J AOAC Int.* 92: 1690-1704.
- WIESE M, D'AGOSTINO PM, MIHALI TK, MOFFITT MC, NEILAN BA. 2010. Neurotoxic Alkaloids: Saxitoxin and Its Analogs. *Mar Drugs.* 8: 2185-2211.
- WILSON C, SASTRE AV, HOFFMEYER M, ROWNTREE VJ, FIRE SE, SANTINELLI NH, DÍAZ OVEJERO S, D'AGOSTINO V, MARÓN CF, DOUCETTE GJ, ET AL. 2016. Southern right whale (*Eubalaena australis*) calf mortality at Península Valdés, Argentina: are harmful algal blooms to blame? *Mar Mammal Sci.* 32: 423-451.

Recibido: 19-04-2018

Aceptado: 05-12-2018

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

Crecimiento y condición otoñal de larvas de anchoíta en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya	5
<i>Marina V. Díaz, Marina Do Souto, Daniel Brown, Fabiana Capitanio y Marcelo Pájaro</i>	
Monitoreo del virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) en muestras de langostino (<i>Pleoticus muelleri</i>) durante los años 2010 a 2014 en la Argentina	19
<i>Verónica Jurquiza, Juan de la Garza, Gabriela Andreoli y Paula Moriondo Danovaro</i>	
Modelo bayesiano de producción excedente con autocorrelación serial	31
<i>Daniel R. Hernández y Julieta S. Rodríguez</i>	
Note	
<i>Aluterus monoceros</i> (Acanthopterygii, Tetraodontiformes) southwards distribution range extension in Argentine waters	43
<i>Andrés C. Milessi, Ignacio Bruno, Ezequiel Cozzolino and Rodrigo Wiff</i>	
Review	
Toxinas paralizantes de moluscos en el Mar Argentino: impacto, transferencia trófica y perspectiva	47
<i>Nora G. Montoya</i>	