

Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca

Informe Final

2017 – 2018

El presente Informe Final 2017 - 2018, correspondiente al Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de la Ley 12530, e incluye tanto la información obtenida en las campañas de investigación realizadas durante el período del proyecto julio de 2017 a junio de 2018, así como su interpretación disciplinar e integrada. Este trabajo se llevó a cabo en el marco del **Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca**, diseñado a partir del Convenio entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO – CONICET / UNS).

Este Informe incluye en sus diferentes **capítulos** los resultados y comentarios de síntesis de las diferentes áreas disciplinares que participaron del trabajo: **(I) INTRODUCCIÓN GENERAL. (II) PECES**, con las siguientes sub-secciones: **II.1.** Aspectos biológicos de las cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca. **II.2.** Análisis de PAHs en peces y organoclorados. **II.3.** Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton. **II.4.** Metales en 4 especies de peces. **II.5.** Indicadores moleculares de alerta temprana en *Ramnogaster arcuata*. **II.6.** Integración estado de salud de los peces evaluados. **(III) MICROBIOLOGIA** de la zona interna del estuario; **(IV) COMUNIDADES BENTÓNICAS** asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario. **(V) CARACTERIZACIÓN QUÍMICA** de la zona interna del estuario metales en el mesozooplancton. Para facilitar su lectura, cada uno de estos capítulos incluye sus correspondientes metodologías empleadas, análisis y discusión de resultados, y bibliografía específica.

Por último se presentan una serie de comentarios integrados a manera de síntesis que pueden resultar útiles para diagnosticar la condición actual de este ambiente, reconocer procesos que se han desarrollado a lo largo de su historia, e identificar situaciones potencialmente anómalas.

ÍNDICE

Capítulo I	Introducción General	
Capítulo II	Peces. Sección II.1. Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca. (Coordinadora: <i>Dra. LOPEZ CAZORLA</i>)	
	Sección II.2. Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton. Relación metales mesozooplancton-músculo de peces. (Coordinadora: <i>Dra. FERNÁNDEZ-SEVERINI</i>)	
	Sección II.3. Análisis de PAHs y organoclorados en peces. (Coordinador: <i>Dr. ARIAS</i>).	
	Sección II.4. Análisis de Metales en tejido muscular de peces. (Coordinadora: <i>Dra. BOTTÉ</i>).	
	Sección II.5. Indicadores moleculares de alerta temprana en <i>Ramnogaster arcuata</i> (Coordinadora: <i>Dra Ana RONDA</i>).	
	Sección II.6. Integración estado de salud de los peces evaluados.	
Capítulo III	Microbiología de la zona interna del estuario de Bahía Blanca. (Coordinadoras: <i>Dra. BALDINI</i> y <i>Dra. CUBITTO</i>).	
Capítulo IV	Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario. (Coordinadora: <i>Dra. FIORI</i> ; colaboradores: <i>Dra. Cubitto, Dra. Baldini; Dra. Botté, Dr. Arias</i>).	
Capítulo V	Caracterización química marina de la zona interna del estuario (Coordinador: <i>Dr. MARCOVECCHIO</i>).	
	Sección V.1. Parámetros oceanográficos y nutrientes inorgánicos. (Coordinadora: <i>Dra. SPETTER</i>)	
	Sección V.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). (Coordinador: <i>Dr. ARIAS</i>)	
	Sección V.3. Compuestos organoclorados (OCs). (Coordinador: <i>Dr. ARIAS</i>)	
	Sección V.4. Metales en agua y en sedimento. (Coordinadora: <i>Dra. BOTTE</i>)	
	Sección V.5. Metales en zooplancton y material particulado en suspensión. (Coordinadora: <i>Dra. FERNANDEZ SEVERINI</i>)	
Capítulo VI	Comentarios finales	

Investigadores	
Dr. Jorge E. Marcovecchio	IADO, CONICET / UNS
Dra. Sandra Botté	IADO, CONICET / UNS
Dr. Andrés Arias	IADO, CONICET / UNS
Dra. Carla Spetter	IADO, CONICET / UNS
Dra. Melisa Fernández Severini	IADO, CONICET / UNS
Dra. Ana Ronda	IADO, CONICET / UNS
Dra. Sandra Fiori	IADO, CONICET / UNS
Dra. Andrea Lopez Cazorla	IADO, CONICET / UNS
Dra. María Amelia Cubitto	DBByF - UNS
Dra. Mónica Baldini	DBByF - UNS

Instituciones participantes:

-Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

-Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia (DBByF), Universidad Nacional del Sur (UNS)

CAPÍTULO I

Introducción General

I.1. INTRODUCCIÓN

Desde una perspectiva humana histórica, y debido a sus características intrínsecas, los estuarios han estado entre los sitios preferidos para la ocupación y utilización por el hombre, lo que les ha valido ser áreas con muy importante desarrollo. Una de las consecuencias directas de esa alta ocupación humana en estas zonas costeras es que las ha colocado entre los sistemas más impactados por actividades antrópicas. La rápida expansión de las actividades humanas en las zonas costeras durante los siglos XX y XXI (por ej., pesca costera, urbanizaciones, núcleos industriales, puertos y operaciones portuarias, turismo, entre otras) ha complicado significativamente su manejo ambiental planificado, y ha generado numerosos conflictos entre las partes involucradas. Recién en los últimos treinta años se ha tomado conciencia plena de estas dificultades, de su gravedad y del potencial efecto que puede significar una crisis ambiental de estos ambientes.

La dinámica, interrelaciones y equilibrios de los Sistemas Naturales pueden ser significativamente perturbados como consecuencia de intervenciones humanas que generen modificaciones (desde circunstanciales hasta estructurales) en el balance de sus actividades. Cada tipo de ambiente tiene características particulares que condicionan la respuesta producida ante estos cambios. Los procesos humanos que generan mayores consecuencias sobre los sistemas marinos costeros son: el mal uso del suelo (incluyendo la urbanización no planificada), la descarga de efluentes domésticos y/o industriales sin tratamiento, las actividades portuarias o la disposición inadecuada de residuos sólidos. La coexistencia de varios de estos procesos pueden llevar a la generación de diferentes tipos de impactos sobre el Sistema Natural, y las correspondientes magnitudes dependerán tanto de la intensidad del fenómeno como de la capacidad de respuesta del ambiente en cuestión.

El estuario de Bahía Blanca, en el sur del litoral Atlántico bonaerense, es un excelente caso de estudio, por constituir un ambiente transicional de gran tamaño, en cuyo interior se desarrolla una intensa intervención humana, que incluye la mayoría de los procesos mencionados. Este ambiente ha sido

particularmente estudiado desde la década de los '70, incluyendo los parámetros físico-químicos de sus aguas, procesos biológicos asociados y presencia de contaminantes. Estos estudios permiten caracterizar los potenciales efectos sobre el sistema, y reconocer la capacidad de reacción del mismo. Las tendencias identificadas se analizan en un marco histórico, lo que permite señalar procesos evolutivos en la calidad ambiental del estuario. Esta información será de gran utilidad para concretar planes de control y manejo del estuario.

I.2. DESCRIPCIÓN DEL AMBIENTE ESTUDIADO

El estuario de Bahía Blanca está ubicado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, entre los 38°45' y 39°25' de latitud sur y 61°45' y 62°25' de longitud oeste (**Figura I.1**). Tiene una forma alargada en dirección NO-SE, de una longitud de aproximadamente 80 km, con un canal principal y varios canales secundarios que separan extensas planicies de marea e islas (Piccolo *et al.*, 2008). Las características climáticas de esta zona corresponden a un clima seco y templado. Los vientos predominantes son del NO, y soplan con frecuencia e intensidad variables.

La región está surcada por un gran número de canales marinos que desaguan en el Canal Principal de Navegación, el cual se destaca claramente en bajamar, con unos 400 km² de superficie, mientras que en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie próxima a los 2300 km² (Marcovecchio y Ferrer, 2005).

La característica general de la Bahía es la presencia de numerosos canales y la típica composición de sus sedimentos, limosos en su nacimiento y predominantemente arenosos en la boca, con variaciones en la proporción limo-arcillosa a arcillo-limosa entre ambas zonas (Cuadrado *et al.*, 2004).

La hidrografía del área está afectada por cambios climatológicos y la cuenca interna del sistema presenta características estuariales transitorias en períodos de precipitaciones intensas (Piccolo *et al.*, 2008). La salinidad del agua varía entre 17 y 38 en función a los regímenes estacionales de lluvias,

vientos y temperaturas (Freije *et al.*, 2008). Las oscilaciones de marea de 4 m y los vientos predominantes del noroeste crean una fuerte corriente de marea, la cual facilita la mezcla del agua dando por resultado una distribución verticalmente uniforme de los parámetros oceanográficos. El intercambio de agua está influenciado por un régimen de mareas semidiurno y la entrada de agua dulce está restringida a pequeñas corrientes, arroyos y ríos. Los canales de la Ballena, Maldonado y el arroyo Galván desaguan en el veril norte del Canal Principal de Navegación mientras que en el veril sur se vierten los canales Bermejo, Tres Brazas, de la Lista y del Embudo, y los arroyos Laborde, de las Vizcachas y Cabeza de Buey (**Figura I.1**).

Sobre la costa norte de la Bahía, se encuentran los asentamientos urbanos de Gral.Cerri, Ing.White, Punta Alta y Bahía Blanca, esta última con una población que excede los 350.000 habitantes, y los puertos Ing.White, Galván, Rosales y la Base Naval Puerto Belgrano. El canal principal es navegado por embarcaciones pesqueras, buques de carga y de transporte de combustibles y cereales principalmente.

La costa sur de la Bahía no posee límites bien definidos ya que varía totalmente con el estado de mareas y en ella se encuentran gran número de islas e islotes; la zona interior de la Bahía se continúa por el Salitral de la Vidriera o de Garnica que penetra en el continente en la dirección NO y se observan en ella lagunas y salinas (Perillo *et al.*, 2001).

Las principales vías de acceso de materiales y sustancias de origen antrópico a este sistema son efluentes de los núcleos urbanos, así como de origen industrial (el polo industrial se compone en su mayoría de refinerías, plantas petroquímicas y fábricas de productos sintéticos) o generados por otras industrias asentadas en la región (lavaderos de lanas, plantas textiles, silos y molinos cerealeros, curtiembres y frigoríficos, e industrias relacionadas) (Marcovecchio *et al.*, 2001). Todos estos residuos ingresan al estuario a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la Bahía. Además, y a través de las actividades de refinerías e industrias petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de petróleo y combustibles derivados, ingresan al sistema compuestos orgánicos de distintos tipos (Perillo *et al.*, 2006). El

dragado del Canal Principal de Navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de sustancias potencialmente contaminantes (Marcovecchio, 2000). Por último, vale la pena destacar que existe un continuo aporte atmosférico de sustancias, proveniente de la utilización de combustibles fósiles, humos y partículas en suspensión producto de actividades industriales y urbanas (Arias *et al.*, 2010).

Por los motivos descriptos en los párrafos previos, y teniendo presentes los resultados obtenidos en programas previos de monitoreo realizados en este ambiente (por ej., IADO, 1997; 2000; 2003; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010), se planteó la realización de la presente etapa del Programa de Monitoreo tendiente a evaluar la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca, y complementar la información existente. Para ello se estableció el siguiente protocolo de trabajo:

1. Se decidió llevar a cabo una evaluación de condiciones ambientales del sistema, incluyendo aspectos físico-químicos y químicos, microbiológicos, y biológicos (biología de algunas especies de peces, zooplancton y comunidades bentónicas).
2. Para el desarrollo de los trabajos de química y microbiología se diseñó un programa de estudio que incluye seis (6) estaciones de muestreo: cinco (5) distribuidas en el Canal Principal, y una (1) en las proximidades de la descarga de planta de tratamientos cloacales de la 3^{ra} cuenca (**Figura I.2**). La ubicación de estas estaciones fue fijada mediante un posicionador satelital GPS-Garmin S-12, lo que permitió tomar las muestras y/o mediciones en el mismo lugar en todas las campañas.
3. Las áreas de muestreo de peces fueron la zona del Canal del Embudo, las proximidades de Puerto Cuatros y las proximidades del Canal Vieja (**Figura I.3**).
4. Las muestras destinadas al estudio de comunidades bentónicas se tomaron en zonas del Canal Principal de Navegación, y en áreas vinculadas con descargas de canales (por ej., Canal Maldonado, Canal Vieja y Canal Galván) (**Figura I.4**).

5. Las frecuencias de toma de muestra se describen en cada uno de los capítulos correspondientes, a continuación en el presente informe.



Figura I.1: Ubicación del estuario de Bahía Blanca.



Figura I.2: Ubicación de las estaciones de muestreo de Química Marina y de Microbiología.

- 1: proximidades de la desembocadura cloacal BB (**CLO**)
- 2: proximidades de Ingeniero White (**IW**)
- 3: Canal Galván, proximidades de descarga del Polo Petroquímico (**cPG**)
- 4: proximidades de Maldonado (**M**)
- 5: proximidades de la descarga de la 3ra. cuenca cloacal (**3^a C**)
- 6: proximidades de Puerto Cuatros (**PC**)

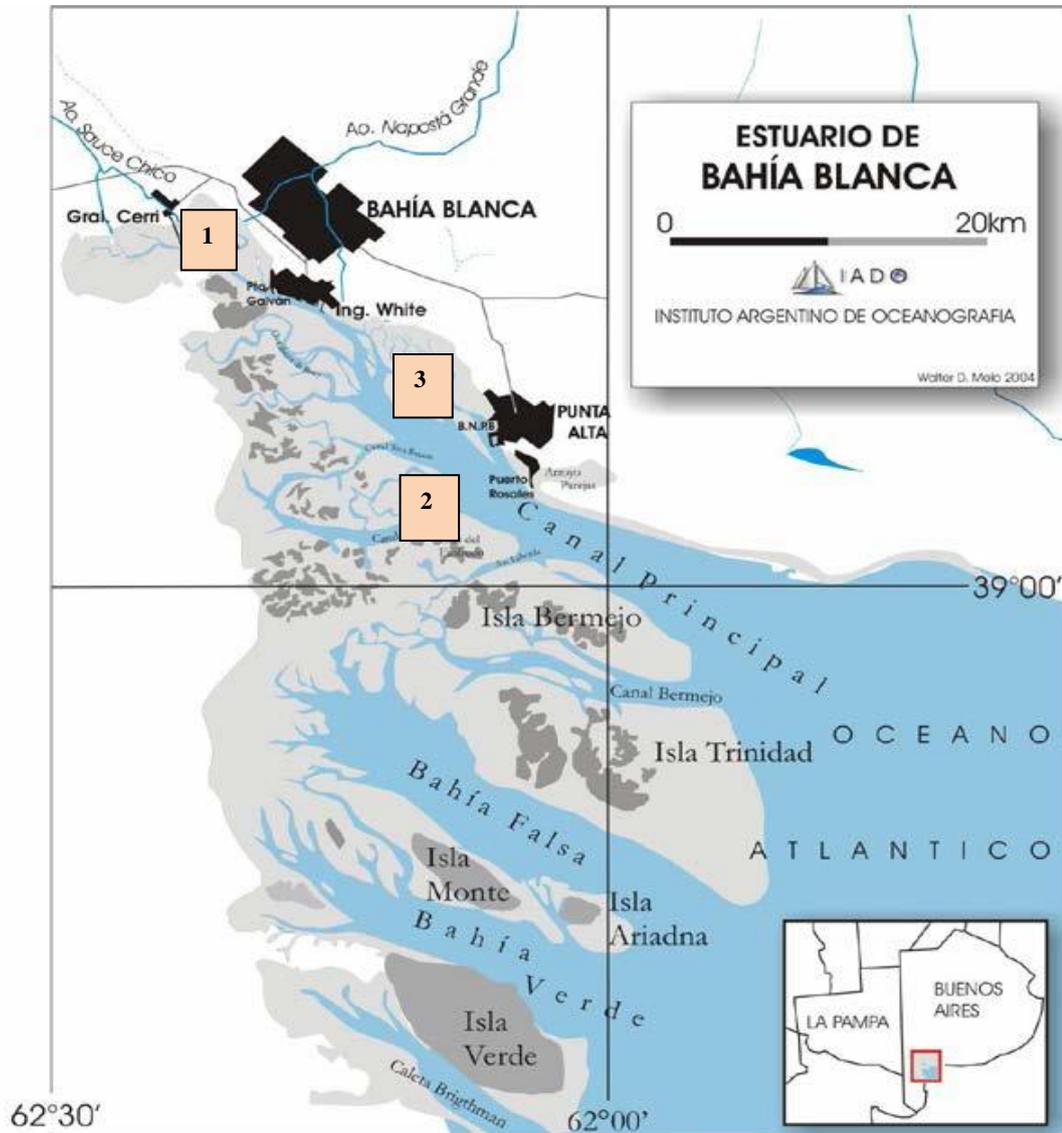


Figura I.3: Ubicación de la estaciones de muestreo de peces y zooplancton.

PG: proximidades de Puerto Cuatros.

CE: Canal del Embudo

CV: Canal Vieja

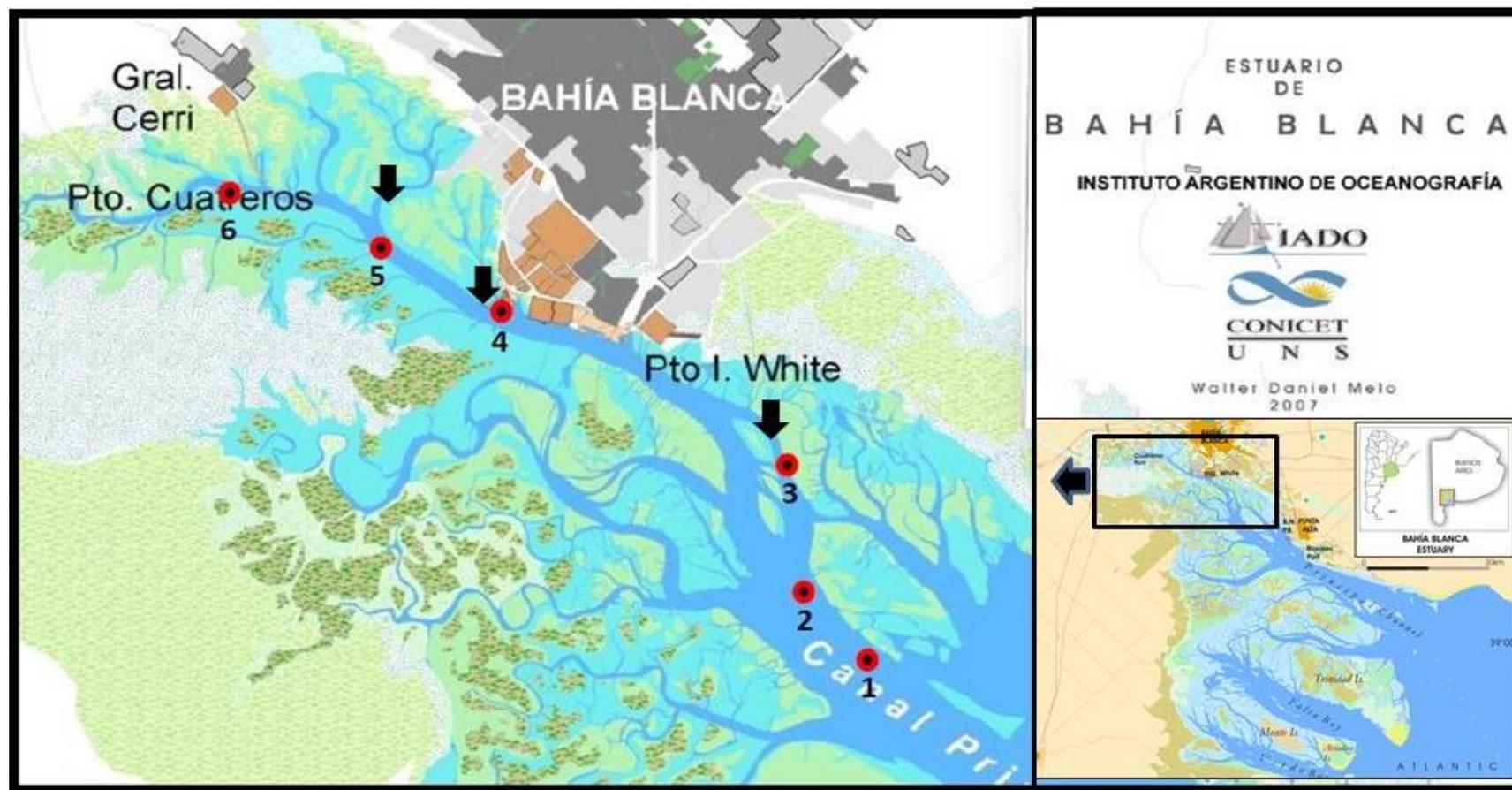


Figura I.4: Ubicación de las estaciones de muestreo para el estudio de comunidades bentónicas. Círculos rojos indican áreas de muestreo en el Canal Principal de Navegación. Flechas negras indican muestreos ligados a emisarios (Canal Maldonado, Canal Vieja, Canal Galván)

I.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arias A.H., Vázquez-Botello A., Tombesi N.B., Ponce-Vélez G., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2010).** Presence, distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environmental Monitoring & Assessment*, 160 (1-4), 301-314.
- Cuadrado D.G., Ginsberg S.S., Gómez E.A. (2004).** Geomorfología del estuario. En: Piccolo MC, MS Hoffmeyer (eds), *El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, EdiUNS (ISBN 987-9281-96), Bahía Blanca (Argentina).
- Freije R.H., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Popovich C.A., Botté S.E., Negrín V.L., Arias A.H., Delucchi F., Asteasuain R.O. (2008).** Water chemistry and nutrients of the Bahía Blanca Estuary. En: R Neves, J Baretta, M Mateus (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. Part B: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal), (623 pp.), Chapter 23, pp. 243-256. (ISBN:978-972-8469-74-0)
- Marcovecchio J.E. (2000).** Land-based sources and activities affecting the marine environment at the Upper Southwestern Atlantic Ocean: an overview. *UNEP Regional Seas Reports & Studies N°170*: 67 pp.
- Marcovecchio J.E., Ferrer L.D. (2005).** Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research* 21 (4), 826-834.
- Marcovecchio J.E., Andrade J.S., Ferrer L.D., Asteasuain R.O., De Marco S.G., Gavio M.A., Scarlato N.A., Freije R.H., Pucci A.E. (2001).** Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of salt-marshes after 15 years. *Wetland Ecology and Management*, 9 (4), 317-322.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C., Parodi E., Freije R.H. (2001).** The Bahía Blanca estuary. En: U Seelinger, B Kjerfve (eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer-Verlag, Heidelberg (Germany), pp.205-217.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C., Marcovecchio J.E. (2006).** Coastal oceanography of the western south Atlantic continental shelf (33° to 55°S). En: AR Robinson, KH Brink (eds.), *The Sea. The Global Coastal Ocean: Interdisciplinary Regional Studies and Syntheses*, Vol.14 – Part A, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA, Ch.9, pp. 295-327. (ISBN- 0-674-01527-4)
- Piccolo M.C., Perillo G.M.E., Melo W.D. (2008).** The Bahía Blanca estuary: an integrated overview of its geomorphology and dynamics. In: R Neves, J Baretta, M Mateus (eds), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. Part B: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal), (623 pp.), Chapter 21, pp. 221-231. (ISBN: 978-972-8469-74-0).

CAPÍTULO II

PECES

PECES

SECCIÓN II.1.

Aspectos Biológicos de Cuatro Especies de Peces del Estuario de Bahía Blanca

Coordinadora: Dra. Andrea LOPEZ CAZORLA

II.1.1. INTRODUCCIÓN

El ecosistema del estuario de Bahía Blanca ha sufrido severas perturbaciones desde las décadas de 1980 y 1990, las cuales están ligadas a la acción del hombre: crecimiento poblacional, aumento de la actividad industrial (refinerías de petróleo, industrias petroquímicas, fábricas de plásticos), intenso tráfico marítimo, dragados, contaminación de las aguas del estuario (Hoffmeyer, 2004). El incremento de la actividad antropogénica entorno a los estuarios, suele afectar la calidad del agua y la fauna acuática reflejando cambios en la alimentación, la eliminación de los sitios de desove y reclutamiento, disminuciones en la diversidad, que en consecuencia afectan a todo el ecosistema (López Rojas y Bonilla Rivero, 2000; Whitfield y Elliott, 2002; Eddy, 2005).

La alimentación es uno de los factores más importantes en la regulación de las poblaciones de peces, afectando su abundancia, crecimiento, mortalidad y migraciones (Sánchez y Prenski, 1996). Su estudio, basado en el análisis del tracto digestivo, resulta fundamental no sólo para conocer las relaciones tróficas existentes entre las distintas especies, sino también proporciona información acerca del impacto que producen los peces sobre las comunidades del cuerpo de agua (Hynes 1979, en Escalante 1987). Por lo tanto, es particularmente importante determinar las relaciones tróficas dentro de los estuarios para, eventualmente, poder analizar los efectos de las modificaciones ambientales como consecuencia de las actividades antropogénicas (Elliot *et al.*, 2007).

Las especies de peces pueden servir como bioindicadores eficientes y son útiles en la evaluación de la calidad del medio ambiente (Viana *et al.*, 2010). Sin embargo, la mayoría de las especies de peces presentan un comportamiento migratorio entre áreas estuariales y el mar adyacente. Por ello en el presente estudio, los peces utilizados como indicadores ecológicos para diagnosticar la calidad del agua local fueron juveniles de *Cynoscion guatucupa* (Lopez Cazorla, 2000; Sardiña y Lopez Cazorla, 2005a), *Micropogonias furnieri* (Sardiña y Lopez Cazorla, 2005b) y *Mustelus schmitti* (Lopez Cazorla, 1987,

2004), los cuales permanecen en el estuario durante el primer año de vida, y *Ramnogaster arcuata*, que completa su ciclo de vida dentro del mismo (Lopez Cazorla y Sidorkewicz, 2009). Por su permanencia y alimentación dentro del estuario, estas especies y estadios pueden ser consideradas buenos indicadores de la calidad del ambiente.

II.1.2. OBJETIVO

El objetivo general del presente capítulo es ayudar a comprender, explicar y utilizar en un contexto de gestión, el funcionamiento y, especialmente, el uso que los peces hacen de las zonas del estuario de Bahía Blanca que pueden ser perturbadas por las actividades humanas. Para ello, los objetivos particulares planteados fueron: a) describir la distribución de frecuencia de talla y composición etaria, b) estimación de la relación largo peso y tipo de crecimiento, c) determinar la intensidad alimentaria, y d) describir el hábito trófico y las variaciones de la dieta por sitio de muestreo, estación y clase de talla, de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) y estadios juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*) en tres sitios del estuario de Bahía Blanca y a lo largo de un ciclo anual. Adicionalmente se compara el alimento consumido por saraquita, corvina rubia y pescadilla de red con el disponible en las muestras de plancton a fin de poder determinar la selectividad de los diferentes tipos de presas y por cada una de las especies de peces.

II.1.3. MATERIAL Y MÉTODOS

Obtención de los ejemplares

La captura de los peces se realizó durante el período Agosto 2017- Mayo 2018, a bordo de la lancha “Buen día señor” y en tres sitios de muestreo dentro del estuario de Bahía Blanca: 1) en las proximidades de Puerto Cuatrerros, 2) sobre la costa sur del Canal del Embudo y 3) en la desembocadura de Canal Vieja. Este último sitio fue incluido por primera vez en el monitoreo de peces (**Figura II.1.1**). Para el estudio de los aspectos biológicos en peces, en total se

realizaron 10 campañas de muestreo distribuidas como se detalla a continuación:

En los sitios 1 y 2 el muestreo se realizó con una frecuencia trimestral, cubriendo las cuatro estaciones del año, y en el sitio 3 se muestreo sólo en dos oportunidades: agosto y septiembre del 2017. Los ejemplares fueron capturados mediante la utilización de dos redes tipo camaronera con bolsa confeccionada con malla de 10 mm de nudo a nudo opuesto.

A bordo de la embarcación, todos los ejemplares capturados fueron identificados por especie y se les registró la longitud total (Lt.) al cm inferior. Con estos datos se calculó la distribución de frecuencia de talla y talla media \pm d.s. por especie, campaña y sitio de muestreo.

Las especies analizadas fueron: saraqita (*Ramnogaster arcuata*), pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), corvina (*Micropogonias furnieri*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*) (**Figura II.1.2**).

El material necesario para los análisis químicos y de dieta de cada una de las especies fue clasificado por clases de talla siguiendo criterios ontogenéticos a saber: para saraqita, cada una de las clases corresponde a una edad (Lopez Cazorla y Sidorkewicj, 2009); en corvina rubia y pescadilla de red, se consideraron los grupos tróficos formados por distintas tallas a lo largo del primer año de vida de cada una según Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a y b) y adultos con tallas superiores a 350 mm de Lt.



Figura II.1.1. Sitios de muestreo: 1. Puerto Cuatros, 2. Canal del Embudo y 3. Canal Vieja



Figura II.1.2 Especies estudiadas: a) saraquita *Ramnogaster arcuata*, b) corvina rubia *Micropogonias furnieri*, c) pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* y d) gatuzo *Mustelus schmitti*

Para gatuzo, las clases responden a juveniles que luego de su nacimiento a fines de primavera, permanecen dentro del estuario hasta fines de julio (Lopez Cazorla, 1987) y adultos con tallas mayores a 450 mm de Lt.

Los análisis biológicos realizados a cada una de las especies se detallan a continuación:

Saraqita *Ramnogaster arcuata*

Se analizó la alimentación de las cuatro clases de talla ya determinadas en monitoreos anteriores (clases: I, II, III y IV). Estas fueron determinadas con un criterio etario. Para ello, se utilizaron los ejemplares capturados en Puerto Cuatrerros y en Canal del Embudo, durante primavera del 2017 y verano del 2018, época en que la actividad alimenticia de esta especie es más importante. En Canal Vieja, con el objetivo de determinar el espectro trófico e intensidad alimentaria que presentó la especie en una zona del estuario impactada por la descarga cloacal, se analizó el material obtenido durante dos campañas realizadas: agosto y septiembre.

En esta oportunidad se efectuó también un análisis de la relación de talla y peso, proporción por sexo y peso gonadal. Con la información antes detallada se calculó el factor de condición (K), el índice gonadosomático (IGS) y el tipo de crecimiento para saraqita en cada estación del año y sitio de muestreo. El material para dichos análisis fue obtenido, en los tres sitios de muestreo, durante la época de reproducción de esta especie (desde Junio a Septiembre). Para las comparaciones entre estaciones del año sólo fueron considerados los ejemplares capturados en Puerto Cuatrerros y Canal del Embudo.

Pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* y corvina rubia *Micropogonias furnieri*

Se analizó la dieta de las tres clases de grupos tróficos del estadio juvenil (clases: I, II y III). Los muestreos se realizaron en Puerto Cuatrerros y en Canal del Embudo, al finalizar la temporada de presencia de juveniles en el estuario: invierno 2017 y otoño 2018. También se calculó la relación largo-peso con el fin de evaluar el tipo de crecimiento de la población de cada una de las especies en cada sitio y estación del año.

Gatuzo *Mustelus schmitti*

Se registró la longitud total y se analizó el contenido estomacal de los estadios juvenil (clases I, II y III) y de los ejemplares adultos capturados.

Análisis cuantitativo de la dieta

Obtención de los contenidos estomacales

En el laboratorio, de cada muestra se tomó una submuestra integrada por los primeros 10 ejemplares por cada intervalo de 10 mm de longitud total. A cada individuo se le registró: longitud total (Lt) medido al mm inferior, peso total (p) en gr. Los estómagos fueron removidos y guardados a -20°C . Las presas fueron separadas e identificadas a la menor categoría taxonómica posible con la ayuda de una lupa binocular estereoscópica. De cada ítem presa se registró su ocurrencia, número y peso húmedo con una precisión de 0,001 g.

Análisis general de la dieta

La actividad alimentaria se estimó mediante el índice de vacuidad (IV) y se cuantificó la composición de la dieta con los siguientes índices: Porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%Fi), como el porcentaje del número de estómagos conteniendo la presa i dividido por el número total de estómagos con contenido; Porcentaje de frecuencia numérica (%Ni), como el porcentaje del número de individuos de la presa i dividido por el número total de presas; Porcentaje de frecuencia en peso (%Pi), como el porcentaje en peso de los individuos de la presa i dividido por el peso total de los contenidos estomacales. Con los tres índices, se calculó el Índice de importancia relativa de cada presa ($\text{IRli} = \%Fi \times [\%Ni + \%Pi]$), relativizado al 100%. Con esta información se determinó la composición de la dieta para cada especie y por clase de talla, estación y sitio de muestreo (Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros).

Abundancia del mesozooplancton y selectividad de dieta

Abundancia del mesozooplancton

Responsable: Dra. Melisa Fernández Severini

En el presente ciclo de monitoreo se incluyó el análisis del zooplancton (meso y macrozooplancton), con el objetivo de relacionar esta información con

el estudio de la alimentación de especies ictícolas en el Estuario de Bahía Blanca.

Las muestras de zooplancton se tomaron en simultáneo con la captura de peces en Puerto Cuatrerros y Canal del Embudo. Además, en la estación Canal Vieja se realizó muestreo en agosto y septiembre de 2017.

Para el análisis cuantitativo y cualitativo del mesozooplancton (200 μm -20 mm) se utilizó una red tipo Nansen de 200 μm de abertura de malla, mientras que para el caso del macrozooplancton (20-200 mm) una red de 500 μm . Las redes estuvieron provistas de un flujómetro, a partir del cual se calculó el volumen de agua filtrada para luego calcular las abundancias (número de individuos/ m^3). En este sentido, se realizaron conteos totales de cada fracción de tamaño y por especie utilizando lupa binocular NIKON SMZ 645 y/o microscopio NIKON ECLIPSE 80i, cámara de recuento y se determinaron las distintas especies a partir de bibliografía específica (Boltovskoy, 1981; Boltovskoy, 1999).

Selectividad de dieta

Los resultados obtenidos del análisis cuantitativo de la dieta de *Ramnogaster arcuata*, *Cynoscion guatucupa* y *Micropogonias furnieri* fueron relacionados con la abundancia del zooplancton. A cada una de las especies de peces se le estimó el índice de selectividad para cada uno de los ítems presa consumidos.

Para analizar la relación entre la disponibilidad de las presas en el ambiente y la dieta de los depredadores, se empleó el índice de selectividad E de Vanderploeg y Scavia's (1979a, b): $E = (W_i - 1/n) / (W_i + 1/n)$ donde: n es el número de ítems presa y W_i es el índice alfa (α_i) de Chesson (1978, 1983): $\alpha_i = (r_i / p_i) / \sum_{j=1}^n (r_j / p_j)$ donde: r_i es la proporción de la presa i en el contenido estomacal del predador, y p_i es la proporción de la misma presa en el ambiente. Ambas proporciones fueron estimadas en base a la abundancia (%N). Este índice varía desde -1 hasta $+1$. Los valores entre 0 y $+1$ indican preferencia por la presa, entre 0 y -1 que la evitan. Un valor de $E=0$ indica que

la presa no es seleccionada porque el ítem es consumido en la misma proporción que se encuentra en el ambiente.

En cada especie depredador, la selectividad fue analizada por sitio de muestreo y época de captura. Sólo fueron incluidos en el análisis aquellos organismos del zooplancton que formaron parte de las dietas de saraquita, corvina rubia y pescadilla de red en el período espacio-temporal correspondiente.

Algunas especies presa, como por ejemplo *Peisos petrunkevitchi*, *Arthromysis magellanica*, *Neomysis americana*, *Artemesia longinaris* y *Pleoticus muelleri*, que resultaron presas importantes en corvina y pescadilla, no fueron correctamente muestreados por la red de zooplancton, debido tanto a las distribuciones en la columna de agua de los organismos, como al tamaño de la red utilizada. Por lo tanto, si bien estos ítems fueron incluidos en el análisis de selectividad, los resultados obtenidos deben considerarse como preliminares.

Toma de muestras para análisis químicos

En todas las campañas se tomaron muestras de las especies de peces objetivo para el análisis de metales pesados y compuestos orgánicos, siguiendo el diseño de muestreo propuesto por el Laboratorio de Química Marina. Cada muestra estuvo integrada por el número de ejemplares necesarios hasta lograr los gramos de tejido muscular a obtener de la región dorsal, por delante de la aleta dorsal. A cada uno de los individuos se le registró la longitud total al mm inferior y el peso en g.

II.1.4. RESULTADOS

Durante el período Agosto 2017- Mayo 2018 se realizaron 10 campañas de muestreo en las fechas y sitios que se indican en la **Tabla II.1.1**. En total se muestrearon 4252 individuos correspondientes a cuatro especies de peces: saraquita, corvina rubia, pescadilla de red y gatuzo. El 43% de los ejemplares fueron colectados en Canal del Embudo, 39% en Puerto Cuatrerros y el 18%

restante en Canal Vieja. El número de peces analizados por campaña, mes y sitio de muestreo se presenta en la **Tabla II.1.2**.

Tabla II.1.1. Fecha de realización de monitoreo de peces en cada uno de los sitios y estaciones.

Sitio	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Puerto Cuatrerros	7/8/17	23/10/17	20/2/18	15/5/18
Canal del Embudo	10/8/17	24/10/17	21/2/18	21/5/18
Canal Vieja	8/8/17 y 11/9/17			

Tabla II.1.2. Número de ejemplares analizados por mes y sitio de muestreo. N total: 4252

Estación	Mes	Puerto Cuatrerros	Canal del Embudo	Canal Vieja
Invierno	Agosto	445	450	414
Invierno	Septiembre			340
Primavera	Octubre	373	310	
Verano	Febrero	326	438	
Otoño	Mayo	526	630	

Saraquita *Ramnogaster arcuata*

Distribución de tallas

La distribución de tallas de saraquita *Ramnogaster arcuata* en cada uno de los sitios de muestreo y estación del año se presenta en las **Figuras II.1.3, II.1.4 y II.1.5**. La talla media calculada en invierno, primavera y verano para cada uno de los sitios no presentó diferencias significativas ($p= 0,51$; $p= 0,77$ y $p= 0,25$ respectivamente). Sólo en otoño se registró una diferencia siendo mayor la talla media de los ejemplares en Puerto Cuatrerros ($p<0,001$).

La comparación de las tallas medias de saraquita entre estaciones del año, sin considerar los sitios de muestreo, presentó diferencias significativas ($p < 0,001$). La mayor talla media se registró en primavera y le siguió en orden decreciente invierno, verano y otoño.

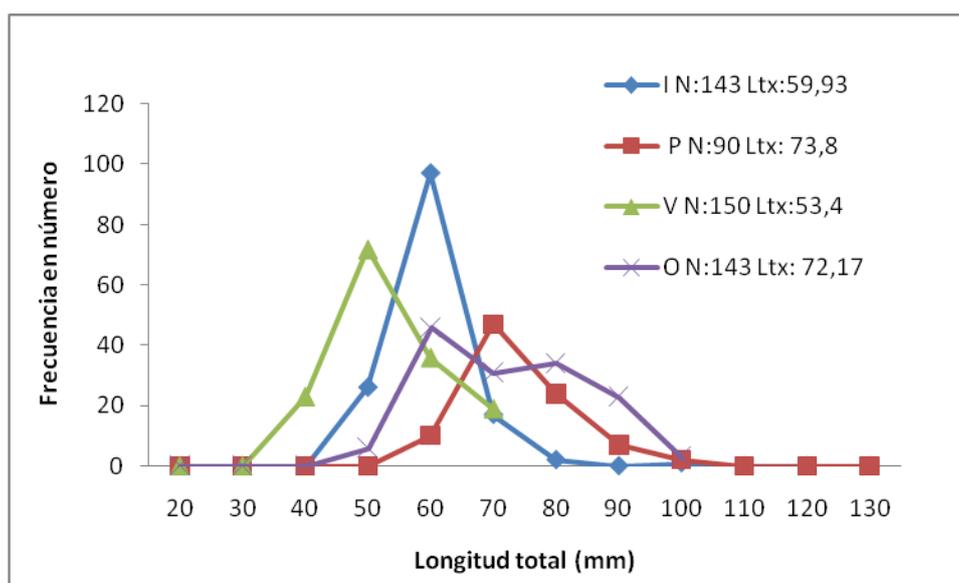


Figura II.1.3. Distribución de tallas de saraquita *Ramnogaster arcuata* en Puerto Cuatros durante el período invierno 2017- otoño 2018. I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño, N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media

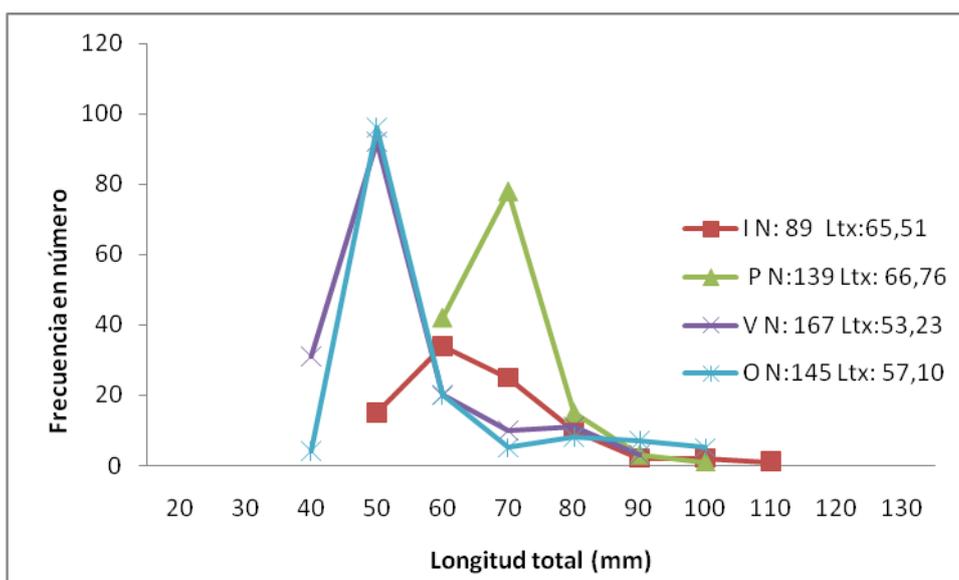


Figura II.1.4. Distribución de tallas de saraquita *Ramnogaster arcuata* en Canal del Embudo durante el período invierno 2017- otoño 2018 I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño, N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media.

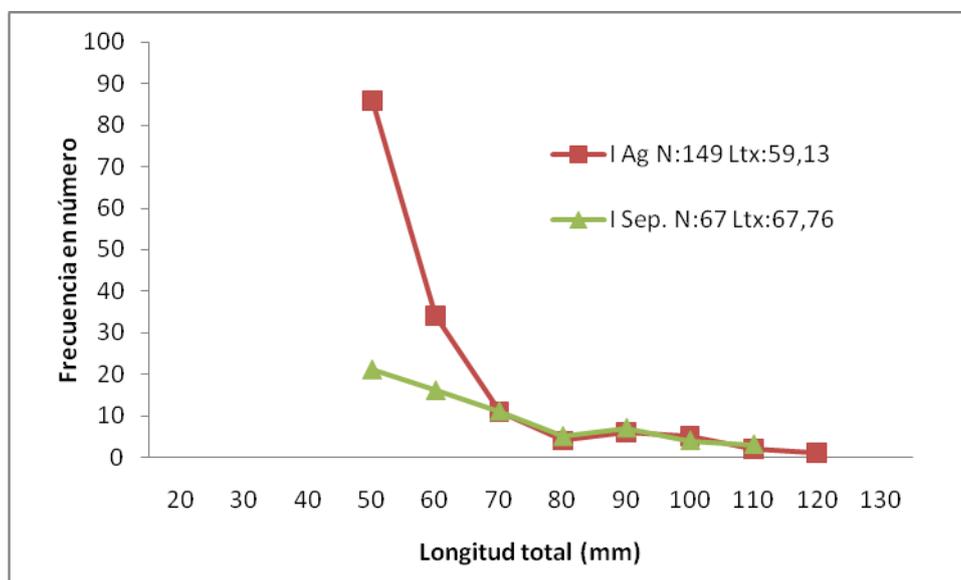


Figura II.1.5. Distribución de tallas de saraquita *Ramnogaster arcuata* en Canal Vieja durante Agosto y Septiembre de 2017. N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media.

Factor de condición

El factor de condición (K) de saraquita en cada sitio de muestreo y estación del año fue calculado por primera vez en el presente período de monitoreo (**Tabla II.1.3**). Los menores valores se registraron, en todos los sitios de muestreo, durante el invierno y otoño, y los mayores durante la primavera y verano ($p < 0,001$). De la comparación entre sitios, en invierno y otoño se pudo observar una diferencia significativa ($p = 0,03$ y $p = 0,036$ respectivamente), los ejemplares capturados en Puerto Cuatrerros presentaron un K menor al registrado en Canal del Embudo y Canal Vieja.

En primavera la condición de saraquita no presentó diferencia significativa entre sitios ($p = 0,44$); mientras que en verano los ejemplares tuvieron una condición mayor en Puerto Cuatrerros que en Canal del Embudo ($p < 0,01$). De la comparación general entre sitios no se observa una clara tendencia ya que en algunas oportunidades la condición fue mayor en Canal del Embudo y en otras fue mayor en Puerto Cuatrerros (**Tabla II.1.3**).

Tabla II.1.3. Factor de condición (K) de saraquita *Ramnogaster arcuata* por estación y sitio de muestreo durante el periodo invierno 2017- otoño 2018.

Estación	Mes	Puerto Cuatrerros	Canal del Embudo	Canal Vieja
Invierno	Agosto	0,64	0,65	0,65
Invierno	Septiembre			0,66
Primavera	Octubre	0,71	0,72	
Verano	Febrero	0,75	0,71	
Otoño	Mayo	0,66	0,70	

Relación largo - peso

La relación largo peso de saraquita no presentó diferencias significativas entre los sitios en ninguna de las cuatro estaciones del año (ANCOVA, $p > 0,05$ en todos los casos). El crecimiento fue isométrico en Puerto Cuatrerros y en Canal del Embudo en las cuatro estaciones, y en Canal Vieja (septiembre) y fue alométrico positivo en Canal Vieja (agosto). Esto significa que en los tres primeros sitios mencionados, la relación largo peso fue la esperada para la especie y en Canal Vieja (agosto) el peso fue mayor (**Figura II.1.6 a II.1.10**).

A lo largo del ciclo anual y en los dos sitios mencionados, la relación largo peso fue la esperada para la especie. Estos resultados coinciden con lo observado con el factor de condición (K) donde los mayores valores se registraron en primavera y verano, y los menores en otoño e invierno (**Tabla II.1.3**).

De la comparación de la relación largo peso estimada estacionalmente se pudo observar que los ejemplares a igual talla presentaron mayor peso en primavera- verano y menor en otoño e invierno (ANCOVA, $p < 0,001$).

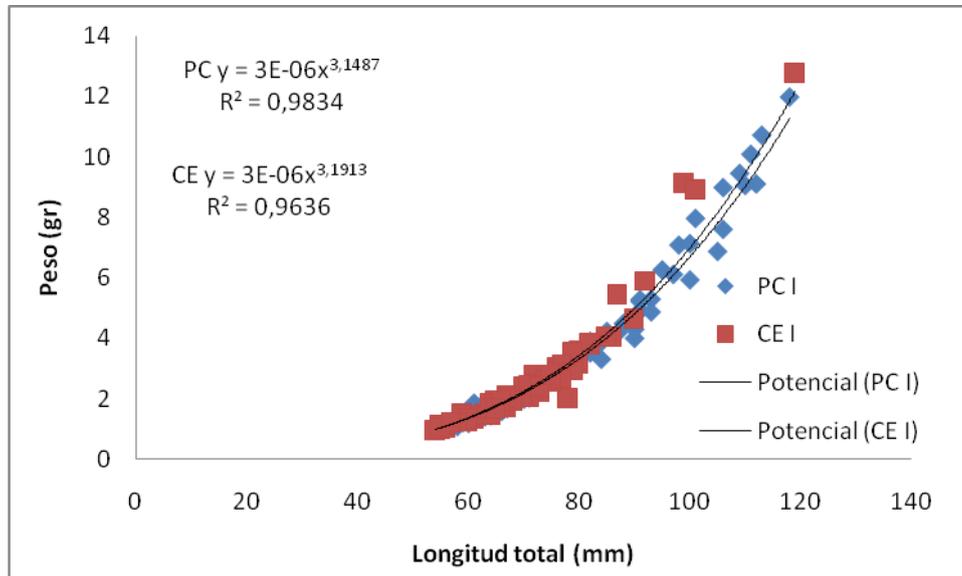


Figura II.1.6. Relación largo –peso de saraquita *Ramnogaster arcuata* por sitio de muestreo. PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo en invierno de 2017.

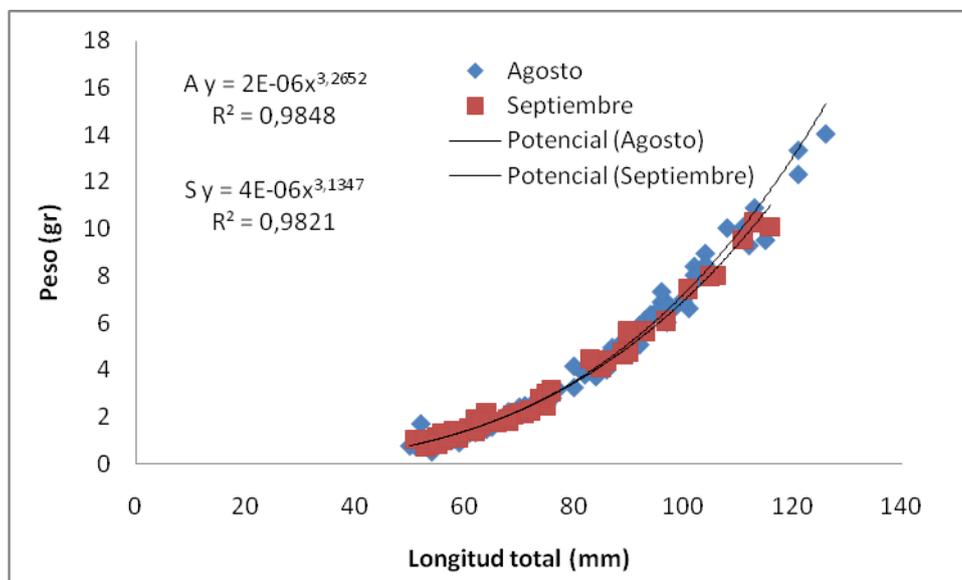


Figura II.1.7. Relación largo –peso de saraquita *Ramnogaster arcuata* capturados en Canal Vieja en invierno de 2017

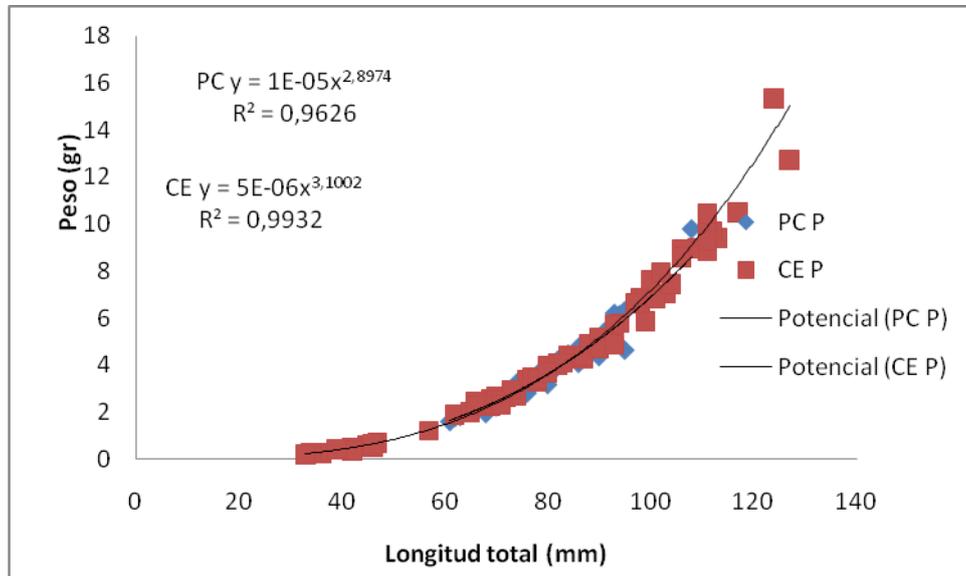


Figura II.1.8. Relación largo –peso de saraquita *Ramnogaster arcuata* por sitio de muestreo. PC: Puerto Cuatreros y CE: Canal del Embudo en primavera de 2017

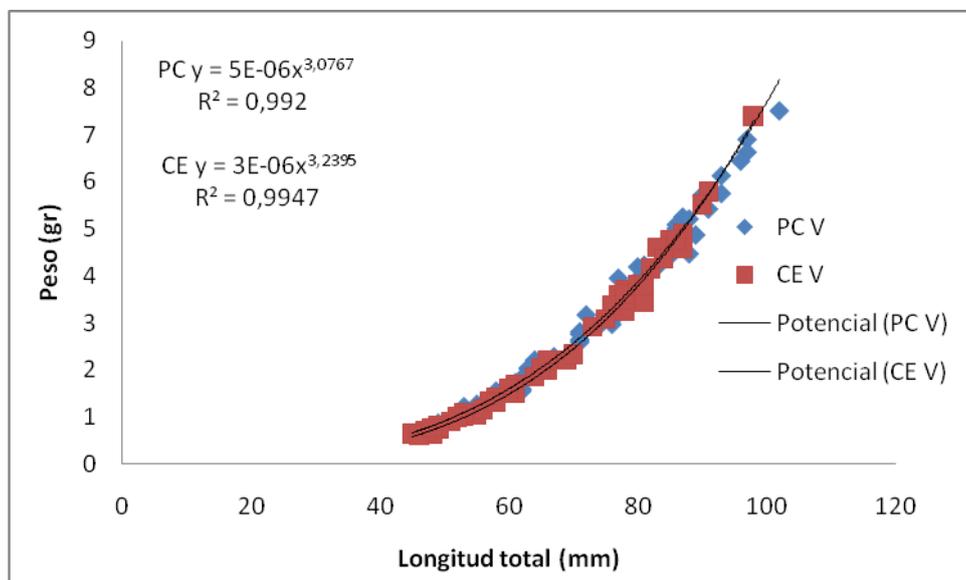


Figura II.1.9. Relación largo –peso de saraquita *Ramnogaster arcuata* capturada en PC: Puerto Cuatreros y CE: Canal del Embudo durante el verano de 2018

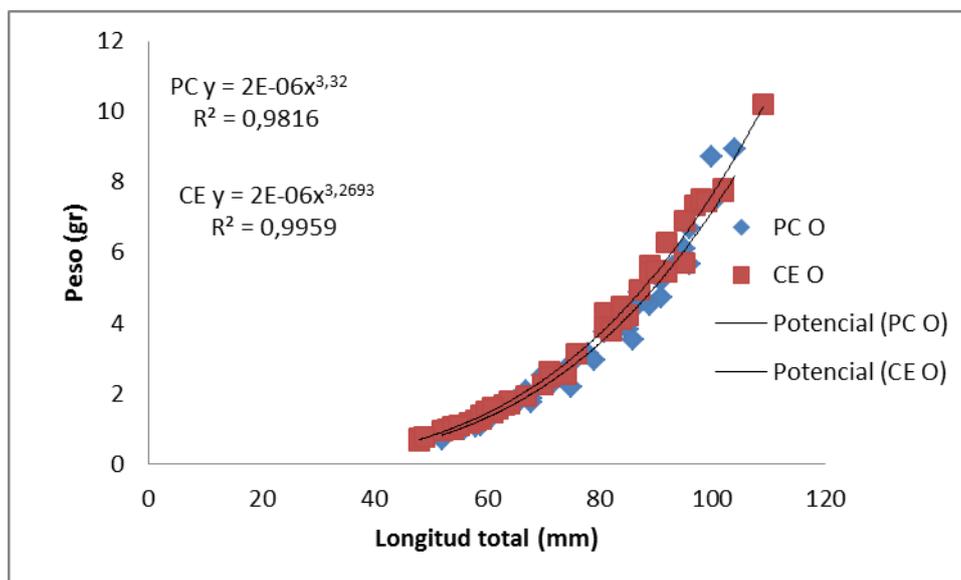


Figura II.1.10. Relación largo –peso de saraquita *Ramnogaster arcuata* capturada en PC: Puerto Cuatreros y CE: Canal del Embudo en otoño de 2018

Proporción por sexo

La proporción por sexo en invierno fue de un macho por cada hembra en Canal del Embudo y de un macho por cada tres hembras en Puerto Cuatreros y Canal Vieja. En otoño, esta proporción fue de un macho por cada dos hembras en los dos sitios (Puerto Cuatreros y Canal del Embudo) (**Tabla II.1.4**). Si bien se observaron variaciones en la proporción por sexo de la población según sitio y estación del año, éstas no fueron estadísticamente significativas (**Tabla II.1.5**).

La proporción por sexo observada durante el presente monitoreo coincide con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicj (2009) donde la relación hallada fue 1:3,2.

Tabla II.1.4. Relación macho: hembra de saraquita *Ramnogaster arcuata* por estación/ mes y sitio de muestreo en invierno 2017 y otoño de 2018

Mes	Puerto Cuatreros	Canal del Embudo	Canal Vieja
Invierno Agosto	1:3,14	1:1,25	1:3,59
Invierno Septiembre			1:3,4
Otoño	1:2,44	1:2,61	

Tabla II.1.5. Comparación de la población por sexo de saraquita *Ramnogaster arcuata* por estación del año y sitio de muestreo en invierno 2017 y otoño de 2018

Comparación	Significancia estadística
Invierno entre sitios	P=0,86
Otoño entre sitios	P=0,94
Invierno vs Otoño	P=0,73

Índice gonadosomático

Durante el invierno, las hembras de saraquita presentaron valores de índice gonadosomático (IGS) más elevado que los machos ($p < 0,0001$). Los valores registrados en ambos sexos, son los correspondientes a esta especie durante el período reproductivo (**Figura II.1.11**). Esto se puede apreciar, además, en el muestreo realizado en el mes de septiembre, en Canal Vieja, donde se pudo observar que, principalmente el IGS de las hembras fue superior al calculado para el mismo sitio en agosto. El índice gonadosomático de saraquita no presentó diferencias significativas entre los sitios ($p = 0,30$) y si entre los sexos ($p = 0,009$) (**Figura II.1.11**).

En otoño, el índice gonadosomático de saraquita no presentó diferencias entre en los dos sitios ($p = 0,09$) y si entre los sexos ($p = 0,006$) (**Figura II.1.12**). El de los machos, si bien más bajos que el de las hembras, fue mayor en Canal del Embudo (**Figura II.1.12**).

La comparación del IGS promedio, con los sexos agrupados, entre las dos estaciones del año evidenció un mayor valor en invierno (IGS x: 4,25) que en otoño (IGS x: 1,18) ($p = 0,0002$).

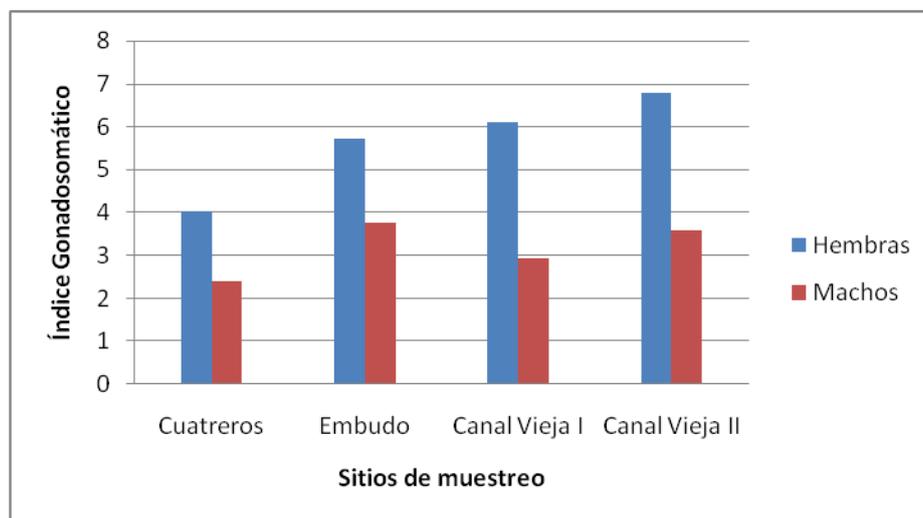


Figura II.1.11. Índice gonadosomático de saraquita *Ramnogaster arcuata* por sitio de muestreo en invierno de 2017.

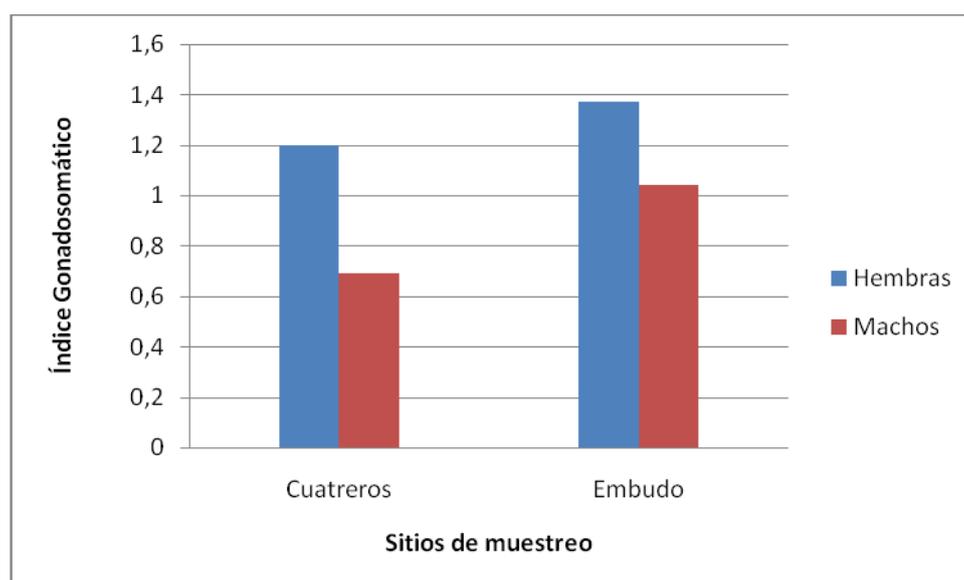


Figura II.1.12. Índice gonadosomático de saraquita *Ramnogaster arcuata* por sitio de muestreo en otoño de 2018

Los ejemplares muestreados en invierno presentaron un índice gonadosomático más elevado que lo observado durante el otoño. Estos resultados coinciden con la época reproductiva de esta especie dentro del estuario. La diferencia de IGS entre las dos estaciones del año se corresponde con el principal periodo reproductivo que ocurre hacia fines del invierno. Estos valores coinciden con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicj

(2009), quienes mencionan que el incremento del IGS se inicia a partir de abril (otoño) y llega al valor máximo en agosto y septiembre (fines de invierno).

Dieta

La dieta de saraquita fue analizada en Canal Vieja en invierno, y en Puerto Cuatrerros y Canal del Embudo en primavera y verano. Los valores de índice de vacuidad (IV) registrados en cada una de las oportunidades se presentan en la **Tabla II.1.6**. La mayor vacuidad se registró en invierno y la menor en primavera.

Tabla II.1.6. Índice de vacuidad de saraquita *Ramnogaster arcuata* en Puerto Cuatrerros, Canal del Embudo y Canal Vieja por estación del año y durante el periodo invierno 2017- verano 2018

	Puerto Cuatrerros	Canal del Embudo	Canal Vieja
Invierno Agosto			67,65
Invierno Septiembre			39,58
Primavera	2,56	17,11	
Verano	27,54	13,21	

En invierno se analizó la dieta de saraquita únicamente en los ejemplares capturados en los dos muestreos realizados en Canal Vieja. Los valores de vacuidad (IV) fueron elevados para todas las clases de talla y los meses analizados (**Figura II.1.13**). La composición de la dieta en Canal Vieja presentó una variación entre los meses y entre clases de talla. En agosto se observó, a mayor clase de talla, un aumento de la importancia del misidáceo *Neomysis americana* y una disminución del consumo de copépodos (*Euterpina acutifrons* y *Acartia tonsa*). En septiembre, la clase II consumió principalmente el copépodo *Labidocera fluviatilis*, mientras que las clases III y IV se alimentaron del misidáceo *Arthromysis magellanica* (**Figura II.1.13**).

En primavera, se capturaron ejemplares de clase II y clase III en Puerto Cuatrerros. El IV fue 0% para la clase II y 5,3% para la clase III. En Canal del Embudo se observó un aumento del IV con el incremento de la clase de talla.

Las clases I y II presentaron un IV de 7,1 y 4,8% respectivamente y la clase IV, el mayor IV (33,3%) (**Figura II.1.14**).

La dieta de la saraquita en primavera presentó grandes diferencias entre sitios.

En Canal del Embudo la presa dominante en las cuatro clases de talla fue zoea de cangrejo y se observó un aumento en el consumo del misidáceo *Arthromysis magellanica* en las clases III y IV. En Puerto Cuatreros, la clase II consumió principalmente zoeas y el copépodo *Labidocera fluviatilis*, y la clase III tuvo una dieta más variada, alimentándose de los misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, de zoeas y del copépodo *Labidocera fluviatilis* (**Figura II.1.14**).

En verano, el IV de los ejemplares capturado en Puerto Cuatreros fue menor al registrado en Canal del Embudo (**Tabla II.1.6**). La composición de la dieta fue similar entre sitios. En Canal del Embudo la presa dominante en las tres clases de talla fue el copépodo *Acartia tonsa*, si bien se observó un aumento en el consumo del misidáceo *Neoyisis americana* y de megalopas con el aumento de la talla. En Puerto Cuatreros, las tres clases de talla se alimentaron del copépodo *Acartia tonsa* (**Figura II.1.15**).

El hábito alimenticio que presentó *Ramnogaster arcuata* durante el presente monitoreo difiere del hallado por Lopez Cazorla *et al.* (2011), quienes mencionan a los copépodos *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*, y al misidáceo *Arthromysis magellanica* como los ítem presa de mayor importancia relativa.

Esta diferencia se basa en la disminución de la abundancia de *Eurytemora americana* en el ambiente registrada durante el presente monitoreo. La disminución de este copépodo ya fue registrada por Berasategui *et al.* (2017) quienes la relacionan con el incremento de la temperatura del agua durante el invierno, así como también a cambios en la composición del microplancton, el cual forma parte de la dieta de la mencionada especie (Guinder *et al.*, 2016 y López Abate, 2016).

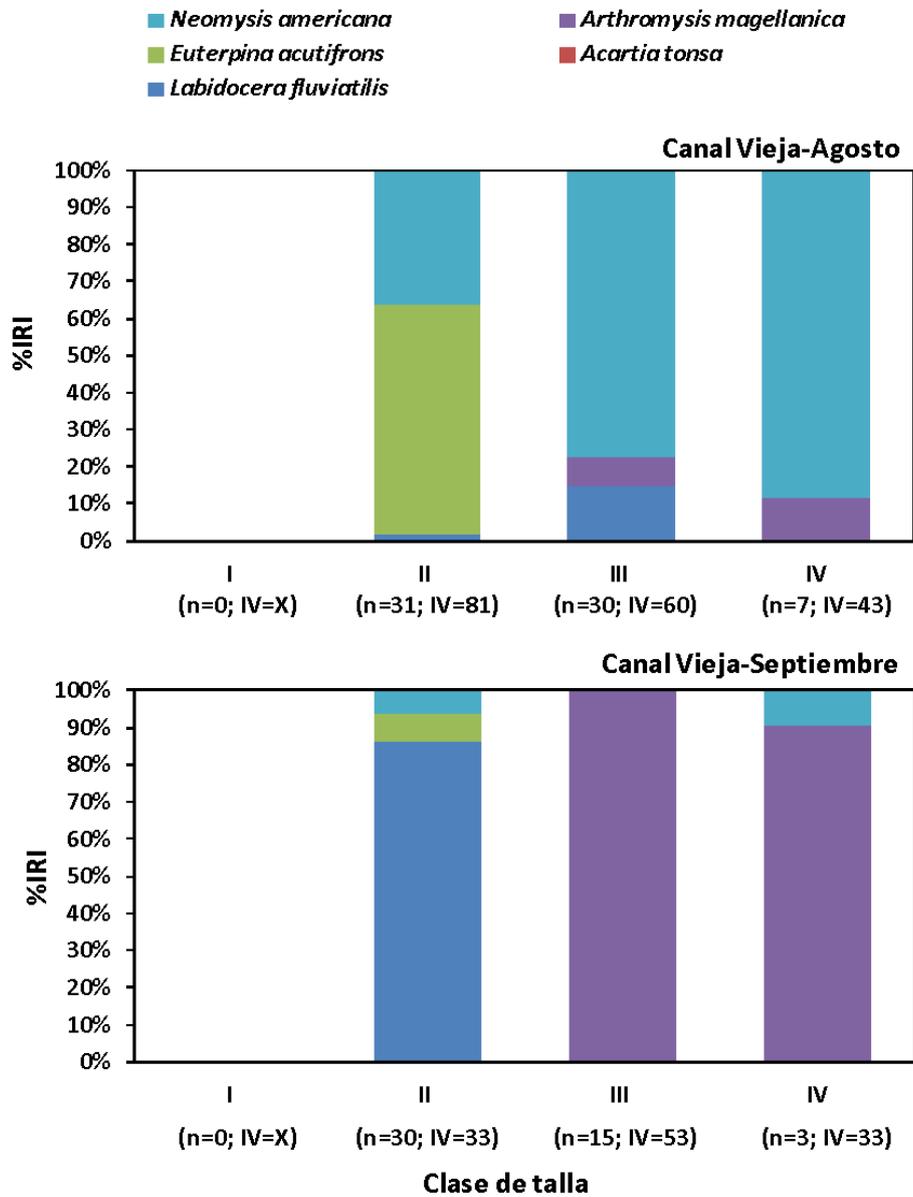


Figura II.1.13. Composición de la dieta de la saraquita *Ramnogaster arcuata* en los meses de Agosto y Septiembre en Canal Vieja. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad en invierno de 2017

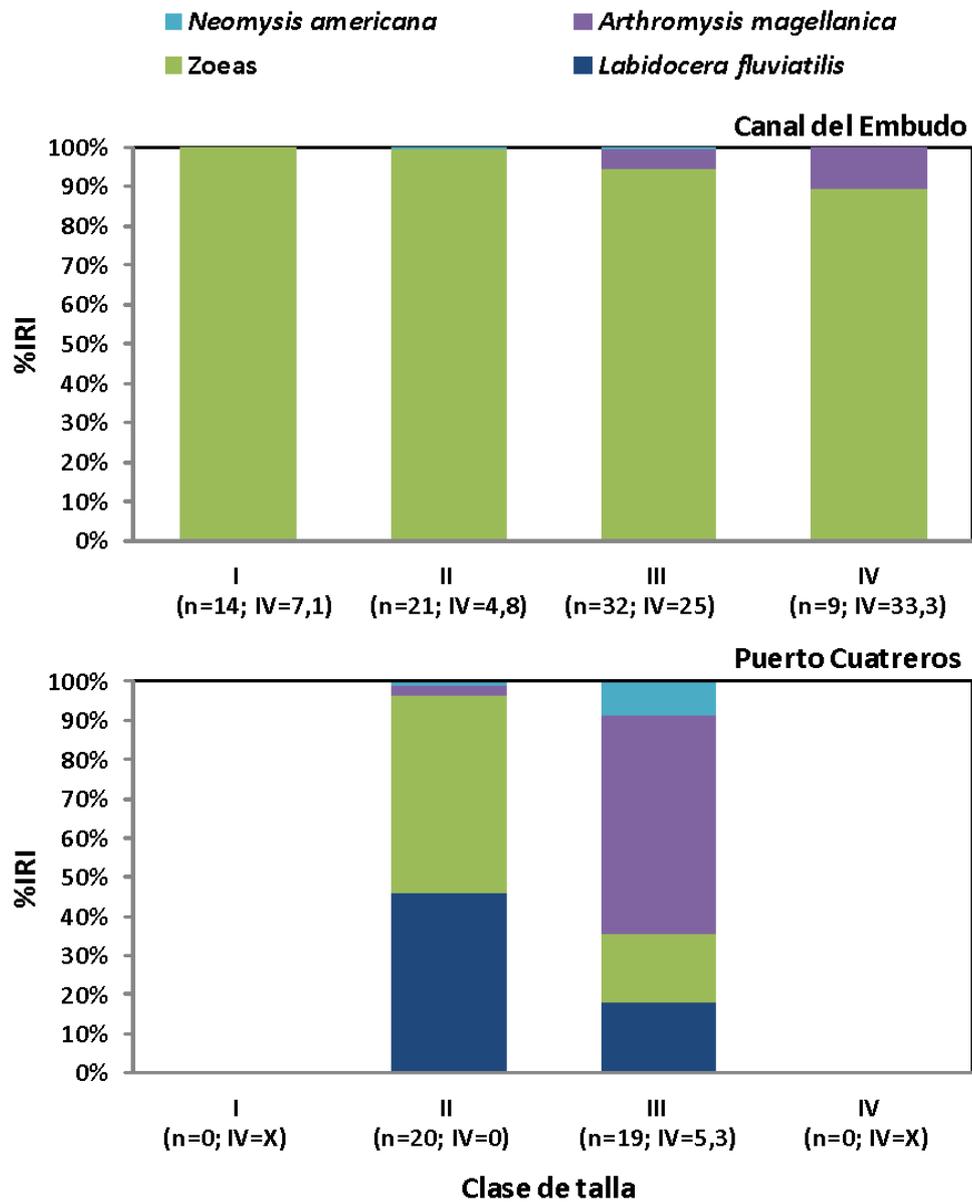


Figura II.1.14. Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* en primavera en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

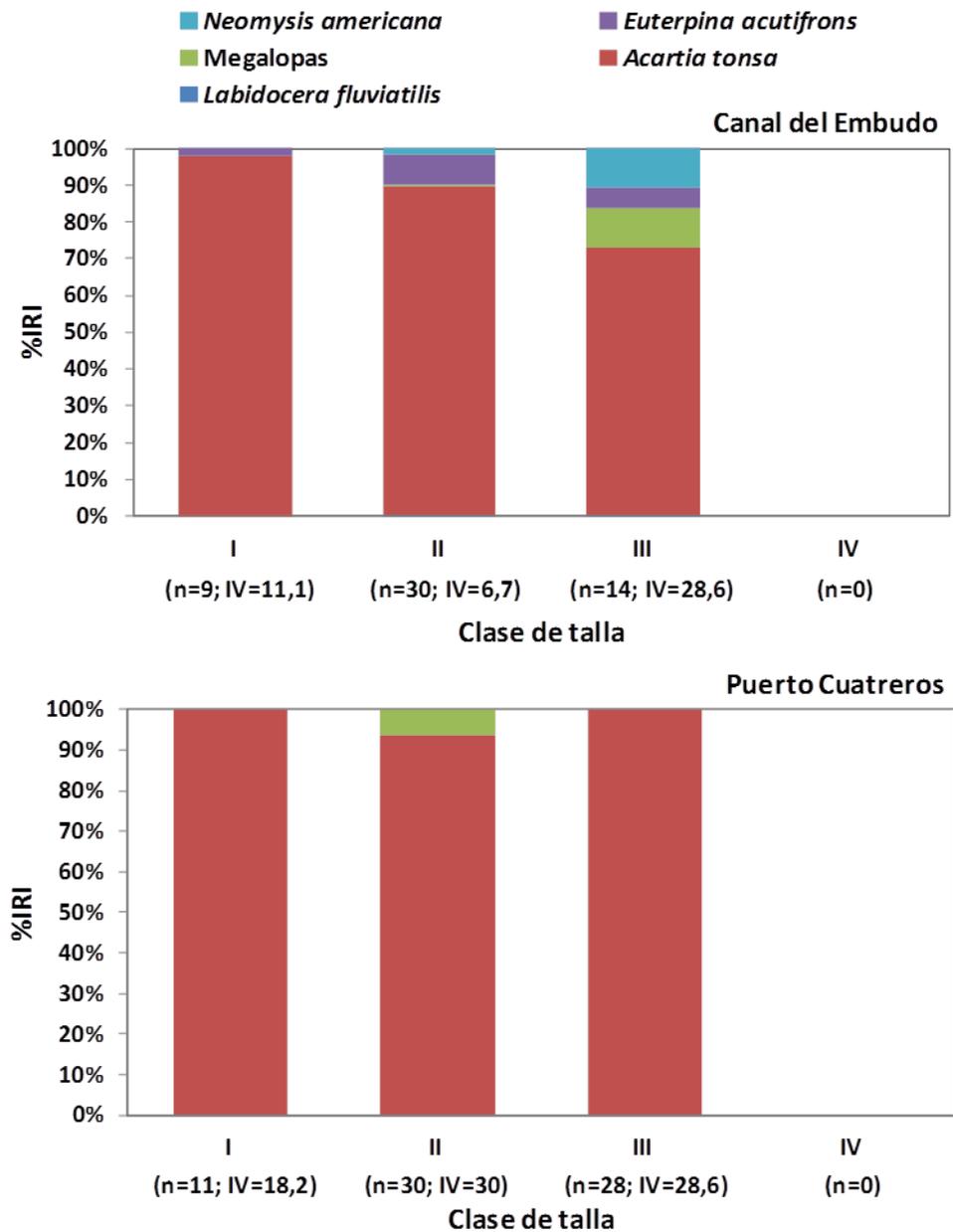


Figura II.15. Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* en verano de 2018 en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

Corvina rubia *Micropogonias furnieri*

La distribución de talla de corvina rubia en cada una de las estaciones y sitios se presenta en las **Figura II.1.16** y **II.1.17**. Las tallas de juveniles en cada sitio de muestreo fueron las esperadas para cada una de las estaciones del año. En invierno, la talla media de la población muestreada en Canal del Embudo fue significativamente diferente y menor a la registrada en Puerto Cuatrerros ($p < 0,0001$).

En otoño, la distribución de las tallas, en ambos sitios, presentó dos modas y la talla media mostró el comportamiento inverso al observado en invierno, en Puerto Cuatrerros fue estadísticamente menor a la registrada en Canal del Embudo ($p = 0,003$).

La comparación de la talla media de la población entre las dos estaciones del año evidenció que los ejemplares capturados en otoño de 2018 presentaron mayor longitud media (137,67 mm Lt) que los capturados en invierno 2017 (71,92) ($p < 0,0001$). Esto puede deberse a que en agosto los juveniles de mayor talla abandonaron el estuario, quedando aún los ejemplares de menor talla hasta fines de septiembre. Este comportamiento migratorio que presentan los juveniles ya fue registrado en estudios anteriores (Lopez Cazorla, 1987; 2004 y Sardiña y Lopez Cazorla, 2005 a).

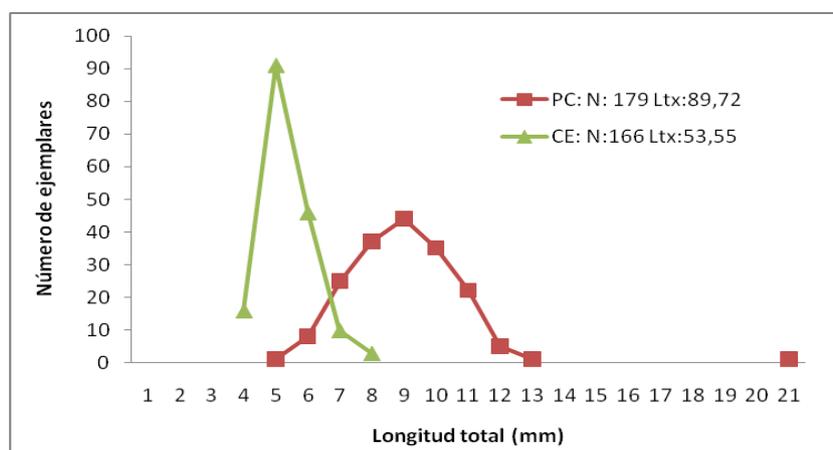


Figura II.1.16. Distribución de talla, número de ejemplares analizados y talla media de corvina rubia *Micropogonias furnieri* registradas en invierno de 2017 en Puerto Cuatrerros (PC) y Canal del Embudo (CE). N: número de ejemplares.

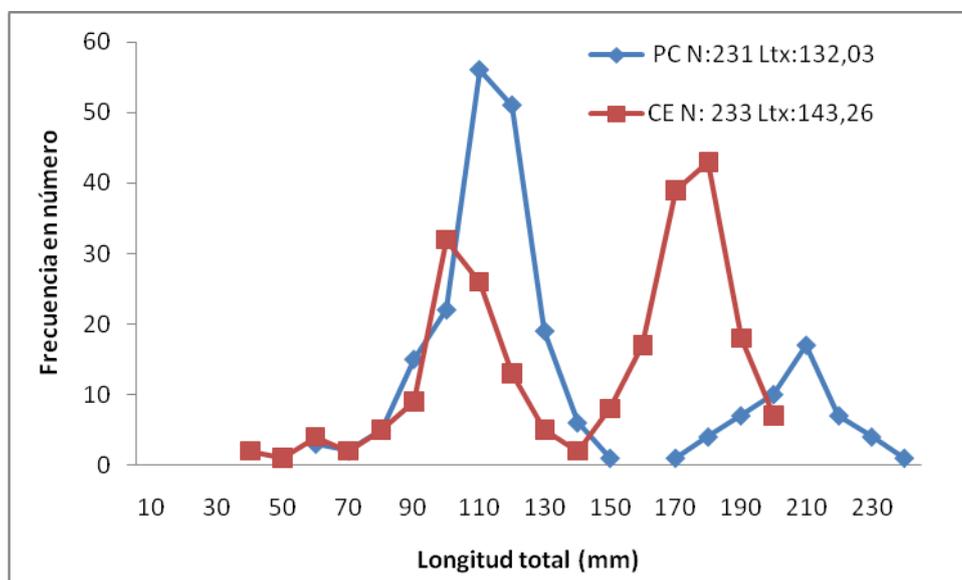


Figura II.1.17. Distribución de talla, número de ejemplares analizados y talla media de corvina rubia *Micropogonias furnieri* registradas durante otoño de 2018 en Puerto Cuatreros (PC) y Canal del Embudo (CE). N: número de ejemplares

Relación largo - peso

En invierno, la relación largo peso de corvina rubia no presentó diferencias significativas entre los sitios (ANCOVA, $p > 0,05$). El crecimiento fue alométrico positivo en Puerto Cuatreros ($p < 0,0001$; N:260) mientras que en Canal del Embudo el crecimiento fue isométrico ($p = 0,75$; N:164) (**Figura II.1.18**). Esto significa que en Puerto Cuatreros, los animales presentaron una condición mejor a la esperada y en Canal del Embudo, la relación largo peso fue la esperada para esta especie.

En otoño de 2018, la relación largo peso la especie no presentó diferencias significativas entre los sitios (ANCOVA, $p = 0,07$). El crecimiento fue alométrico positivo tanto en Puerto Cuatreros ($p = 0,004$; N:98) como en Canal del Embudo ($p = 0,038$; N:97) (**Figura II.1.19**). Esto significa que en los dos sitios mencionados, la relación largo peso fue la esperada para la especie.

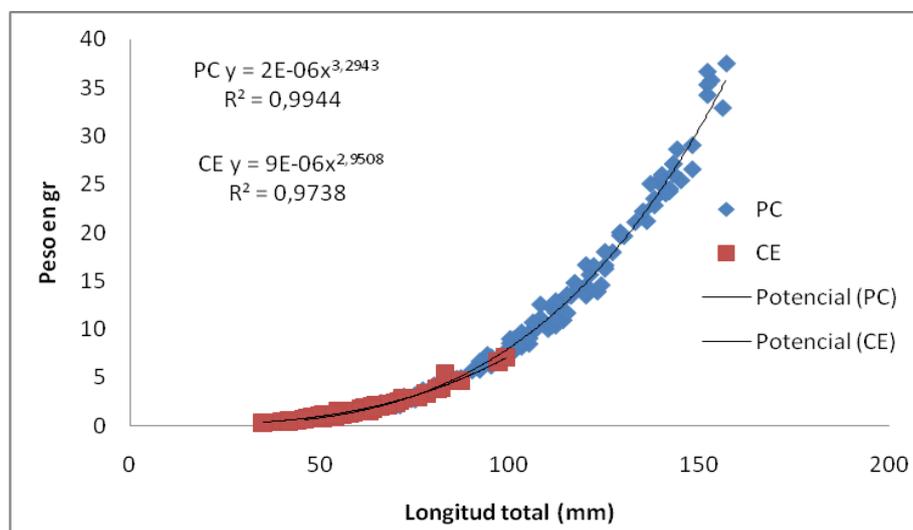


Figura II.1.18. Relación largo –peso de corvina rubia *Micropogonias furnieri* capturada en PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo en invierno de 2017

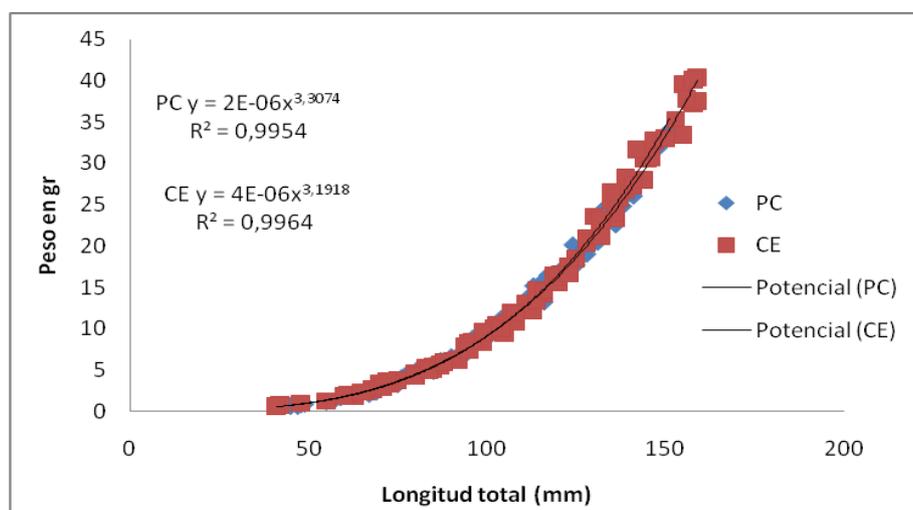


Figura II.1.19. Relación largo–peso de corvina rubia *Micropogonias furnieri* capturada en PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo en otoño de 2018

Dieta

El análisis de dieta corresponde a los muestreos realizados en Puerto Cuatrerros y Canal del Embudo. Los valores de vacuidad (IV) muestran una mayor vacuidad en la clase III en Canal del Embudo y en la clase II en Puerto Cuatrerros (**Figura II.1.20**).

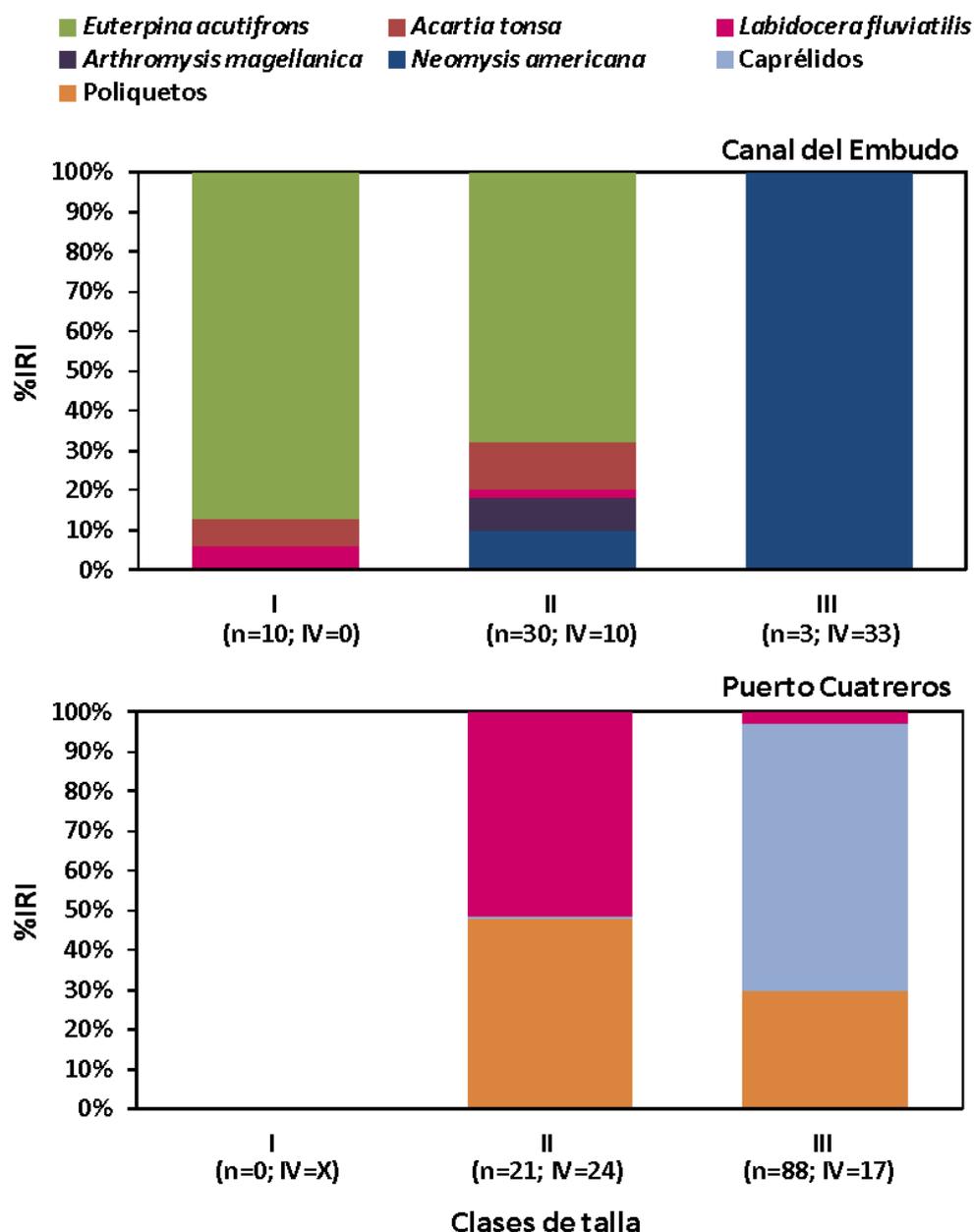


Figura II.1.20. Composición de la dieta de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante el invierno de 2017 en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

La dieta de la corvina rubia en invierno 2017 fue muy distinta entre sitios y entre clases de tallas. En Canal del Embudo, para la clase II, la presa más importante fue el copépodo *Euterpina acutifrons*, para la clase III fue el

misidáceo *Neomysis americana*. En Puerto Cuatrerros, la clase II consumió principalmente el copépodo *Labidocera fluviatilis* y poliquetos, y la clase III se alimentó de anfípodos caprélidos y poliquetos (**Figura II.1.20**).

Los valores de vacuidad (IV) en otoño 2018 y por clase de talla fueron mayores en Canal del Embudo que en Puerto Cuatrerros. Dentro de cada sitio, el IV en las dos clases en Canal del Embudo fueron similares y en Puerto Cuatrerros, la clase II presentó mayor IV que la III (**Figura II.1.21**).

La dieta de la corvina rubia en otoño fue muy distinta entre sitios y entre clases de tallas. En Canal del Embudo las presas más importantes para la clase II fueron los copépodos *Labidocera fluviatilis* y *Euterpina acutifrons*, y el misidáceo *Arthromysis magellanica*; mientras que para la clase III la presa más importante fue poliquetos. En Puerto Cuatrerros, ambas clases (II y III) consumieron principalmente poliquetos (**Figura II.1.21**).

Estos resultados coinciden con lo mencionado por Lopez Cazorla (1987) para juveniles con tallas superiores a 50 mm, donde el ítem más frecuente fue poliquetos y por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a) donde los juveniles con talla entre 4,00 y 6,99 cm LT se alimentaron principalmente de misidáceos, *Neomysis americana* y *Arthromysis magellanica*, y de poliquetos.

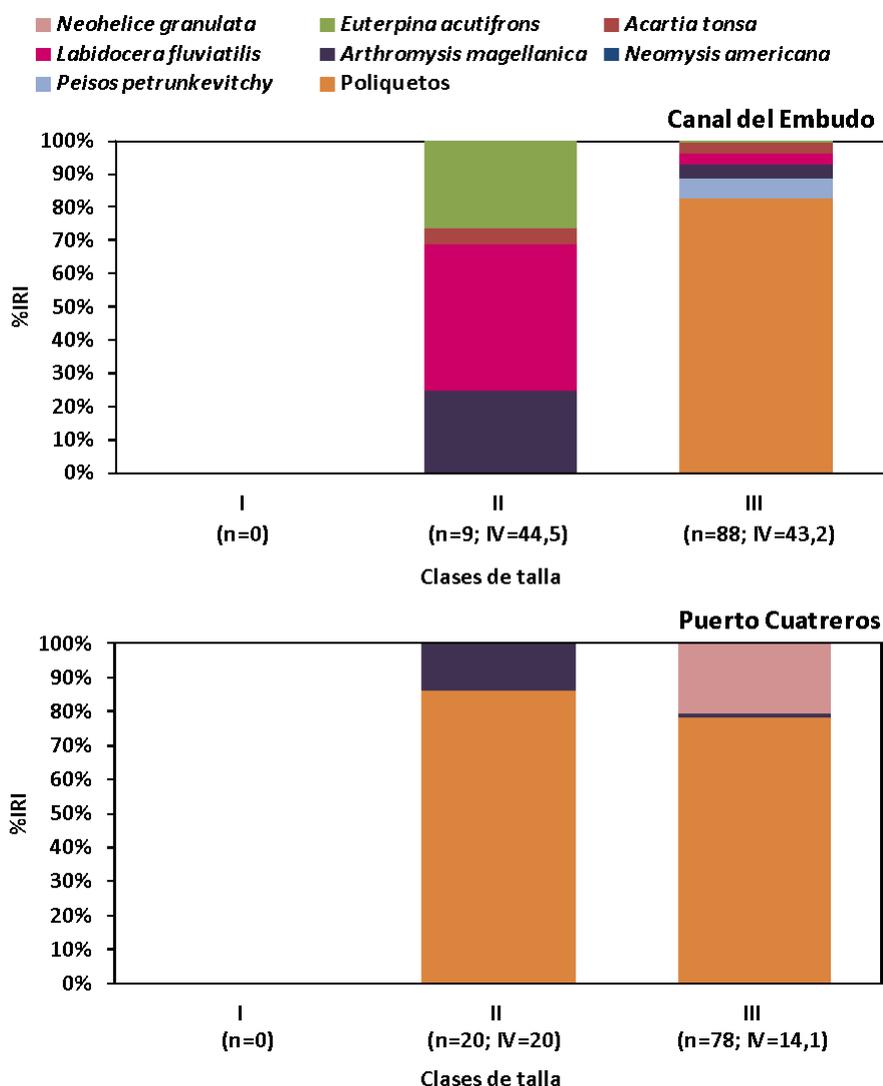


Figura II.1.21. Composición de la dieta de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante otoño 2018 en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

Pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*

Las distribuciones de talla de pescadilla de red capturada durante el invierno 2017 y otoño 2018 en cada uno de los sitios se presentan en las **Figura II.1.22** y **II.1.23**. En las dos estaciones la talla media de la población muestreada en Canal del Embudo fue significativamente diferente y menor a la registrada en Puerto Cuatrerros ($p < 0,0001$ en ambos casos).

Esto puede deberse a que en la zona del Canal del Embudo, donde se fondean las redes, actúa como un área de menor corriente de agua que la que se registra a la altura de Puerto Cuatrerros.

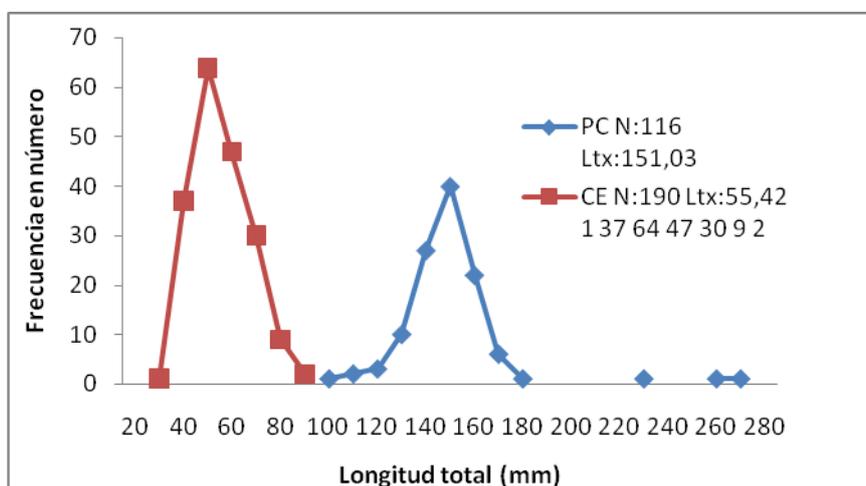


Figura II.1.22. Distribución de talla, número de ejemplares analizados y talla media de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* registradas en invierno de 2017 y por sitio de muestreo. PC: Puerto Cuatrerros; CE: Canal del Embudo

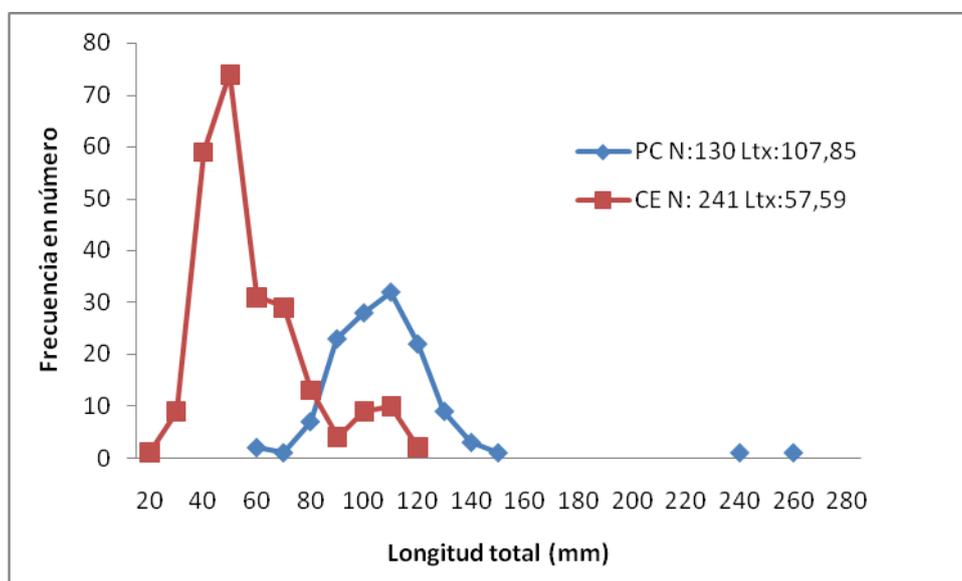


Figura II.1.23. Distribución de talla, número de ejemplares analizados y talla media de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* registradas en otoño de 2018 y por sitio de muestreo. PC: Puerto Cuatrerros; CE: Canal del Embudo

La comparación de la talla media de la población de pescadilla entre las dos estaciones del año, evidenció que los ejemplares capturados en invierno de 2017 (91,67 mm Lt) presentaron una longitud significativamente mayor que los capturados en otoño de 2018 (75,21 mm Lt) ($p < 0,0001$).

Si bien estadísticamente se observa diferencia significativa entre las tallas medias, biológicamente se interpreta que esta diferencia no es tal dado que si los muestreos se hubiesen realizado dentro de un mismo año, esta diferencia se explicaría por el crecimiento de los individuos de la población. Resultados semejantes al rango de talla de los juveniles y la variación de la talla media a lo largo del año se han mencionado en Lopez Cazorla (1987); Lopez Cazorla (1996, 2000) y en Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b).

Relación largo- peso

En invierno, la relación largo peso de pescadilla de red no presentó diferencias significativas entre los sitios (ANCOVA, $p > 0,05$). El crecimiento fue isométrico tanto en Puerto Cuatros (p=0,77; N: 6) como en Canal del Embudo (p=0,69; N:166 (**Figura II.1.24**)). En otoño, tampoco se observaron diferencias significativas en dicha relación entre los sitios (ANCOVA, $p = 0,09$) y el crecimiento fue isométrico tanto en Puerto Cuatros (p=0,23; N: 68) como en Canal del Embudo (p=0,10; N: 99) (**Figura II.1.25**).

Al realizar la comparación de la relación largo peso entre estaciones, invierno vs otoño, no se observó una diferencia significativas entre ellas (p=0,097). Esto significa que en ambas estaciones y sitios de muestreo los animales presentaron una condición esperada para la especie.

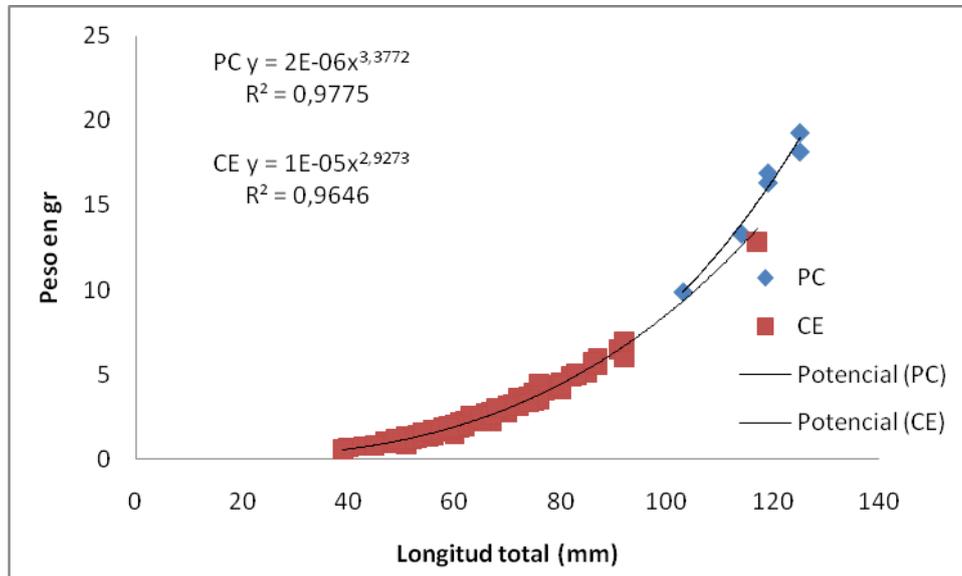


Figura II.1.24. Relación largo –peso de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* capturada en PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo en invierno de 2017

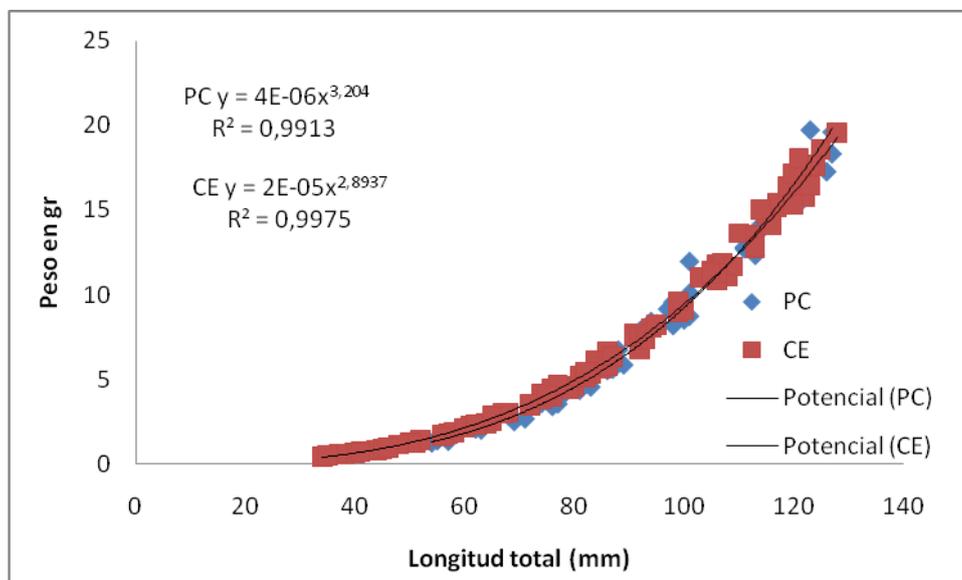


Figura II.1.25. Relación largo –peso de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* capturada en PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo en otoño de 2018

Dieta

La pescadilla de red en invierno 2017, en Puerto Cuatreros y Canal del Embudo, presentó un valor de vacuidad (IV) bajo en la única clase bien representada (clase II, Canal del Embudo) (**Figura II.1.26**).

La composición de la dieta fue muy distinta entre sitios y clases de talla. En Puerto Cuatreros, los ejemplares de la única clase de talla capturada consumieron únicamente camarón *Artemesia longinaris*. En Canal del Embudo se registraron las tres clases de talla y la dieta estuvo integrada por cinco ítem presa. Además, se observó con el aumento de la talla una disminución de la importancia del copépodo *Labidocera fluviatilis* y el misidáceo *Neomysis americana*, y un aumento del consumo de I copépodo *Acartia tonsa* (**Figura II.1.26**).

El mayor índice de vacuidad (IV) registrado en otoño fue en la clase II y el menor en la clase III, ambos en Puerto Cuatreros. En Canal del Embudo, los IV no presentaron una clara tendencia. (**Figura II.1.27**). La composición de la dieta en otoño fue similar entre sitios pero varió entre clases de talla. La clase I, capturada sólo en Puerto Cuatreros, se alimentó del copépodo *Labidocera fluviatilis* y el misidáceo *Neomysis americana*. Para las clases II y III, en ambos sitios, se observó una disminución de la importancia del misidáceo *Arthromysis magellanica* y un aumento del consumo del camarón blanco *Peisos petrunkevitchi* con el aumento de la talla (**Figura II.1.27**).

Estos resultados coinciden con lo mencionado por Lopez Cazorla (1996), en donde se halló que los juveniles de primer año de vida y con tallas superiores a 50 mm de Lt consumen principalmente camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. Sardiña y Lopez Cazorla (2005) también encontraron como principales presas de las pescadillas de entre 10 y 120 mm Lt a los misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, seguidos por *Peisos petrunkevitchi* y el copépodo *Labidocera fluviatilis*, y camarón *Artemesia longinaris*. Durante el otoño, también se menciona que se alimentaron principalmente de camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*.

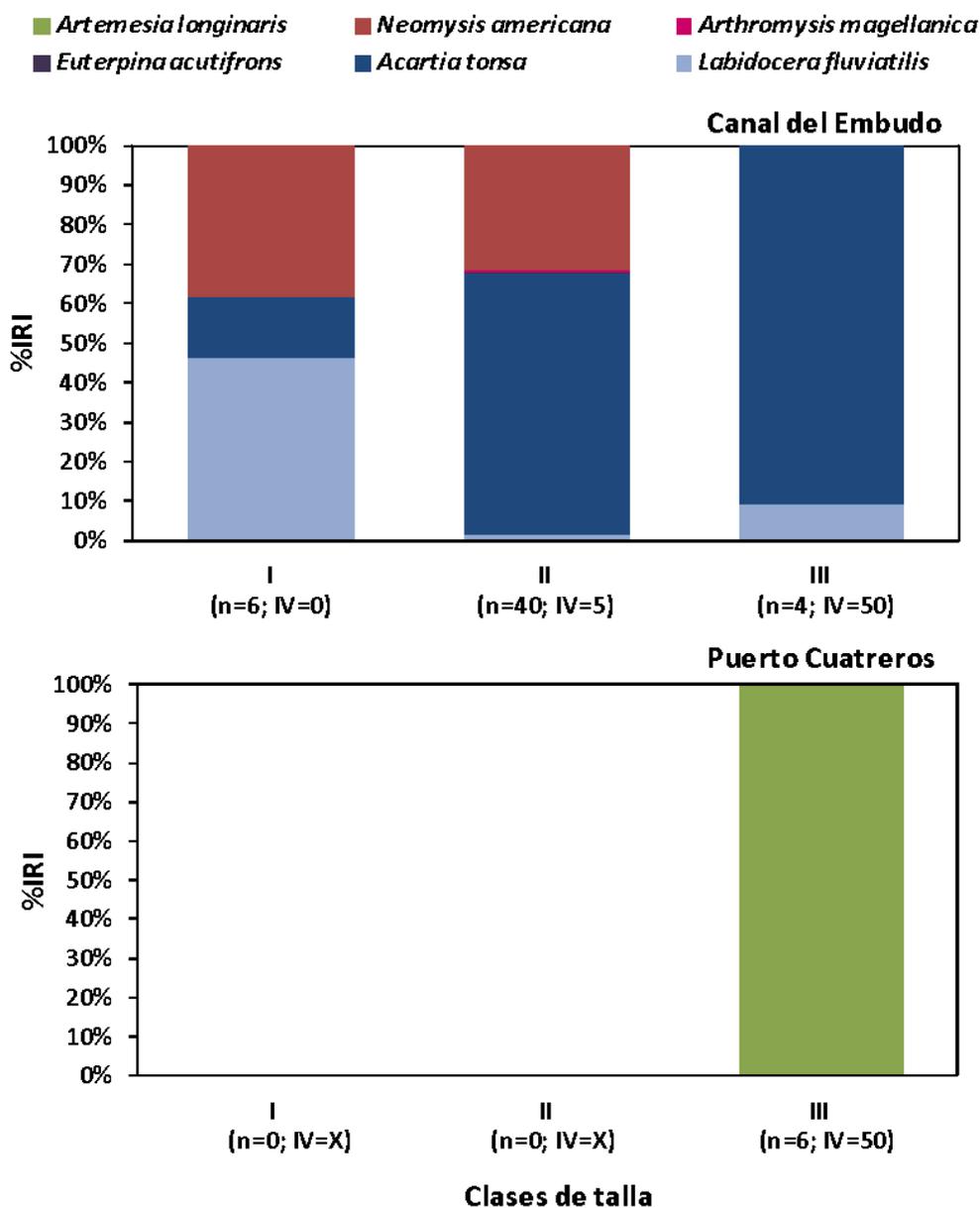


Figura II.1.26. Composición de la dieta de la pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* en invierno en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad.

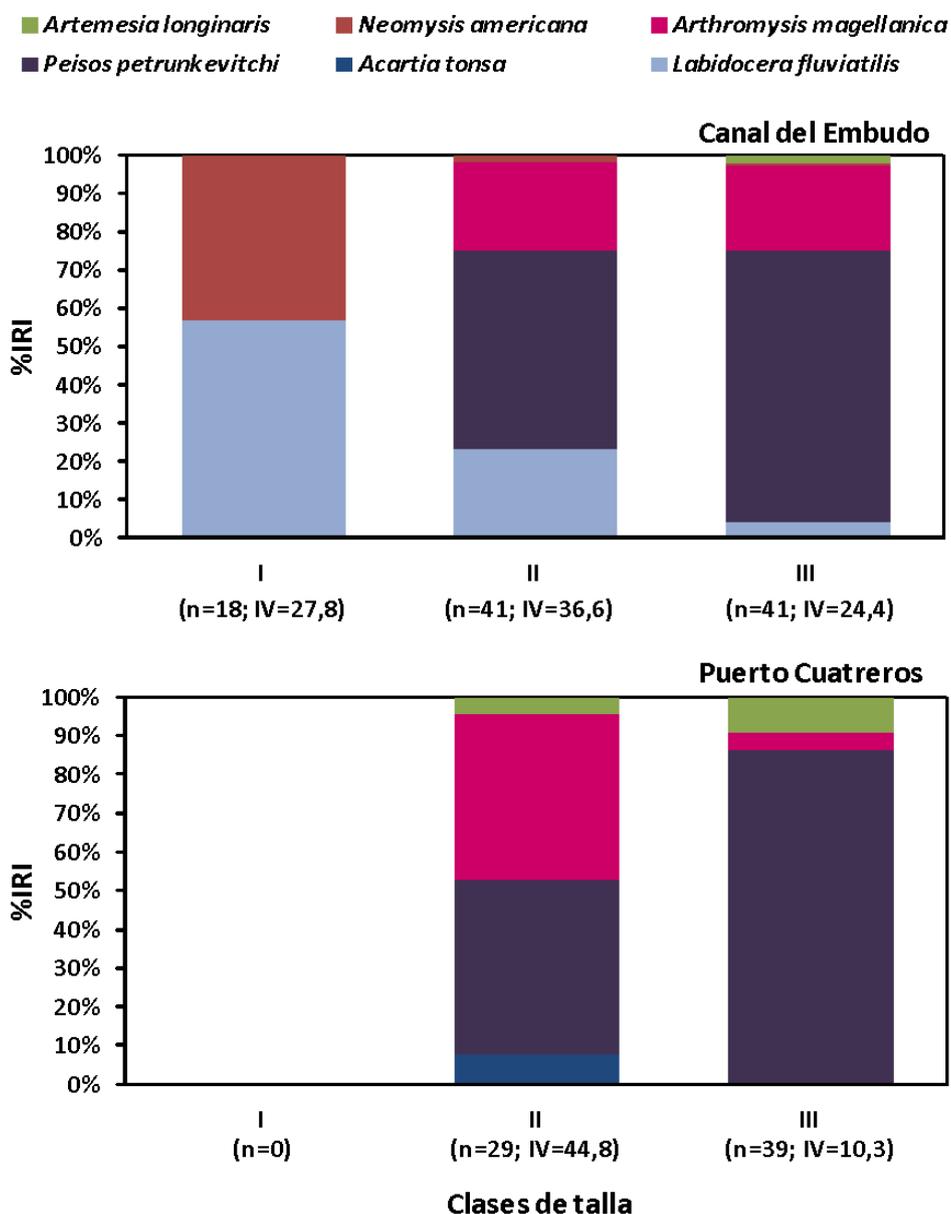


Figura II.1.27. Composición de la dieta de la pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante otoño 2018 en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

Los resultados obtenidos estacionalmente en el presente monitoreo también coinciden con lo mencionado por Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) quienes señalan que durante el invierno, los juveniles de pescadilla de red se alimentaron principalmente de copépodo *Labidocera fluviatilis*, quetognato

Sagitta friderici, misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana* y camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. La dieta registrada durante el otoño, también fue coincidente con lo informado en el presente, donde el camarón blanco *Peisos petrunkevitchi* fue uno de los ítems presa más importante.

Gatuzo *Mustelus schmitti*

La distribución de talla de gatuzo durante las cuatro estaciones y en cada uno de los sitios se presenta en las **Figura II.1.28, 29 y 30**. El número de ejemplares capturados fue muy bajo como para poder estimar valores medios de talla que representen a la población de esta especie en cada uno de los sitios y estaciones del año. Esto se debe, principalmente, a que los sitios donde se efectuaron los muestreos no son los adecuados para obtener una muestra representativa de la población de esta especie (Lopez Cazorla, 1987).

La talla media registrada por estación del año y sitio de muestreo fue ligeramente inferior en Canal del Embudo a las observadas en los otros dos sitios. A pesar de ello, la comparación estadística de la talla media entre sitios en cada una de las estaciones no presentó diferencias significativas ($p=0,28$; $p= 0,74$; $p= 0,55$; $p=0,098$ respectivamente). El análisis entre estaciones del año, si mostró diferencia significativa ($p<0,001$), resultando la talla media de primavera>invierno>otoño> verano. Esta variación estacional de la talla media de los juveniles, a lo largo del año, es la esperable dado que estos animales nacen en la zona externa y media del estuario hacia fines de primavera- inicio de verano. Por ello, es normal encontrar las menores tallas en verano. Estos juveniles permanecen dentro del estuario hasta fines de invierno-primavera, donde inician su comportamiento migratorio hacia aguas afuera del estuario, llamada zona El Rincón (Lopez Cazorla, 1987).

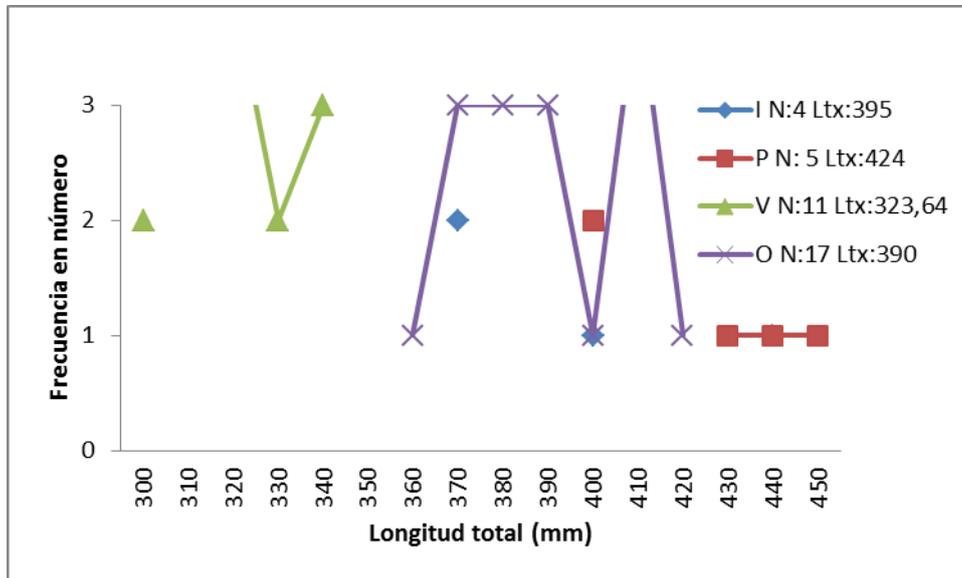


Figura II.1.28. Distribución de tallas de gatuzo *Mustelus schmitti* en Puerto Cuatreros durante el período invierno 2017- otoño 2018. I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño, N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media

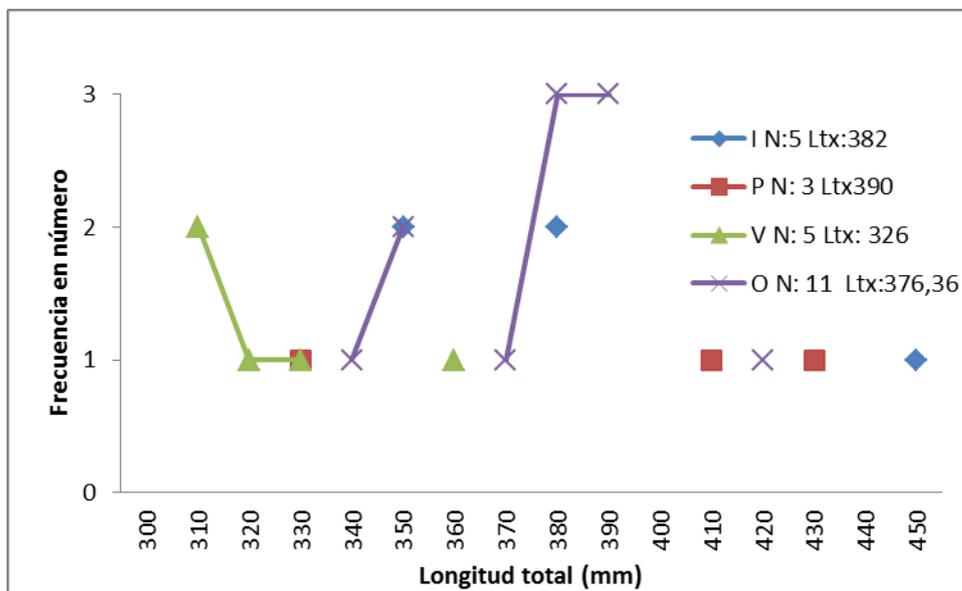


Figura II.1.29. Distribución de tallas de juveniles de gatuzo *Mustelus schmitti* en Canal del Embudo durante el período invierno 2017- otoño 2018. I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño, N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media

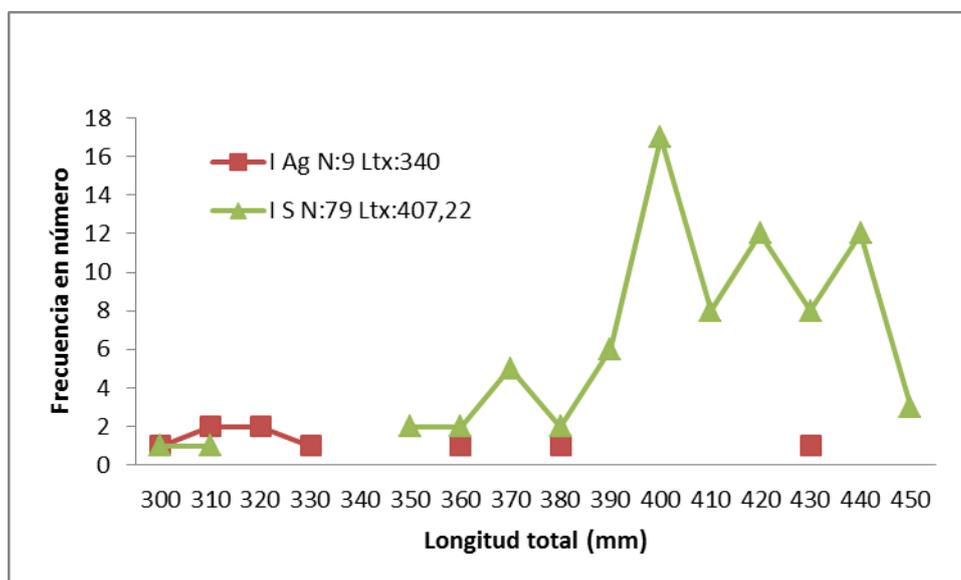


Figura II.1.30. Distribución de tallas de juveniles de gatuzo *Mustelus schmitti* en Canal Vieja durante agosto y septiembre de 2017 (invierno). I: invierno; Ag: Agosto y S: Septiembre, N: número de ejemplares y Ltx: longitud total media

Dieta

El índice de vacuidad en gatuzo fue 0 en la mayoría de las estaciones del año. En verano y en Puerto Cuatrero se registró un IV de 9,1 (**Tabla II.1.7**). La dieta presentó, en las cuatro estaciones del año, variación entre sitios y clases de talla.

Tabla II.1.7. Índice de vacuidad de gatuzo *Mustelus schmitti* en Puerto Cuatreros y Canal del Embudo por estación del año y durante el periodo invierno 2017- otoño 2018.

	Puerto Cuatreros	Canal del Embudo
Invierno	0	0
Primavera	0	0
Verano	9,1	0
Otoño	0	0

Durante el invierno, en Canal del Embudo se observó una disminución en el número de ítems presa con el aumento de la talla, siendo *Artemesia longinaris* y *Neohelice granulata* las presas más importantes para la clase III. En Puerto Cuatrerros, se observó una disminución de la importancia de anfípodos caprélidos y un aumento del consumo del cangrejo *Neohelice granulata* y poliquetos (**Figura II.1.31**).

En primavera, la dieta de gatuzo en Canal del Embudo presentó un aumento en el número de ítems presa con el aumento de la talla, siendo el cangrejo *Neohelice granulata* la única presa consumida por el individuo de la clase I, mientras que los ejemplares de la clase III y los adultos consumieron principalmente *Artemesia longinaris* y *Neohelice granulata*. En Puerto Cuatrerros, se observó una disminución de la importancia en la dieta de los anfípodos caprélidos y un aumento del consumo del cangrejo *Neohelice granulata* y poliquetos (**Figura II.1.32**).

En verano, en Canal del Embudo se observó un aumento en el consumo de *Artemesia longinaris* y una disminución de *Neohelice granulata* con el aumento de la talla. En Puerto Cuatrerros, sólo se capturaron individuos de la clase I que se alimentaron principalmente del cangrejo *Neohelice granulata* (**Figura II.1.33**).

En otoño, en Canal del Embudo, la clase de talla mejor representada fue la II. En ésta, el ítem presa con mayor importancia relativa fue el camarón *Artemesia longinaris*, seguido por el cangrejo *Neohelice granulata* y langostinos *Pleoticus muelleri*. En el único ejemplar correspondiente a la clase III, los dos primeros ítems mencionados para la clase II, fueron los únicos ítems integrantes de la dieta. En el ejemplar correspondiente a la clase I, *Ramnogaster arcuata* fue el ítem presa hallado. En Puerto Cuatrerros, se observó una disminución de la importancia en la dieta del cangrejo *Cyrtograpsus angulatus* y un aumento del consumo de poliquetos con el incremento de talla (**Figura II.1.34**).

Todos los ítems presa que integraron la dieta de gatuzo durante el presente monitoreo coinciden con los mencionados para esta especie por

Lopez Cazorla (1987) en el estuario de Bahía Blanca, y por Molina y Lopez Cazorla (2011) en Bahía Anegada.

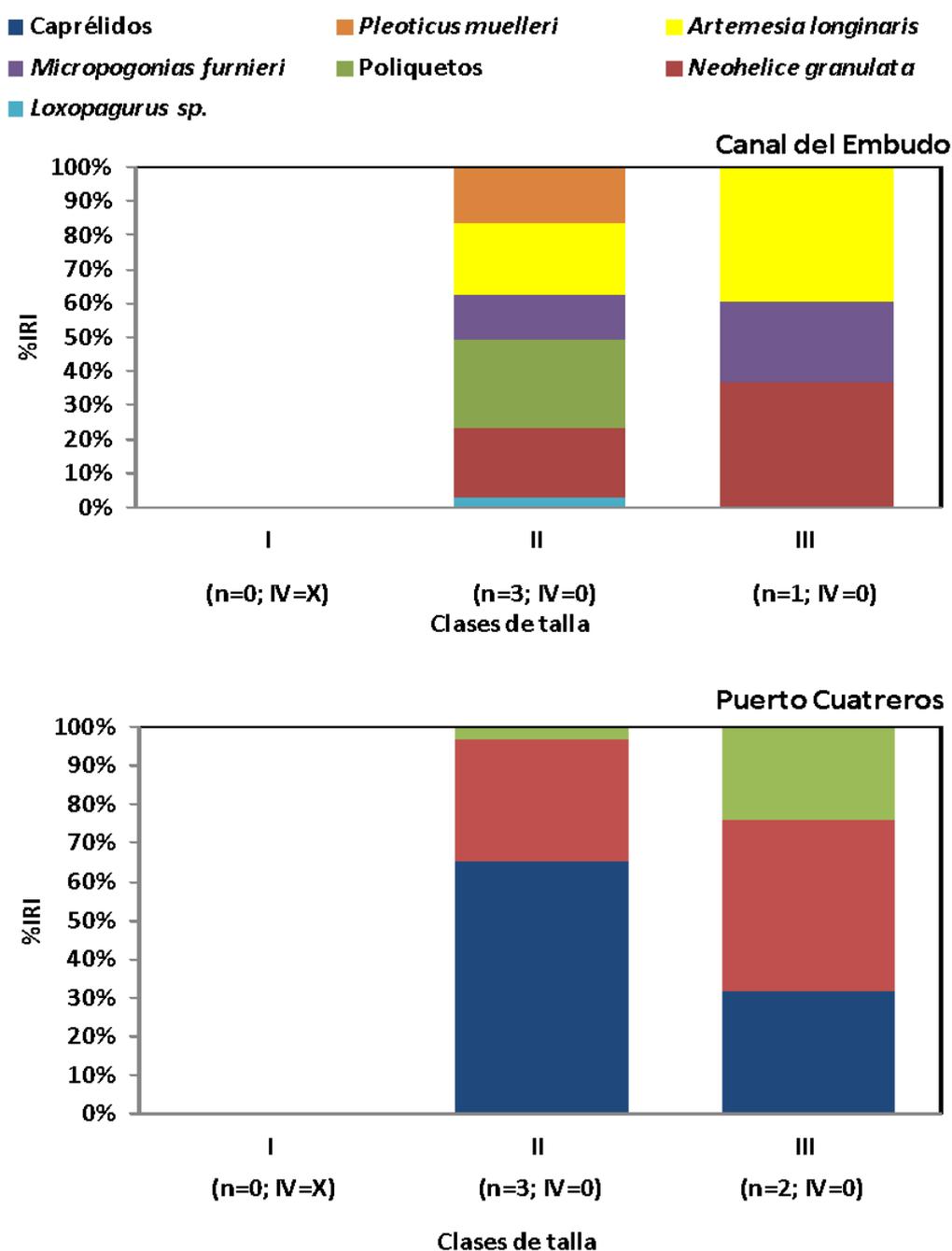


Figura II.1.31. Composición de la dieta del gatuzo *Mustelus schmitti* en invierno en Canal del Embudo y Puerto Cuatros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad.

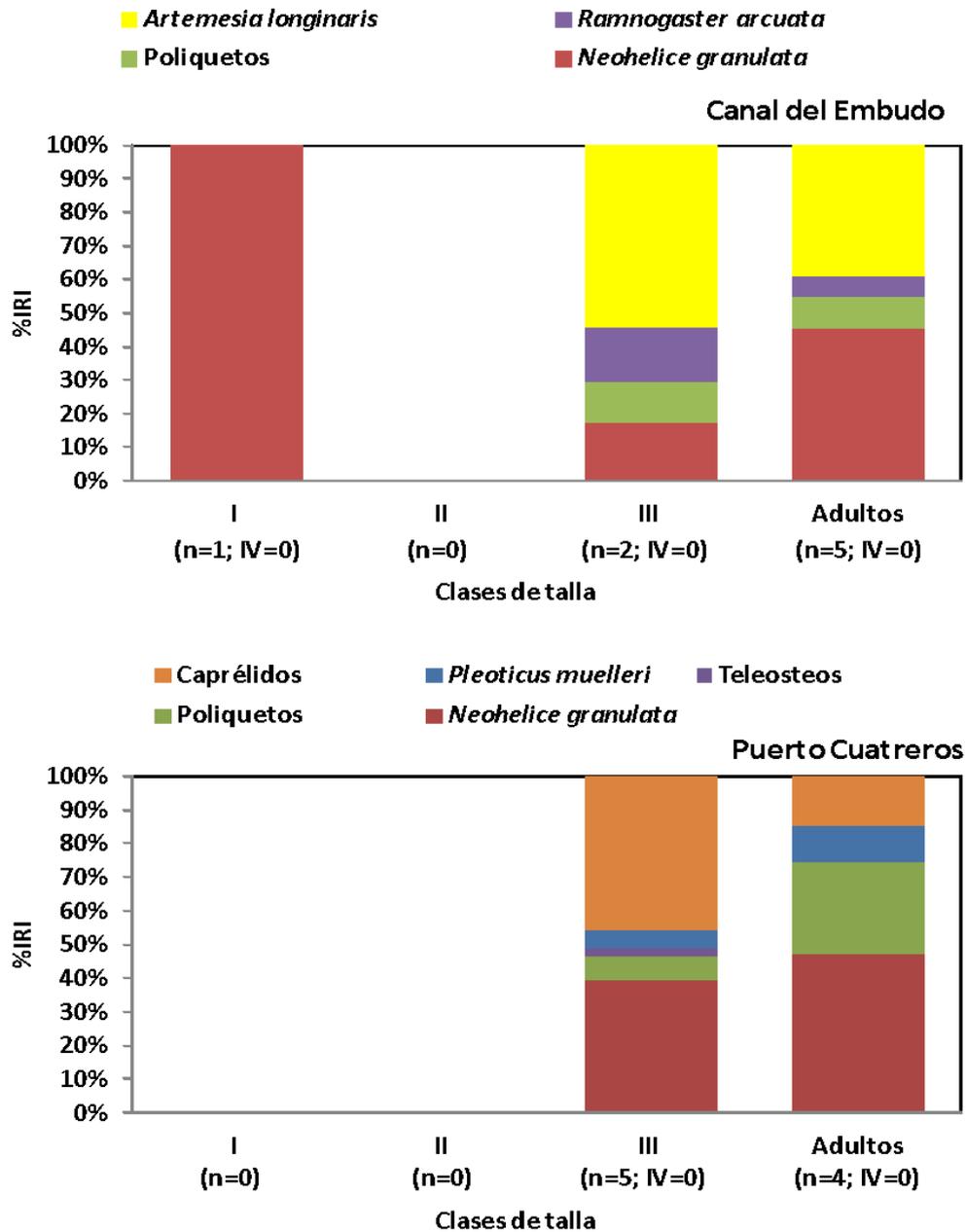


Figura II.1.32. Composición de la dieta de estadio juvenil y adulto de gatufo *Mustelus schmitti* en primavera en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

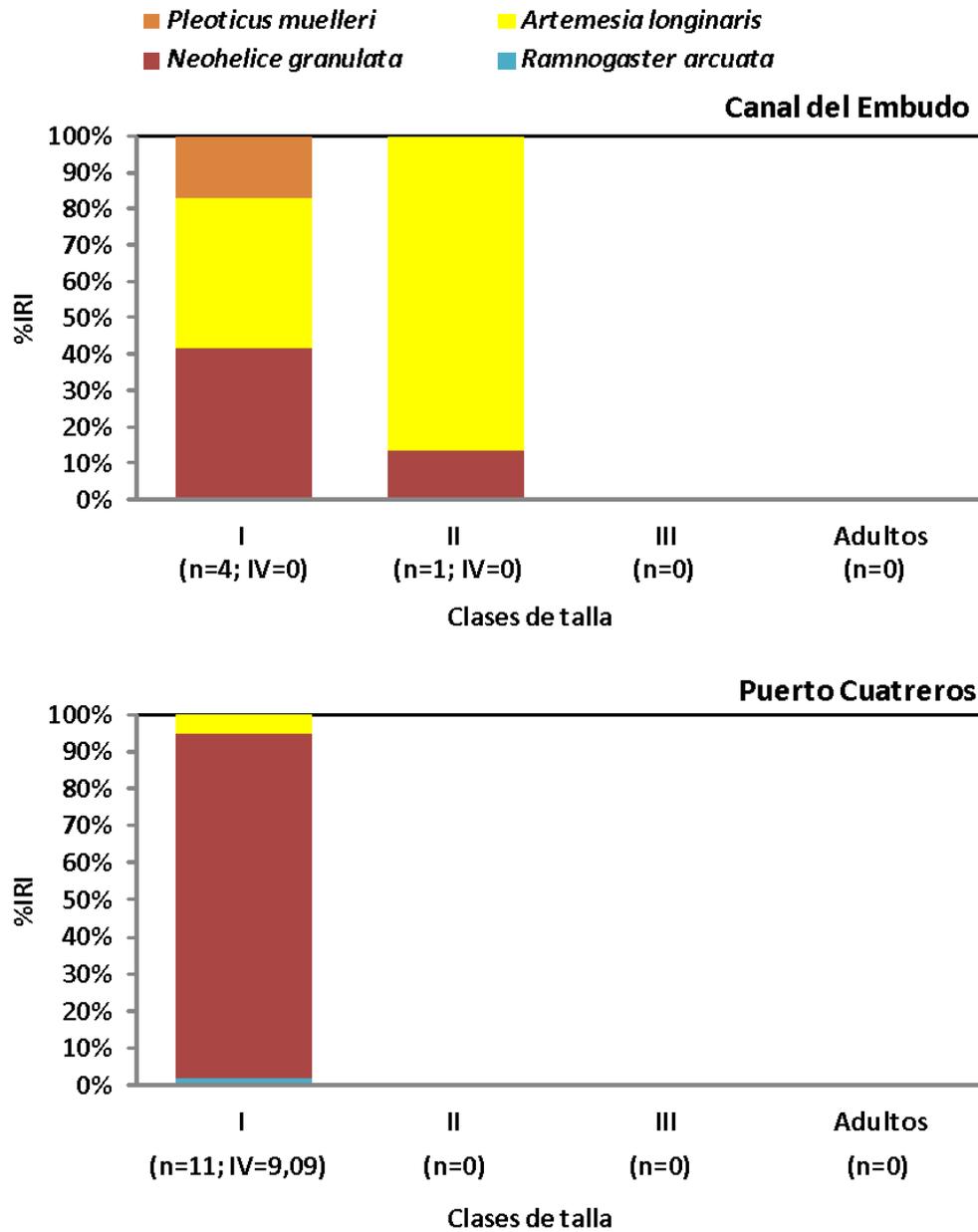


Figura II.1.33. Composición de la dieta del estadio juvenil de gatuza *Mustelus schmitti* en verano de 2018 en Canal del Embudo y Puerto Cuatrerros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

- Ramnogaster arcuata*
- Cyrtograpsus angulatus*
- Peisos petrunkevitchi*
- Pleoticus muelleri*
- Artemesia longinaris*
- Micropogonias furnieri*
- Poliquetos
- Neohelice granulata*
- Loxopagurus sp.*

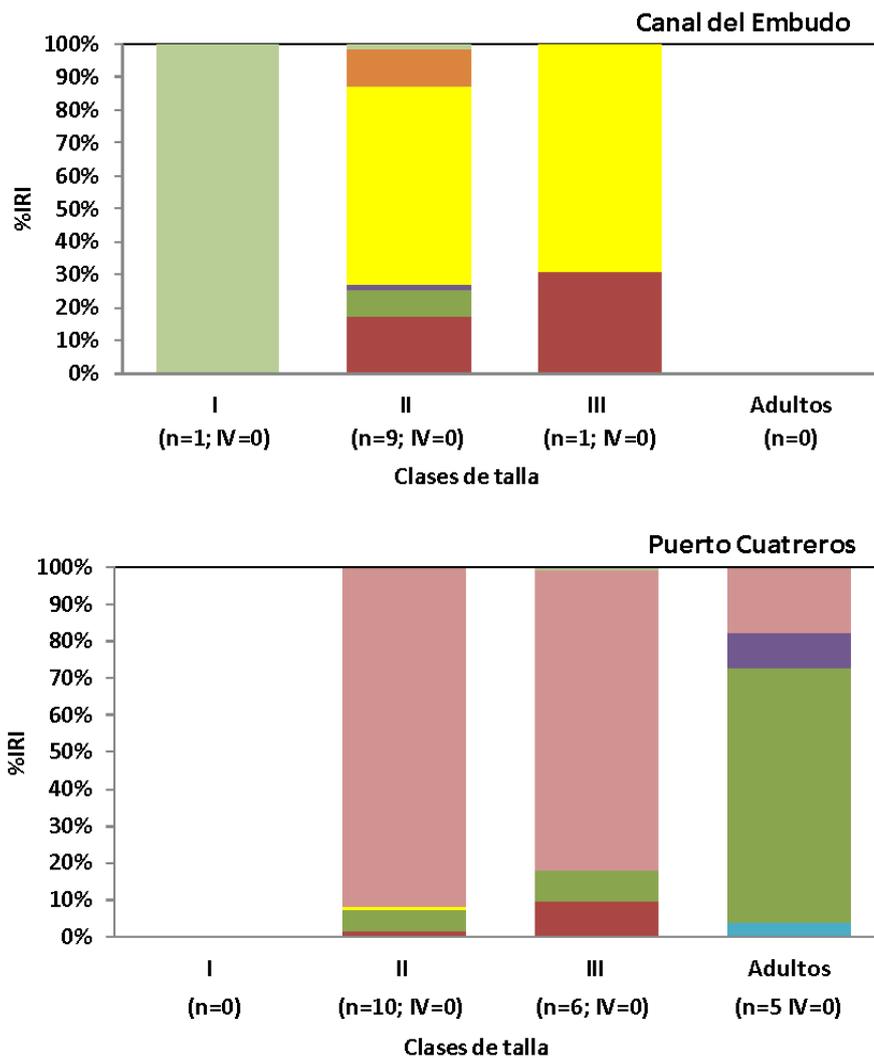


Figura II.1.34. Composición de la dieta del gatuzo *Mustelus schmitti* en otoño 2018 en Canal del Embudo y Puerto Cuatros. %IRI: porcentaje del índice de importancia relativa de cada ítem presa; n: número de ejemplares analizados; IV: índice de vacuidad

Abundancia del mesozooplancton y selectividad de dieta

Abundancia del mesozooplancton

Responsable: Dra. Melisa Fernández Severini

Del análisis cuanti y cualitativo surge que las especies más abundantes resultaron el copépodo calanoideo *Acartia tonsa* y el copépodo harpacticoideo *Euterpina acutifrons*. Con respecto a la distribución temporal, *Acartia tonsa* estuvo presente durante todo el año, con máximos valores de abundancia en primavera y verano y los mínimos en invierno. En relación a *Eurytemora americana*, su presencia fue detectada únicamente a fines de invierno en Canal Vieja. Por otro lado, las larvas nauplii de *Balanus* spp., comúnmente llamados “diente de perro” presentaron sus picos de máxima abundancia en invierno y en cuanto a las larvas de decápodos Grapsidae las máximas abundancias se detectaron en primavera (**Tabla II.1.8**).

Respecto a la distribución del mesozooplancton a lo largo de las estaciones de muestreo, Puerto Cuatrerros presentó la abundancia más alta de *Acartia tonsa* en primavera, mientras que en verano la estación Canal del Embudo presentó la abundancia más alta. Con respecto a *Euterpina acutifrons*, las mayores abundancias se registraron en Canal del Embudo en invierno y en otoño. *Eurytemora americana* por su parte fue registrada únicamente en Canal Vieja hacia fines de invierno, mientras que en el caso del copépodo *Oithona nana* las mayores abundancias se registraron en verano en el Canal del Embudo. Las larvas de Cirripedia (*Balanus* spp.) presentaron las mayores abundancias en Puerto Cuatrerros y Canal Vieja en invierno y primavera y esta misma distribución se detectó con las larvas de Grapsidae. De esta manera, se observa que no existe un patrón definido en cuanto a la distribución espacial del mesozooplancton durante el período estudiado.

Teniendo en cuenta estudios previos en el estuario, en cuanto a la de distribución temporal de *Acartia tonsa*, la misma presentó un comportamiento

típico con un pulso planctónico que comienza en junio y se extiende hasta octubre (fines de invierno-primavera) (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer *et al.*, 1997; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Mianzan, 2004; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008a). Sin embargo, es importante mencionar que la abundancia de *Eurytemora americana* registrada en el presente monitoreo fue considerablemente más baja (21,73 individuos/m³) que en otras oportunidades. Por ejemplo Villagran (2013) registró un promedio de 1002,93 individuos/m³ en el Canal del Embudo y en Puerto Cuatros 3029,04 individuos/m³ al comienzo de la primavera de 2012. Este comportamiento en cuanto a la disminución de la abundancia, es un fenómeno que viene siendo detectado en los últimos años y se cree que guarda relación directa principalmente con aumentos de temperatura del agua durante el período invernal y cambios en la composición del microplancton del cual se alimenta *Eurytemora americana* (Guinder *et al.*, 2016; López Abbate *et al.*, 2016; Berasategui *et al.*, 2017). Por lo tanto, si bien en el presente monitoreo los muestreos no fueron realizados en forma mensual, a modo de resumen y en líneas generales se puede concluir que el mesozooplancton presentó un comportamiento similar al de estudios realizados en los últimos años en cuanto a las abundancias y a los taxa encontrados (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008 a; b; Fernández Severini, 2008; Villagran, 2013; Villagran, 2018). La excepción está dada por las abundancias de *Eurytemora americana*, las cuales como fuera explicado en párrafos anteriores, vienen presentando un descenso de abundancias en el último tiempo.

Tabla II.1.8. Abundancia del zooplancton, por estación del año y sitio de muestreo, durante el periodo agosto 2017- mayo 2018

CV: Canal Vieja, PC: Puerto Cuatrerros y CE: Canal del Embudo. *Harpacticoida-ni*: *Harpacticoida* no identificado

Taxa	Invierno			Primavera		Verano		Otoño		
	CV	PC	CE	CV	PC	CE	PC	CE	PC	CE
N ind/m³										
<i>Acartia tonsa</i>	66,64	133,27	42,89	533,89	1232,74	185,86	166,29	340,75	0,08	181,72
<i>Eurytemora americana</i>				21,73						
<i>Parcalanus parvus</i>	3,83		5,36	2,66				8,74		
<i>Labidocera fluviatilis</i>							3,55	71,39		
<i>Euterpina acutifrons</i>	16,08	13,02	318,11	7,98	3,55	19,66	9,76	90,87	0,38	159,62
<i>Oithona nana</i>				0,89			0,44	1,75		
<i>Harpacticoida-ni</i>	2,30		1,79	5,32					5,36	
<i>Copepoda (L)</i>				5,76		7,15	1,33	26,21		
<i>Obelia spp.</i>						10,72				
<i>Monstrilloidea</i>					4,43		0,44		0,38	
<i>Grapsidae (L)</i>	3,06		1,79		154,31	294,88	30,60	1,75		
<i>Polynoidae (L)</i>		5,36		0,89			0,89			
<i>Gastropoda (L)</i>						1,79				
<i>Cirripedia (L)</i>	9,957	55,15	8,94	67,40	2,22		1,33	5,24	0,38	
<i>Bivalvia (L)</i>				0,44			0,89	1,75		
<i>Ceriantharia (L)</i>			1,79	0,44			0,44	1,75		
<i>Briozoa (L)</i>								1,75		
<i>Teleostei (H)</i>					1,77	1,79				
<i>Foraminifera</i>					0,89	1,79				

Selectividad de dieta por cada una de las especies de peces

Saraqita *Ramnogaster arcuata*

En los dos muestreos realizados durante el invierno en Canal Vieja, uno en agosto y el otro en septiembre, saraqita seleccionó positivamente al copépodo *Labidocera fluviatilis* y negativamente a los copépodos *Euterpina acutifrons* y *Acartia tonsa* (**Tabla II.1.9**).

En primavera, *Labidocera fluviatilis* fue la presa seleccionada positivamente en Puerto Cuatros mientras que Grapsidos lo fue negativamente. En Canal del Embudo, esta última presa fue seleccionada positivamente al igual que el misidáceo *Arthromysis magellanica*.

En verano, el copépodo *Acartia tonsa* fue seleccionado positivamente en los dos sitios, Puerto Cuatros y Canal del Embudo. *Euterpina acutifrons* fue seleccionada positivamente en Canal del Embudo y *Labidocera fluviatilis* lo fue negativamente (**Tabla II.1.9**). En el presente monitoreo, la selectividad de presas de saraqita presentó diferencias con la registrada durante el 2006 en proximidades al puerto de Ing, White (Lopez Cazorla *et al.*, 2011) en donde los ítems más seleccionados positivamente fueron *Arthromysis magellanica* e *Idotea sp.* El copépodo *Eurytemora americana*, en el presente no fue consumido y en el 2006 fue preferido en primavera y evitado en invierno. Esta diferencia puede deberse a lo mencionado anteriormente, al describir la abundancia del zooplancton en el presente informe. *Acartia tonsa* también presentó diferencias en la selectividad. A pesar de ser el ítem dominante en el ambiente en los dos períodos comparados, en el 2006 fue débilmente preferido durante el verano e invierno y tendió a ser evitado el resto del año, mostrando valores negativos de *E*. En el presente lo seleccionó débilmente únicamente en el verano, lo evitó en invierno y no lo consumió durante el resto del año.

Tabla II.1.9. Densidad de zooplancton (número de ind./m³) por estación del año y sitio de muestreo e índice de selectividad (*E*) por taxa encontrado en la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* en el estuario de Bahía Blanca durante el periodo junio 2017- mayo 2018. CV: Canal Vieja; PC: Puerto Cuatros; CE: Canal del Embudo; A: Agosto y S: Septiembre

Taxa de Zooplancton	Invierno				Primavera				Verano			
	ind/m ³	ECV A	ind/m ³	ECV S	ind/m ³	EPC	ind/m ³	E CE	ind/m ³	EPC	ind/m ³	E CE
<i>Acartia tonsa</i>	66,64		533,89	-0,99	1232,74		185,86		166,29	0,81	340,75	0,62
<i>Eurytemora americana</i>			21,73									
<i>Parcalanus parvus</i>	3,83		2,66								8,74	
<i>Labidocera fluviatilis</i>		0,54		0,86		0,81			3,55		71,39	-0,89
<i>Euterpina acutifrons</i>	16,08	-0,65	7,98	-0,87	3,55		19,66		9,76		90,97	0,61
<i>Oithona nana</i>			0,89						0,44		1,75	
Harpacticoida-ni	2,3		5,32									
Copepoda (L)			5,76				7,15		1,33		26,21	
Obelia spp.							10,72					
Monstrilloidea					4,43				0,44			
Grapsidae (L)	3,06				154,31	-0,93	294,88	0,61	30,60	0,23	1,75	
Polynoidae (L)			0,89						0,89			
Gastropoda (L)							1,79					
Cirripedia (L)	9,96		67,40		2,22				1,33		5,24	
Bivalvia (L)			0,44						0,89		1,75	
Ceriantharia (L)			0,44						0,44		1,75	
Briozoa (L)											1,75	
Teleostei (H)					1,77		1,79					
Foraminifera					0,89		1,79					
<i>Arthromysis magellanica</i>		0,07		-0,71		-0,20				0,60		
<i>Neomysis americana</i>		0,62		-0,74		-0,27				0,29		
<i>Corophium sp</i>						-0,99						

Corvina rubia *Micropogonias furnieri*

El copépodo *Labidocera fluvatililis* fue seleccionado positivamente en los dos sitios, Puerto Cuatreros y Canal del Embudo, en invierno y en Canal del Embudo en otoño. *Acartia tonsa*, en Canal del Embudo, fue evitado tanto en invierno como en otoño. *Euterpina acutifrons*, en Canal del Embudo fue evitado en invierno y seleccionado moderadamente en otoño. En Puerto Cuatreros, durante el otoño, las presas seleccionadas positivamente fueron los misidáceos y dentro de ellos principalmente *Neomysis americana*, mientras que las larvas de bivalvos fueron evitadas (**Tabla II.1.10**). Los resultados de selectividad de presa de juveniles de corvina rubia del presente monitoreo difieren moderadamente con los obtenidos en el 2000 en el Canal del Embudo por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a). En esa oportunidad, los misidáceos fueron positivamente seleccionados por los juveniles en el otoño. En el presente, este ítem presa fue positivamente seleccionado en Puerto Cuatreros y negativamente en Canal del Embudo. La selectividad de *Labidocera fluvatililis* y de *Acartia tonsa* no presentó diferencias con estudios anteriores.

Pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*

En invierno, pescadilla de red seleccionó positivamente al misidáceo *Neomysis americana* y negativamente a *Arthromysis magellanica*. Los copéodos *Acartia tonsa* y *Euterpina acutifrons* fueron seleccionados negativamente en Canal del Embudo y no consumidos en Puerto Cuatreros y *Labidocera fluvatililis* fue seleccionado positivamente en Canal del Embudo (**Tabla II.1.11**). Estos resultados difieren con los obtenidos durante el 2000 por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b) donde en invierno, la única presa seleccionada positivamente fue *Labidocera fluvatililis*. En otoño, este último copépodo fue la única presa seleccionada positivamente en el Canal del Embudo y el resto de las presas presentaron valores negativos. En Puerto Cuatreros, el camarón blanco *Peisos petrunkevitchi* y el misidáceo *Arthromysis magellanica* fueron seleccionados positivamente y el copépodo *Acartia tonsa* lo

fue negativamente (**Tabla II.1.11**). Estos resultados también difieren con los presentados por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b) donde las presas seleccionadas positivamente por los juveniles durante el otoño fueron los misidáceos y moderadamente seleccionaron al ítem peces.

Tabla II.1.10. Densidad de zooplancton (número de ind./m³) por estación del año y sitio de muestreo e índice de selectividad (*E*) por taxa encontrado en la dieta de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el estuario de Bahía Blanca durante el periodo junio 2017- mayo 2018. PC: Puerto Cuatreros y CE: Canal del Embudo

Taxa de Zooplancton	Invierno				Otoño			
	ind/m ³	<i>E</i> PC	ind/m ³	<i>E</i> CE	ind/m ³	<i>E</i> PC	ind/m ³	<i>E</i> CE
<i>Acartia tonsa</i>	133,27		42,89	-0,69	0,08		181,72	-0,31
<i>Eurytemora americana</i>								
<i>Parcalanus parvus</i>			5,36					
<i>Labidocera fluviatilis</i>		0,52		0,68				0,43
<i>Euterpina acutifrons</i>	13,02		318,11	-0,76	0,38		159,62	0,22
<i>Oithona nana</i>								
Harpacticoida-ni			1,79		5,36			
Copepoda (L)								
Obelia spp.								
Monstrilloidea					0,38			
Grapsidae (L)			1,79					
Polynoidae (L)	5,36							
Gastropoda (L)								
Cirripedia (L)	55,15		8,94		0,38			
Bivalvia (L)						-0,77		
Ceriantharia (L)			1,79					
Briozoa (L)								
Teleostei (H)								
Foraminifera								
<i>Arthromysis magellanica</i>				-0,09		0,42		-0,48
<i>Neomysis americana</i>				0,25		0,69		-0,93
<i>Corophium sp</i>		-0,82						
Caprelidos		0,52						
Poliquetos		0,23						

Tabla II.1.11. Densidad de zooplancton (número de ind./m³) por estación del año y sitio de muestreo e índice de selectividad (*E*) por taxa encontrado en la dieta de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) en el estuario de Bahía Blanca durante el periodo junio 2017- mayo 2018. PC: Puerto Cuatreros y CE: Canal del Embudo

Taxa de Zooplancton	Invierno				Otoño			
	ind/m ³	<i>E</i> PC	ind/m ³	<i>E</i> CE	ind/m ³	<i>E</i> PC	ind/m ³	<i>E</i> CE
<i>Acartia tonsa</i>	133,27		42,89	-0,24	0,08	-0,54	181,72	
<i>Eurytemora americana</i>								
<i>Parcalanus parvus</i>			5,36					
<i>Labidocera fluviatilis</i>				0,69				0,32
<i>Euterpina acutifrons</i>	13,02		318,11	-0,99	0,38		159,62	
<i>Oithona nana</i>								
Harpacticoida-ni			1,79		5,36			
Copepoda (L)								
Obelia spp.								
Monstrilloidea					0,38			
Grapsidae (L)			1,79					
Polynoidae (L)	5,36							
Gastropoda (L)								
Cirripedia (L)	55,15		8,94		0,38			
Bivalvia (L)								
Ceriantharia (L)			1,79					
Briozoa (L)								
Teleostei (H)								
Foraminifera								
<i>Arthromysis magellanica</i>				-0,53		0,40		-0,06
<i>Neomysis americana</i>				0,57				-0,41
<i>Peisos petrunkevitchi</i>						0,65		-0,05
<i>Pleoticus muelleri</i>								-0,95
<i>Artemesia longinaris</i>		0,67				-0,25		-0,83

II.1.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Berasategui A.A., Biancalana F., Fricke A., Fernández Severini M.D., Uibrig R., Dutto M.S., Marcovecchio J., Calliari M.S., Hoffmeyer M.S. (2018).** The impact of sewage effluents on the fecundity and survival of *Eurytemora americana* in a eutrophic estuary of Argernina. *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, 211, 208-216.
- Boltovskoy D. (ed.). (1981).** Atlas del zooplancton de Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. *Publicación Especial del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)*. Mar del Plata, Argentina, 938 pp.
- Boltovskoy D. (1999).** (ed.). South Atlantic Zooplankton. Leiden, Blackhuys Publishers. Vol. 1 & 2, 1706 pp.
- Chesson J. (1978).** Measuring preference in selective predation. *Ecology*, 59, 211-215.
- Cortés E. (1997).** A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 726-738.
- Eddy F.B. (2005).** Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology* 67, 1495–1513.
- Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber S.J.M., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D. (2007).** The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241–268.
- Escalante A. (1987).** Alimentación de *Bryconamericus Iheringi* y *Jenynsia Lineata Lineata* (Osteichthyes) en Sierra de la Ventana (Argentina). *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 18, 101-108.
- Guinder V.A., Molinero J.C., López Abbate C.M., Berasategui A.A., Popovich C.A., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Freije R.H. (2017).** Phenological Changes of Blooming Diatoms Promoted by Compound Bottom-Up and Top-Down Controls. *Estuaries and Coasts*, 40, 95–104.
- Hoffmeyer M.S. (2004a).** Mesozooplancton. En: *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca*. Piccolo MC, MS Hoffmeyer (eds). Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET) pp. 133-141.
- Hoffmeyer M.S. (1994).** Seasonal succession of Copepoda in the Bahía Blanca estuary. *Hydrobiologia*, 292/293, 303-308.

-
- Hoffmeyer M.S. (2004b).** Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. *Journal of Plankton Research*, 26 (2), 181-189.
- Hoffmeyer M.S., Barría de Cao M.S. (2007).** Zooplankton assemblages from a tidal channel in the Bahía Blanca, estuary. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55 (2), 97-107.
- Hoffmeyer M.S., Mianzan H. (2004).** Macro-zooplankton del estuario y aguas costeras adyacentes. En: Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Piccolo MC, MS Hoffmeyer (eds.). Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET), Bahía Blanca, Argentina, pp. 143-151.
- Hoffmeyer M.S., Pettigrosso R.E., Fulko K., Biancalana F., Fernández Severini M.D., Menéndez M.C., Berasategui A.A., Diodato S.L. (2008a).** Informe Final. Enero-Diciembre 2007. Convenio específico MBB – UNS. “Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca”. Anexo III: Estudio del fitoplancton, micro, meso y macrozooplankton.
- Hoffmeyer M.S., Tumini L., Pettigrosso R., Barría M.S., Contardi E. (1997).** Biología. En: Estudio de la calidad de agua en la Ría de Bahía Blanca. Informe Final. Programa de Monitoreo. IADO (Instituto Argentino de Oceanografía).
- Hoffmeyer M.S. (2004).** Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. *Journal of Plankton Research*, 26, 181–189.
- Hyslop E.J. (1980).** Stomach content analysis a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429.
- López Abate C.M., Barría de Cao M.S, Pettigrosso R.E., Guinder V.A., Dutto M.S., Berasategui A.A, Chazarreta C.J., Hoffmeyer M.S. (2016).** Seasonal changes in microzooplankton feeding behavior under varying eutrophication level in the Bahía Blanca estuary (SW Atlantic Ocean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 481, 25–33
- Lopez Cazorla A. (2004).** Peces del estuario de Bahía Blanca. pp.191-201. En: El ecosistema del estuario de Bahía Blanca. Pícolo MC, MS Hoffmeyer (Eds.). Instituto Argentino de Oceanografía (CONICET-UNS). ISBN 987-9281-96. Bahía Blanca, Argentina. 233pp.
- Lopez Cazorla A. (1987).** Contribución al conocimiento de la ictiofauna marina del área de Bahía Blanca. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Lopez Cazorla A. (1996).** The food of *Cynoscion striatus* (Cuvier) (Pisces: Sciaenidae) in the Bahía Blanca area, Argentina. *Fisheries Research*, 28, 371-379.

-
- Lopez Cazorla A. (2000).** Age structure of the population of weakfish *Cynoscion guatucupa* (Cuvier) (Pisces: Sciaenidae) in the Bahía Blanca waters, Argentina. *Fisheries Research*, 46, 279-286.
- Lopez Cazorla A., Sidorkewicj N. (2009).** Some biological parameters of Jenyns's sprat *Ramnogaster arcuata* (Pisces: Clupeidae) in south-western Atlantic waters. *Marine Biodiversity Records*, 2 (127), 1-8.
- Lopez Cazorla A., Tejera L. (1995).** Alimentación de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) en la Bahía Blanca. VI COLACMAR. Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar realizado desde el 23 al 27 de Octubre de 1995 en Mar del Plata, Argentina.
- Lopez Cazorla A., Pettigrosso R., Tejera L., Camina R. (2011).** Diet and food selection by *Ramnogaster arcuata* (Osteichthyes, Clupeida). *Journal of Fish Biology*, 78 (7), 2052-2066.
- López Rojas H., Bonilla Rivero A.L. (2000).** Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. *Biodiversity and Conservation* 6, 757-765.
- Molina J.M., Lopez Cazorla A. (2011).** Trophic ecology of *Mustelus schmitti* in a nursery area of northern Patagonia". *Journal of Sea Research*, 65, 381-389.
- Molinero A., Flos R. (1992).** Influence of season on the feeding habits of the common sole *Solea solea*. *Marine Biology*, 113, 499-507.
- Okach J.I.O., Dadzie S. (1988).** The food, feeding habits and distribution of a siluroid catfish, *Bagrus docmac* (Forsskal) in Kenya waters of lake Victoria. *Journal of Fish Biology*, 32, 85-94.
- Pinkas L., Oliphant M.S., Iverson I.L.K. (1971).** Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fishery Bulletin*, 152, 105 p.
- Sánchez F., Prenski L.B. (1996).** Ecología trófica de peces demersales en el Golfo San Jorge. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 10, 57-71.
- Sardiña P., Lopez Cazorla A. (2005a).** Trophic ecology changes of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in south-western Atlantic waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 405-413.
- Sardiña P., Lopez Cazorla A. (2005b).** Feeding habits of the juvenile striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* Cuvier 1830, in Bahía Blanca estuary (Argentina): seasonal and ontogenetic changes. *Hydrobiologia*, 532(1), 23-38.
- Vanderploeg H.A., Scavia D. (1979a).** Calculation and use of selectivity coefficients of feeding: zooplankton grazing. *Ecological Modelling*, 7, 135-149.

Vanderploeg H.A., Scavia D. (1979b). Two electivity indices for feeding with special reference to zooplankton grazing. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36, 362–365.

Viana A.P., Lucena Frédou F., Frédou T., Torres M.F., Bordalo A.O. (2010). Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. *Journal of Fish Biology*, 76, 467–486.

Whitfield A.K., Elliott M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61, 229–250.

Villagran D.M. (2013). Rol del zooplancton y el material particulado en suspensión en la distribución de metales pesados en el Estuario de Bahía Blanca. Tesina de Licenciatura en Cs. Biológicas. Universidad Nacional del Sur. 70 pp.

Villagran D.M. (2019). Dinámica de metales pesados en el material particulado en suspensión y plancton en ambientes costeros afectados por descargas de origen antrópico. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur. 142 pp.

Peces

SECCIÓN II.2.

Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton del estuario de Bahía Blanca. Relación metales mesozooplancton- músculo de peces

Coordinadora: Dra. Melisa FERNÁNDEZ SEVERINI

II.2.1. INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas acuáticos, el mesozooplancton, la fracción del plancton con un tamaño entre 200 μm y 20 mm, es el vínculo funcional entre los productores primarios y los niveles tróficos superiores en las cadenas tróficas marinas (Turner, 2004). Estos organismos, responden rápidamente a los cambios en el medio ambiente y por lo tanto se consideran valiosos bioindicadores (Silva *et al.* 2004, Chang *et al.* 2009, Uriarte y Villate, 2004). Aunque las comunidades mesozooplanctónicas costeras se adaptan a una amplia gama de entornos, también son vulnerables a los cambios repentinos naturales o antropogénicos y por lo tanto, pueden experimentar profundos cambios estructurales y fenológicos (Biancalana *et al.*, 2012 a, b; Berasategui *et al.*, 2017). En estuarios y zonas costeras de Argentina el mesozooplancton representa una fracción importante dentro de los heterótrofos planctónicos (Hoffmeyer 2004 a; Fernández Severini y Hoffmeyer 2005; Menendez *et al.*, 2011; Dutto *et al.*, 2012). Estos organismos juegan un papel relevante como agentes en el ciclo del carbono (Hoffmeyer *et al.*, 2008; Diodato y Hoffmeyer 2008; Biancalana *et al.*, 2012a; Dutto *et al.*, 2014) y representan un recurso energético fundamental para los peces (Capitanio *et al.*, 2005; Lopez-Cazorla *et al.*, 2011; Sato *et al.*, 2011).

Además, el zooplancton cumple un rol clave en los ciclos biogeoquímicos de los metales gracias a su amplia distribución en todos los ambientes marinos y a que actúan como intermediarios -constituyendo la vía de flujo energético más importante- entre los productores primarios (fitoplancton) y los consumidores de niveles tróficos superiores (Lee y Fisher, 1994; Srichandan *et al.*, 2016). Particularmente, en el estuario de Bahía Blanca (EBB) las especies más importante de este grupo son los copépodos calanoideos *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*, el cirripedio *Balanus* spp. (en los estadios de larva Nauplius y Cipris) y el decápodo *Cyrtograpsus altimanus* (en el estadio de larva zoea) (Hoffmeyer *et al.*, 2008 a, b; Villagran, 2018).

De esta manera, debido a su amplia distribución geográfica, su posición trófica, su gran biomasa y su alta capacidad para acumular metales, los organismos zooplanctónicos pueden utilizarse para el biomonitoreo de metales en todos los ambientes marinos (Kahle y Zauke, 2003; Fang *et al.*, 2006; Hsiao *et al.*, 2011; Battuello *et al.*, 2016). Por lo tanto, el estudio de la concentración de estos contaminantes en el mesozooplancton en un ambiente tan afectado por descargas antropogénicas como el EBB es de suma relevancia.

II.2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Los detalles correspondientes a esta sección ya han sido descriptos previamente en la sección correspondiente al monitoreo de peces.

II.2.3. RESULTADOS

El objetivo del análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton en el presente monitoreo fue la identificación y cuantificación de las especies potencialmente disponibles como oferta trófica para los peces. Asimismo, esta información será utilizada como complemento en el análisis de metales pesados en el mesozooplancton. Del análisis cuanti y cualitativo surge que la especie más abundante es el copépodo calanoideo *Acartia tonsa* y dentro del grupo de copépodos harpacticoideos la especie *Euterpina acutifrons*. Las especies registradas en el presente monitoreo presentaron a lo largo del período estudiado variaciones en cuanto a su abundancia, siendo *Acartia tonsa* y *Euterpina acutifrons* las especies que estuvieron siempre presentes en todas las campañas de muestreo. Además, dentro del mesozooplancton las larvas de cirripedios (*Balanus* spp.) también presentaron abundancias significativas. La **Tabla II.2.1** representa un detalle de las abundancias (individuos/m³) para cada taxón del mesozooplancton, a lo largo de las estaciones de muestreo y en cada campaña. Con respecto a la distribución temporal, *Acartia tonsa* estuvo

presente durante todo el año y mostró el patrón típico, con máximos valores de abundancia en los meses de primavera y verano (febrero, septiembre y octubre) y los mínimos en otoño. En el caso de *Eurytemora americana*, estuvo presente únicamente en invierno y con bajas abundancia. Por otro lado, las larvas nauplii de *Balanus* spp. presentaron sus picos de máxima abundancia en invierno-primavera, mientras que las larvas de decápodos Grapsdidae, las máximas abundancias se detectaron en primavera.

En comparación con estudios previos, *Acartia tonsa*, presentó un comportamiento dentro del esperado para el estuario y coincide con estudios previos (Hoffmeyer *et al.*, 1997, Fernández Severini, 2008; Villagran, 2013; Berasategui *et al.*, 2018). En relación a *Eurytemora americana*, su presencia fue detectada en el mes de septiembre, y este comportamiento es normal ya que dicha especie presenta en el EBB un pulso planctónico que comienza en junio y se extiende hasta octubre (fines de invierno-primavera) (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer, 2004 a; b; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008 a; b). Sin embargo, es importante mencionar que la abundancia de *Eurytemora americana* registrada en el presente monitoreo fue considerablemente más baja (21,73 individuos/m³) que en otras oportunidades. Por ejemplo Villagran (2013) registró un promedio de 1002,93 y en PC 3029,04 (individuos/m³) a mediados de Septiembre de 2012. Este comportamiento en cuanto a la disminución de la abundancia es un fenómeno que viene siendo detectado en los últimos años y se cree que guarda relación directa principalmente con aumentos de temperatura del agua durante el período invernal y cambios en la composición del microplancton del cual se alimenta *Eurytemora americana* (Guinder *et al.*, 2016; López Abbate *et al.*, 2016; Berasategui *et al.*, 2017). Por lo tanto, estos descensos de abundancias deben ser considerado como punto de atención en futuros monitoreos ya que los mismos también pueden estar asociados a la presencia de contaminantes disueltos y particulados (Berasategui *et al.*, 2017).

Por otro lado, las larvas nauplii de *Balanus* spp. presentaron sus picos de máxima abundancia en invierno-primavera como fuera registrado previamente por Hoffmeyer (2004 a) y Fernández Severini (2009). En cuanto a las larvas de

decápodos Grapsdidaetambién se encuentran dentro del patrón esperado ya que este tipo de larvas presentan las abundancias más significativas durante el período que va desde octubre hasta febrero (Biancalana, 2003; Hoffmeyer, 2004 a; Fernández Severini, 2008). En la **Figura II.2.1** se encuentran representadas las abundancias (ind/m³) de los taxa más importantes, durante el período de monitoreo y en las estaciones de muestreo Canal Vieja (CV), Puerto Cuatrerros (PC), y Canal del Embudo (EMB).

Tabla II.2.1: Abundancia del mesozooplancton (individuos/m³) para cada taxón en las estaciones Canal Vieja (CV), Puerto Cuatreros (PC) y Canal del Embudo (EMB) en las distintas campañas de muestreo.

Taxa	INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO		OTOÑO	
	CV	PC	EMB	CV	PC	EMB	PC	EMB	PC	EMB
<i>Acartia tonsa</i> ind/m ³	66,64	133,27	42,89	533,89	1232,74	185,86	166,29	340,75	0,08	181,72
<i>Eurytemora americana</i> ind/m ³	21,73									
<i>Parcalanus parvus</i> ind/m ³	3,83		5,36	2,66				8,74		
<i>Labidocera fluviatilis</i> ind/m ³							3,55	71,39		
<i>Euterpina acutifrons</i> ind/m ³	16,08	13,02	318,11	7,98	3,55	19,66	9,76	90,87	0,38	159,62
<i>Oithona nana</i> ind/m ³				0,89			0,44	1,75		
<i>Harpacticoida-ni</i> ind/m ³	2,30		1,79	5,32						5,36
Copepoda (L) ind/m ³				5,76		7,15	1,33	26,21		
<i>Obelia spp.</i> ind/m ³						10,72				
Monstrilloidea ind/m ³					4,43		0,44		0,38	
Grapsidae (L) ind/m ³	3,06		1,79		154,31	294,88	30,60	1,75		
Polynoidae (L) ind/m ³		5,36		0,89			0,89			
Gastropoda (L) ind/m ³						1,79				
Cirripedia (L) ind/m ³	9,957	55,147	8,936	67,401	2,217		1,330	5,242	0,38	
Bivalvia (L) ind/m ³				0,44			0,89	1,75		
Ceriantharia (L) ind/m ³			1,79	0,44			0,44	1,75		
Briozoa (L) ind/m ³								1,75		
Teleostei (H) ind/m ³					1,77	1,79				
Foraminifera ind/m ³					0,89	1,79				

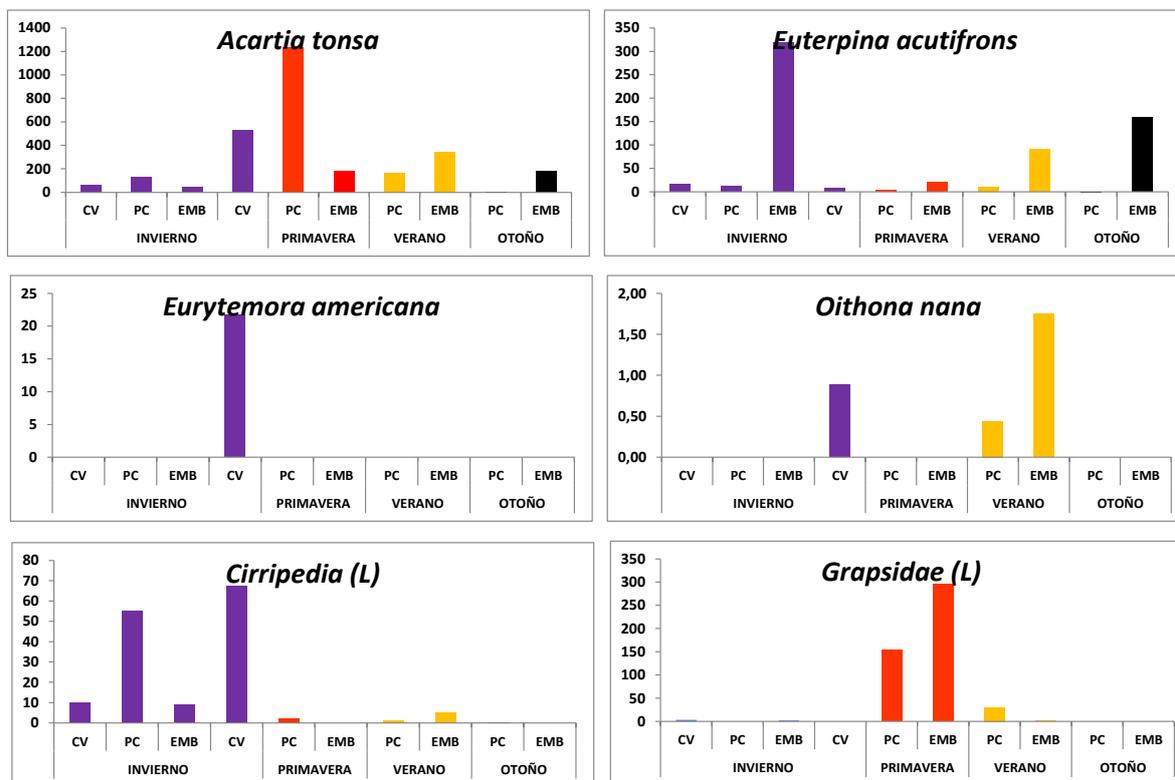


Figura II.2.1: Abundancia (ind/m³) de los distintos taxa registrados en el mesozooplancton. CV: Canal Vieja; PC: Puerto Cuatrerros; EMB: Canal del Embudo.

En cuanto a las estaciones de muestreo, PC presentó la abundancia más alta de *Acartiatonsa* en primavera, mientras que en verano la estación EMB presentó la abundancia más alta. Con respecto a *Euterpina acutifrons*, las mayores abundancias se registraron en EMB en invierno. Este mismo comportamiento se detectó en otoño. *Eurytemora americana* por su parte fue registrada únicamente en CV en primavera, mientras que en el caso de *Oithona nana*, las mayores abundancias se registraron en verano en la estación EMB. Las larvas de Cirripedia (*Balanus* spp.) presentaron las mayores abundancias en PC y CLO en invierno y primavera y esta misma distribución se detectó con las larvas de Grapsidae. De esta manera, se observa que no existe un patrón definido en cuanto a la distribución espacial del mesozooplancton durante el período estudiado.

Por último, es importante destacar que durante el análisis cuali y cuantitativo del mesozoopancton se detectó la presencia de microplásticos, los cuales son fragmentos de plásticos menores a los 5 mm. Particularmente, se reconocieron la presencia de microplásticos del tipo filamentos, así como también restos de pequeños plásticos de diferente tamaño y color. Este tipo de plásticos merecen ser evaluados ya que debido a su pequeño tamaño suelen ser confundidos por alimento y de esta manera producir efectos nocivos a los organismos que se encuentran presentes en el estuario.

Relación entre los niveles de metales pesados en el mesozooplancton y en músculo de peces

Los ciclos biogeoquímicos de los metales en los sistemas marinos están influenciados por la interacción con el plancton y por su transferencia a través de las tramas tróficas. Se sabe que tanto el fitoplancton como el zooplancton, pueden por adsorción y difusión incorporar metales a través de la fase disuelta, y que por otro lado, el zooplancton también puede incorporar metales a través de la ingesta de fitoplancton (grazing) y/o del material particulado en suspensión (MPS). Cuando esto último ocurre, pueden ser asimilados, eliminados en forma de pellets fecales, o excretados a la fase disuelta (regeneración). Cuando son asimilados sin ser eliminados, pueden ser acumulados en los organismos y transferidos a niveles tróficos superiores, tales como los peces, poniendo en riesgo tanto la salud del ecosistema como la del hombre. En este sentido, la bioacumulación es de suma importancia en la evaluación del riesgo que estos contaminantes pueden suponer para la salud de los seres humanos y para el medio ambiente y es el foco de las regulaciones actuales (Arnot y Gobas, 2006). Aunque, los términos bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación están relacionados entre sí, suelen usarse indistintamente en la literatura, siendo significativamente diferentes (EPA, 2000; Arnot y Gobas, 2006):

-
- **Bioconcentración:** proceso por el cuál un organismo vivo absorbe una sustancia química solo a través de las superficies respiratorias y dermales. Es el resultado neto de la competencia entre la captación de una sustancia por las superficies respiratorias (por ej. las branquias) y su eliminación a través del intercambio respiratorio, la eliminación fecal, la excreción, la biotransformación metabólica y la dilución de dicha sustancia. La dilución es considerada un proceso de “pseudoeliminación” ya que la sustancia no es eliminada por el organismo, sino que la concentración puede ser diluida por un incremento en el volumen del tejido. El grado en que se produce la bioconcentración es expresado como Factor de Bioconcentración (FBC) y sólo puede ser medido bajo condiciones controladas de laboratorio en dónde la ingesta a través de la dieta no está incluida. Se puede calcular como el cociente entre la concentración de la sustancia en el cuerpo del organismo y la concentración de la sustancia en la fracción disuelta, ya que se cree que sólo las sustancia disueltas pueden pasar a través de las membranas biológicas.
 - **Bioacumulación:** proceso por el cuál una sustancia química es absorbida por un organismo a través de todas las rutas de exposición que ocurren en el ambiente natural, tanto a través de la dieta como de la respiración, o por contacto directo con el agua, MPS, sedimento, o agua intersticial. Es el resultado neto de la competencia entre la absorción química a través de estas vías y la eliminación química del organismo incluyendo el intercambio respiratorio, la eliminación fecal, la excreción, la biotransformación metabólica y la dilución. Por lo tanto, se puede decir que involucra posibles procesos de bioconcentración y de biomagnificación. El Factor de Bioacumulación (FBA) es típicamente medido bajo condiciones de campo y se calcula como el cociente entre la concentración de la sustancia en el cuerpo del organismo y la concentración total de la sustancia en el agua (incluyendo tanto la fracción disuelta como la particulada).

-
- **Biomagnificación:** proceso por el cual la actividad termodinámica de una sustancia química en un organismo excede a la de su dieta. Es el resultado de los procesos de bioconcentración y bioacumulación por el cual la concentración del contaminante acumulado en los tejidos, se incrementa a medida que la sustancia pasa a través de dos o más niveles tróficos. El término implica la transferencia efectiva de la sustancia del alimento al consumidor, por lo que la concentración se incrementa de un nivel trófico al siguiente. Puede ser determinada bajo condiciones de campo y en experimentos de alimentación en laboratorios. Se expresa como Factor de Biomagnificación (FBM), que es el cociente entre la concentración de la sustancia en el organismo y la concentración de la sustancia en la presa. Si el cociente es mayor que 1, ocurre biomagnificación. Si el cociente es menor que 1 indica posible bioacumulación, pero no biomagnificación.

Considerando todo lo antes expuesto, en esta sección se exponen y se discuten las relaciones de las concentraciones de metales registradas en el mesozooplancton y en músculo de peces. Además, se calcula el Factor de Biomagnificación (FBM), para evaluar si existe biomagnificación de los metales pesados en el mesozooplancton y la posible transferencia hacia niveles tróficos superiores como los peces.

En el presente monitoreo todas las especies de peces y en las distintas clases de talla, los niveles de **CADMIO (Cd)** siempre estuvieron muy por debajo a los registrados en el mesozoopancton. En peces, se registraron concentraciones promedio cercanas a los 0,01 µg/g peso seco (p.s.), mientras que para el caso del mesozooplancton, se registró un promedio de 1,52 µg/g peso seco y un rango de 0,26 y 4,04 µg/g peso seco. Este mismo comportamiento se observó para el resto de los metales. A continuación se detallan comparativamente los valores promedio de estos metales en músculo de peces y mesozooplancton. El **COBRE (Cu)** en músculo de peces presentó

valores promedio entre 0,25-0,4 $\mu\text{g/g}$ p.s. y en el caso del mesozooplancton un rango significativamente mayor, entre 14,11 y 89,6 $\mu\text{g/g}$ p.s. En cuanto al **CROMO (Cr)** en peces el rango registrado fue entre 0,25 y 0,7 $\mu\text{g/g}$ p. s. y en el mesozooplancton entre 2,99 y 37,47 $\mu\text{g/g}$ p. s. Lo cual demuestra nuevamente la notable diferencia entre ambos organismos en relación a los niveles de metales pesados. Los niveles de **HIERRO (Fe)** en el músculo de peces entre 8000 y 11000 $\mu\text{g/g}$ p.s. mientras que en el mesozooplancton el rango fue entre 2393 y 41630 $\mu\text{g/g}$ p.s. Por su parte, las concentraciones de **NIQUEL (Ni)** en peces presentaron valores entre 0,1 y 0,2 $\mu\text{g/g}$ p.s. y en el caso del mesozooplancton los valores registrados fueron superiores, entre 4,59 y 68,5 $\mu\text{g/g}$ p.s. Con respecto al **PLOMO (Pb)** las concentraciones en peces variaron aproximadamente entre 0,04 y 0,12 $\mu\text{g/g}$ p.s. y en el mesozooplancton el rango nuevamente presentó valores superiores: 3,23 y 175,7 $\mu\text{g/g}$ p.s. Por último, el **ZINC (Zn)** también presentó valores superiores en el mesozooplancton. El rango en peces fue de 2,5 y 7,5 $\mu\text{g/g}$ p.s. mientras que en el mesozoopancton entre 87,81 y 1405 $\mu\text{g/g}$ p.s.

En la **Tabla II.2.2** se detallan los rangos mencionados junto con los valores promedio de metales en el mesozoopancton y en músculo de peces.

Tabla II.2.2: Rango de concentraciones de metales y promedio ($\mu\text{g/p.s.}$) en mesozooplancton y en músculo de peces.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Mesozoopl.	0,26- 4,04 (1,52)	2,99- 37,47 (11,4)	14,11- 89,6 (56,92)	2393- 41630 (13663,8)	4,59- 68,5 (15,22)	3,23- 175,7 (19,36)	87,81- 1405 (360,11)
Músc. Peces	0,01	0,25- 0,7 (0,4)	0,25- 0,4 (0,3)	8000- 11000	0,1-0,2 (0,16)	0,04- 0,12 (0,075)	2,5-7,5 (4,75)

De esta manera, para todas las especies de peces analizadas así como en todas las clases de talla, los niveles de metales pesados fueron significativamente menores en relación al mesozooplancton. Sin embargo, esto no indica necesariamente que los peces no estén incorporando los metales a

partir del mesozooplancton. Es decir, a partir del análisis de la dieta en peces se observa que efectivamente los mismos consumieron organismos del mesozooplancton. De esta manera, los peces pueden estar incorporando metales vía zooplancton pero alojándose en otros órganos tales como el hígado, estómago, branquias, etc. (Mansour y Sidky, 2002; Vinodhini y Narayanan, 2008) los cuales no fueron analizados en el presente monitoreo. En relación a esto, es bien sabido que los músculos no son un sitio activo para la biotransformación y acumulación de metales (Elnabris *et al.*, 2013; El-Moselhy *et al.*, 2014). Mas aún, de acuerdo a El-Moshely *et al.* (2014) es muy común encontrar bajas concentraciones en músculo de peces. Además, por ejemplo Ghosh *et al.* (2018) determinaron que Ni se acumula principalmente en las branquias de *C. carpio* y el transporte del Ni en branquias hacia el tejido hepático, renal y muscular es demasiado pequeño para detectarlo dentro de las 96 horas de la exposición y la cantidad de Ni evaluada en el intestino era insignificante. Con lo cual estos autores concluyeron que la toxicidad por Ni se produce principalmente en las branquias en *C. carpio*. Del mismo modo, el Cd por ejemplo suele alojarse en el riñón de los peces (Elbeshti *et al.*, 2018), mientras que otros autores encontraron altos niveles de Cu en este mismo órgano (e.g. Danabas y Ural, 2012; Ural *et al.*, 2011).

En cuanto a los factores de biomagnificación (FBM), los cuales fueron calculados como el logaritmo en base 10 del cociente entre los niveles de metales en el mesozooplancton y los niveles en el músculo de peces, los mismos presentaron valores negativos como era de esperar. Esto se debe a lo explicado en párrafos anteriores en dónde las concentraciones de metales en el mesozooplancton siempre superaron a las de los peces. La **Tabla II.2.3** detalla los valores de dichos FBM.

Tabla II.2.3. Logaritmo en base 10 del factor de biomagnificación (LOG_{10} (FBM) para cada metal.

	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
LOG_{10} (FBM)	-2.18	-1.45	-2.27	-0.18	-1.98	-2.41	-1.88

En este caso, para el período estudiado no se ha detectado biomagnificación. Sin embargo esto no indica que no pueda ocurrir durante otro período de tiempo o época del año. Para confirmar si efectivamente existe biomagnificación es necesario continuar con este tipo de estudios y por un período mayor de tiempo.

Otro aspecto a tener en cuenta es que cada metal puede tener un comportamiento particular a lo largo de la cadena trófica en los ecosistemas marinos. Algunos pueden biomagnificarse mientras que otros no, dependiendo del metal y de los organismos que participen en la cadena trófica. De esta manera no existe una regla general sobre la biomagnificación de los metales en los diferentes niveles tróficos de los ecosistemas marinos, ya que las concentraciones de metales dependen además de las estrategias de acumulación fisiológicas específicas de cada organismo (Gray, 2002). Además, la capacidad de acumular metales probablemente no estén relacionadas con el nivel trófico que ocupan los organismos dentro de la trama trófica, sino más bien con las características fisiológicas de la especie o población, así como también con el rol biológico de cada elemento (Amiard-Triquet *et al.*, 1993; Wang, 2002). De esta manera, el estado físico-químico del metal incorporado y los mecanismos de detoxificación asociados (por ejemplo, presencia de metalotioneínas o gránulos) tienen una influencia mayor en la acumulación de metales en las diferentes especies marinas, y su transferencia trófica depende de la especie y de su concentración en la misma, más que el nivel trófico que ocupa (Ettajani y Pirastru, 1992). Asimismo, la transferencia trófica también depende del grado de asimilación de los organismos predadores, es decir que aquellos metales que tienen una alta tasa de asimilación probablemente sean biomagnificados (Chang y Reinfelder, 2000). Por otra parte, también depende de la regeneración fisiológica de metales (*physiologic turnover*), puesto que ha sido demostrado que una alta regeneración puede reducir la transferencia trófica y minimizar la biomagnificación de metales (Fisher *et al.*, 2000; Xu *et al.*, 2001).

Por último, es importante volver a resaltar que la vía principal de ingreso de metales a los predadores tope tales como los peces es a través de la dieta,

compuesta principalmente por organismos planctónicos (microplancton, mesozooplancton y macrozooplancton). Los estudios que incluyen la transferencia trófica de metales de productores y consumidores primarios a lo largo de la cadena alimentaria son críticos para evaluar los efectos potenciales a nivel de los consumidores superiores en el medio ambiente marino y, finalmente, en humanos. Por lo tanto se recomienda que se continúe con este tipo de estudios dentro del Monitoreo del Estuario de Bahía Blanca ya que los mismos constituyen los primeros resultados en el marco del mencionado monitoreo. Un estudio a largo plazo contemplando la relación plancton-peces permitirá evaluar el comportamiento de los metales durante un lapso mayor de tiempo y de esta manera arribar a conclusiones más completas.

II.2.4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Barka S., Pellerin J., Rainbow P.S. (2006).** Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76,160-202.
- Arnot J.A., Gobas F.A.P.C. (2006).** A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14, 257–297.
- Chang S.I., Reinfelder J.R. (2000).** Bioaccumulation, subcellular distribution, and trophic transfer in a coastal marine diatom. *Environmental Science and Technology*, 34, 4931-4935.
- Danabas D., Ural M. (2012).** Determination of metal levels in tissues of cyprinid fish from different regions of Keban Dam Lake. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89, 455–460.
- Elbeshti R.T.A., Elderwish N.M., Abdelali K.M.K, Taştan Y. (2018).** Effects of Heavy Metals on Fish. *Menba Journal of Fisheries Faculty*, 4 (1), 36-47.
- El-Moselhy K.M., Othman A.I., El-Azem H.A., El-Metwally M.E.A. (2014).** Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, 1(2), 97-105.

-
- Elnabris K.J., Muzyed S.K., El-Ashgar N.M. (2013).** Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*, 13, 44-51.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2000).** Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment. Status and needs. Bioaccumulation Analysis Workgroup Washington, 111 pp.
- Ettajani H., Pirastru L. (1992).** Methodology to predict heavy metals transfer in marine food chains. *Hydroécologie Appliquée*, 4, 79-90.
- Fisher N.S., Stupakoff I., Sanudo Wilhelmy S.A., Wang W.X., Teysie J.L., Fowler S.W., Crusius J. (2000).** Trace metals in marine copepods: A field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. *Marine Ecology Progress Series*, 140, 211-218.
- Ghosh A., Kaviraj A., Saha S. (2018).** Deposition, acute toxicity, and bioaccumulation of nickel in some freshwater organisms with best-fit functions modeling. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 3588–3595.
- Gray J.S. (2002).** Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45, 46-52.
- Mansour S.A., Sidky M.M. (2002).** Ecotoxicological studies: 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Gov, *Egypt. Food Chem.*, 78, 15–22.
- Ural M., Uysal K., Cicek A., Kose E., Ali Turan Kocer M., Arca S., Ornekci G.N., Demiroglu F., Yuce S. (2011).** Determination of trace element concentrations in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20, 2036–2040.
- Vinodhini R., Narayanan M. (2008).** Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5 (2), 179-182.
- Xu Y., Wang W.X. (2001).** Individual responses of trace-element assimilation and physiological turnover by the marine copepod *Calanus sinicus* to changes in food quantity. *Marine Ecology Progress Series*, 218, 227-238.
- Wang W.X. (2002).** Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309.

Peces

SECCIÓN II.3.

Análisis de PAHs y organoclorados en peces

Coordinador: Dr. Andres ARIAS

II.3.1. Análisis de PAHs en peces

El presente apartado describe la distribución, frecuencia y concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en ejemplares de saraqita (*Ramnogaster arcuata*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*) en dos sitios del estuario de Bahía Blanca, durante el período comprendido entre Agosto de 2017 y Julio de 2018. En total se analizaron 60 pooles de ejemplares clasificados de acuerdo a su talla, comprendiendo un total de 3037 peces analizados. En la **Tabla II.3.1** se muestra la distribución de peces analizados para PAHs en cada sitio de muestreo durante el programa.

Tabla II.3.1. Número total de ejemplares analizados por mes y sitio de muestreo.

Mes	Puerto	Canal
	Cuatrerros	Embudo
Campaña 1	330	393
Campaña 2	179	408
Campaña 3	370	349
Campaña 4	366	422
Subtotal	1245	1572
	Total	3037

Considerando todas las especies y tallas, la variable **Total PAHs** (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 62,2 ppb (peso seco, n=60, SD= 71,6 ppb), variando entre el valor “no detectable” (<0.01 ppb; N.D.) y un máximo de 340,3 ppb. La distribución de esta variable fue de orden gaussiano, resultando altamente significativos los test de Normalidad aplicados (Kolmogorov-Smirnov y Lilliefors).

Los valores convertidos en base húmeda arrojaron una media de 12,46 ppb, p.h. (n=60; SD=15,2), valor significativamente menor que el hallado para el monitoreo anterior ($35,8 \pm 51,5$, n=60) ($p < 0,010$; Test t, distribución normal). Por lo tanto, el valor medio estuvo por deba del valor medio del monitoreo inmediato anterior, plasmando una tendencia decreciente en la presencia de PAHs para esta matriz biótica.

En términos generales, el patrón de compuestos más abundantes fueron Naftaleno, Fenantreno, Criseno, Antraceno y Benzo-ghi-perileno (**Figura II.3.1**). Observando las abundancias de PAHs clasificado por especie se observa la huella característica de PAHs captada por cada especie (**Figura II.3.2**)

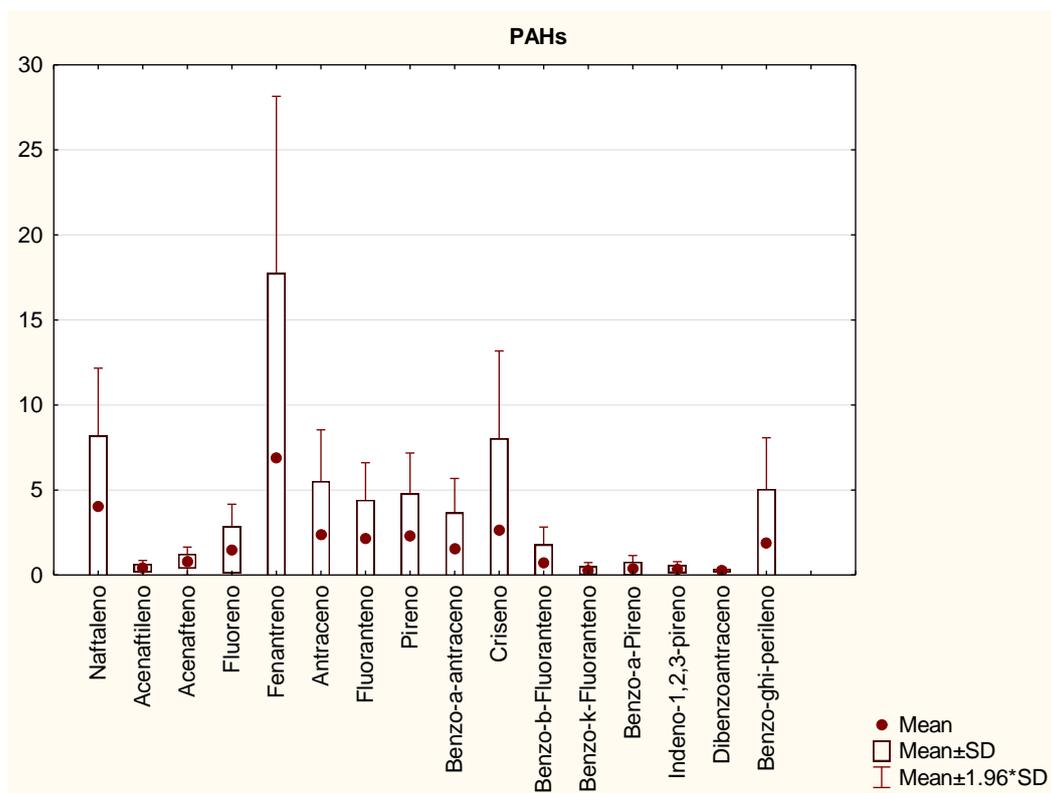


Figura II.3.1. Perfil medio de congéneres de PAHs (en ppb) considerando todas las especies (4) y muestras del estudio (60 distribuidas a lo largo de un año).

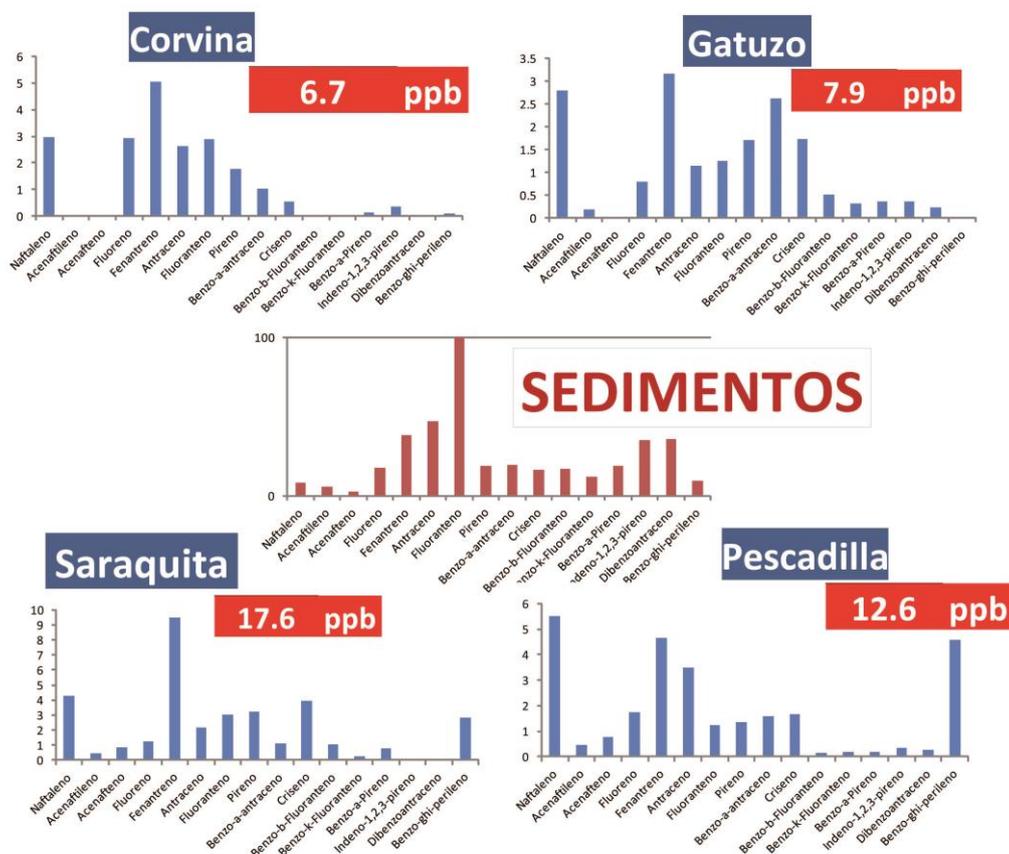


Figura II.3.2. Huella media de PAHs registrada en cada especie y en los sedimentos del Canal Principal. En rojo, media de la sumatoria de PAHs en peso húmedo)

Cada especie presentó un patrón de PAHs diferente. Dado que dicho patrón se adquiere en función al tipo de exposición al que fue sometida la especie (alimentación, zonas de crianza, MPS, efluentes, etc.) se destaca la similitud del patrón de PAHs registrado en sedimentos vs. el patrón de PAHs registrado para Saraquita, especie que completa su ciclo de vida en el estuario. En forma adicional, dicha especie presentó el mayor contenido medio de PAHs; repitiendo la tendencia hallada en el estudio anterior. La hipótesis inmediata es que sus niveles tisulares de PAHs responden a que este organismo se encuentra *per se* mas expuesto a los vertidos/deposiciones de origen antropogénico en relación al resto de las especies estudiadas, las cuales no permanecen todo su ciclo de vida en el estuario.

Cada matriz (sedimento, peces, material particulado, etc.) refleja distintos dinámicos o tendencias de acumulación de contaminantes. En este sentido también puede apreciarse una mayor captación de Naftaleno por todas las especies ictícolas vs el registro sedimentario. La explicación a esta observación podría radicar en la mayor solubilidad de este congénere.

En términos de frecuencia, las especies analizadas evidenciaron mayoritariamente valores por debajo de las 43 ppb. La media aritmética general para cada especie arrojó el siguiente orden: Saraquita > Pescadilla > Gatuzo > Corvina.

De acuerdo a la fase etárea, las especies juveniles no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas con las adultas.

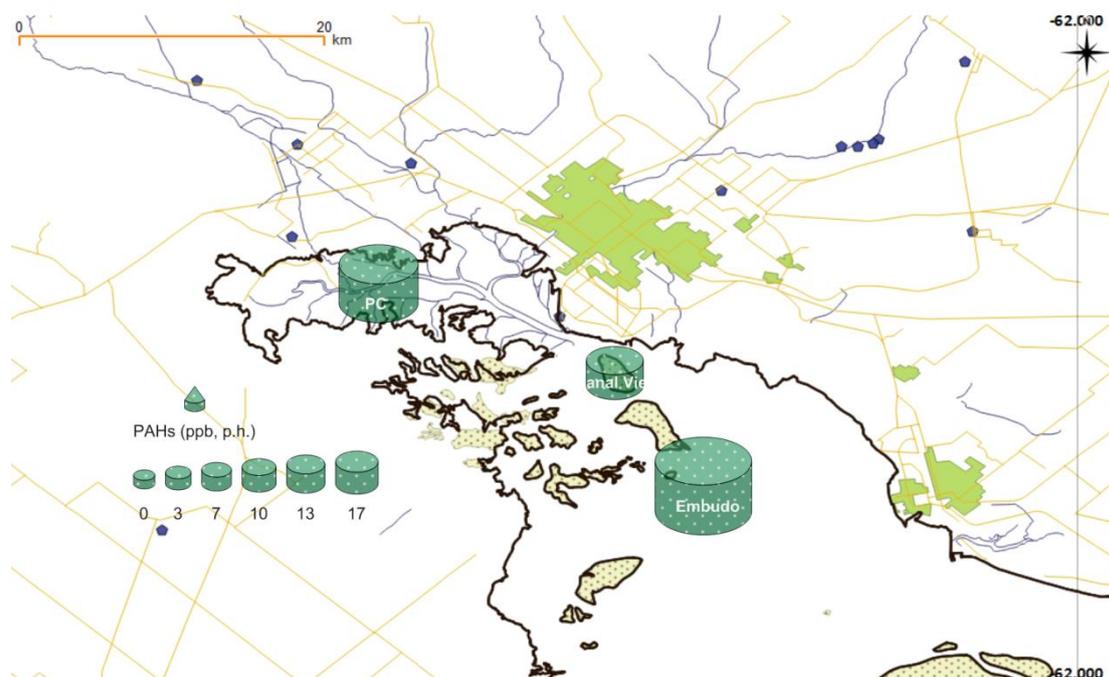


Figura II.3.3. Concentración media de PAHs en peces por sitio de pesca (media incluyendo todas las especies muestreadas).

De acuerdo al sitio de muestreo (PG y CE), incluyendo las 4 especies analizadas, no se hallaron diferencias significativas para las medias de la sumatoria de concentraciones de PAHs (variable: Total PAHs, media PC=10.5 ppb; media CE= 16.5 ppb; media CVieja=3.9 ppb, p.h).

El mecanismo de acción de los PAHs, la sinergia entre los compuestos y sus múltiples efectos orgánicos hace improbable el poder establecer niveles matemáticamente definidos de carácter científico o legal que relaciones causalmente la presencia de PAHs y efectos observables en peces; sin embargo, el peso de la evidencia documentada durante más de 30 años que combina datos de campo y ensayos de laboratorio indica que los niveles comunes de PAHs hallados en sistemas marinos-costeros (en el rango de 10 ppm en sedimentos -10000 ppb-, 1ppm en peces -1000 ppb- y 1 ppb en aguas) se encuentran causando o contribuyendo a efectos adversos en la salud de los peces.

Evaluación del riesgo para la salud humana

Algunos PAHs y especialmente sus productos metabólicos son ubicados entre los compuestos persistentes prioritarios en torno a su monitoreo y vigilancia, dada la gran documentación existente sobre su actividad carcinogénica. Entre dichos compuestos, el Benzo-a-pireno (BaP) es el único con suficientes estudios para derivar a partir del mismo “factores de carcinogenicidad equivalente” (TEF, del inglés *Toxic Equivalent Factor*) sobre el resto de los PAHs. Por esto, en orden a cuantificar e riesgo carcinogénico de ingesta de PAHs a partir del tejido de peces, se utilizarán los TEF de cada PAHs en relación al BaP, de manera de estimar la concentración equivalente de BaP (BaP_{eq}). Los citados TEF's para cada compuesto se encuentran listados en la Tabla 2 (Nisbet y LaGoy, 1992).

Tabla II.3.2. Factores de carcinogenicidad equivalente de los principales PAHs

PAHs	TEF
<i>Naftaleno</i>	0.001
<i>Acenaftileno</i>	0.001
<i>Acenafteno</i>	0.001
<i>Fluoreno</i>	0.001
<i>Fenantreno</i>	0.0005
<i>Antraceno</i>	0.0005
<i>Fluoranteno</i>	0.05
<i>Pireno</i>	0.001
<i>Benzo-a-antraceno</i>	0.03
<i>Criseno</i>	0.005
<i>Benzo-b-Fluoranteno</i>	0.05
<i>Benzo-k-fluoranteno</i>	0.1
<i>Benzo-a-Pireno</i>	1
<i>Indeno-1,2,3-pireno</i>	0.1
<i>Dibenzo-ah-antraceno</i>	1.1
<i>Benzo-ghi-perileno</i>	0.02

De esta manera, el equivalente de BaP (BaP_{eq}) se define como la concentración de Total PAHs equivalente a BaP calculada según la ecuación (1), donde TEF_i es el factor de carcinogenicidad equivalente para cada compuesto particular y C_i su concentración en la matriz.

$$\text{BaP}_{eq} = \sum \text{TEF}_i \times \text{C}_i \quad (1)$$

Al obtener el valor de BaP_{eq}, es posible comparar con los valores de screening de BaP_{eq} para Total PAHs de peces para consumo humano sugeridos por la USEPA (2000), y calculados para cada región de acuerdo al consumo local. Por ejemplo Zhao *et al.*, calculan un valor de “screening” de BaP_{eq} para el estilo de dieta asiática de 0.67 ppb, p.h. (2014). De acuerdo a

las estimaciones nacionales, el consumo de pescado (en tendencia creciente en los últimos años) se calcula en 9 Kg per cápita (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca), lo cual implica un consumo de 750 g de pescado mensual por persona. Para estos valores, el valor de screening calculado de acuerdo a USEPA (2000) es un rango de 3,2 ppb hasta 4,3 ppb (p.h.).

La **Figura II.3.4** ilustra los puntajes de BaPeq obtenidos por cada muestra (60) en relación a los valores anteriormente citados. La media general de BaPeq para el área en estudio fue de 0,269 ppb (p.h.), mientras que las medias generales para cada zona de pesca se explicitan en la **Figura 18**.

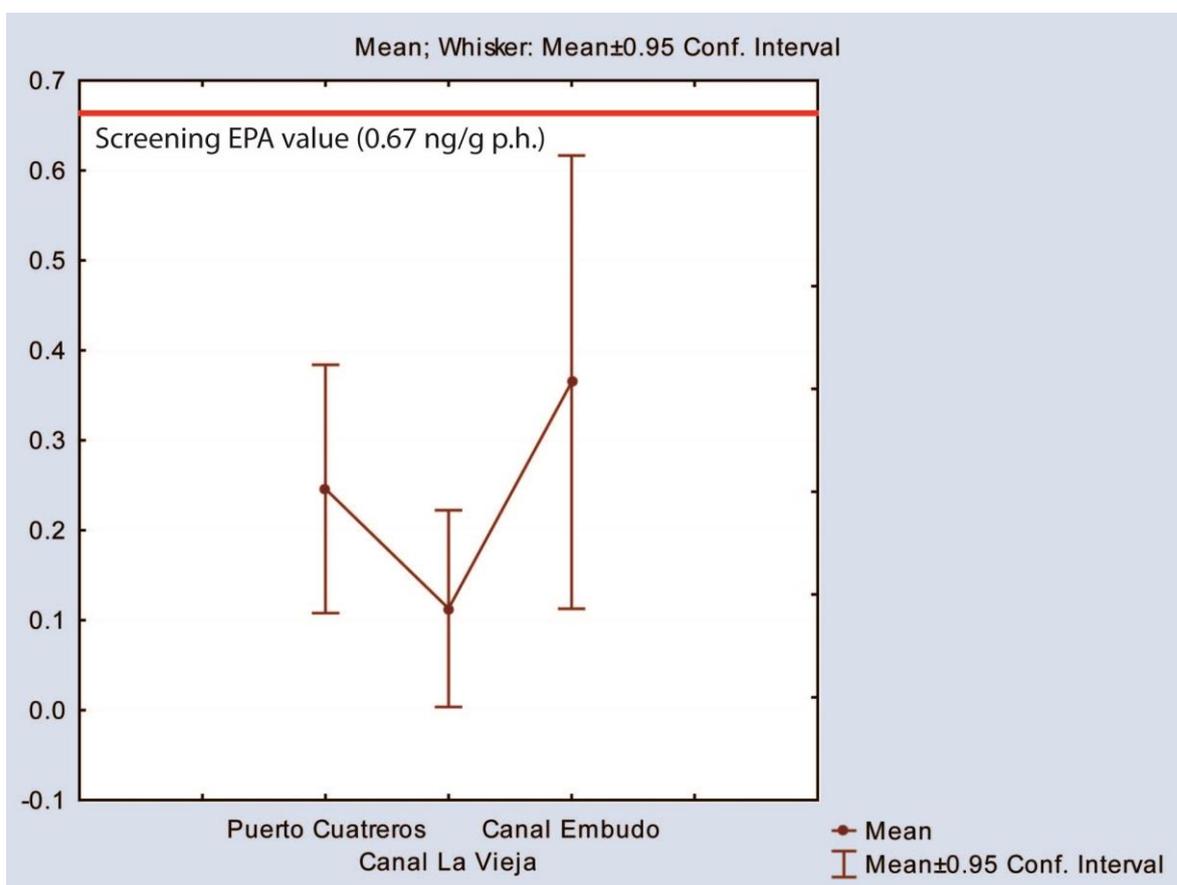


Figura II.3.4. Valores medios de Equivalentes de Benzo-a-pireno para los peces capturados en cada zona en contraste con un valor de *screening* de riesgo toxicológico para dieta asiática.

El 92 % de las muestras se hallaron dentro de los niveles de seguridad o screening USEPA. Se registraron 5 pools de peces en excedencia, que correspondieron a pescadilla adulta y gatuzo juvenil de Cuatros y Juveniles

de gatuzo, saraqita y pescadilla de Canal Embudo. En ningún caso se superó el umbral calculado para la dieta Argentina (3,2 ppb hasta 4,3 ppb (p.h.), USEPA 2000)

Por lo tanto, en lo concerniente a la presencia de los 16 PAHs analizados en tejido de peces y excluyendo consideraciones de tipo sinérgicas con otros contaminantes, se concluye que, para las especies y período estudiado, los niveles de riesgo tóxico en el consumo de peces por parte de estos compuestos se mantuvieron dentro de los niveles de seguridad.

II.3.2. Análisis de compuestos Organoclorados en Peces

Considerando todas las especies y tallas, la variable Total OCs (sumatoria de las concentraciones de 15 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 1,4 ppb (peso seco, n=60, SD= 1.6 ppb), variando entre el valor “no detectable” (<0.06 ppb; N.D.) y un máximo de 2,1 ppb.

Los valores convertidos en base húmeda arrojaron una media de 0,29 ppb, p.h. (n=60; SD=0.34), la cual es sensiblemente menor a la hallada para el período de muestreo inmediato anterior (hasta 70 ppb, p.h.).

En términos generales, el patrón de compuestos más abundantes fue dominado por beta-endosulfan, 4-4'-DDE y su compuesto parental (4,4'-DDT), Dieldrin y el metabolito de Endrin (**Figura II.3.5**).

El compuesto beta-endosulfan es fácilmente interconvertible a partir del alfa endosulfan, un compuesto ampliamente dominante en sedimentos del estuario. Como Compuestos mayoritarios se hallaron dos productos parentales y sus metabolitos (Endrin y DDT), probablemente señalando el poder detoxificador de los peces sobre estos compuestos.

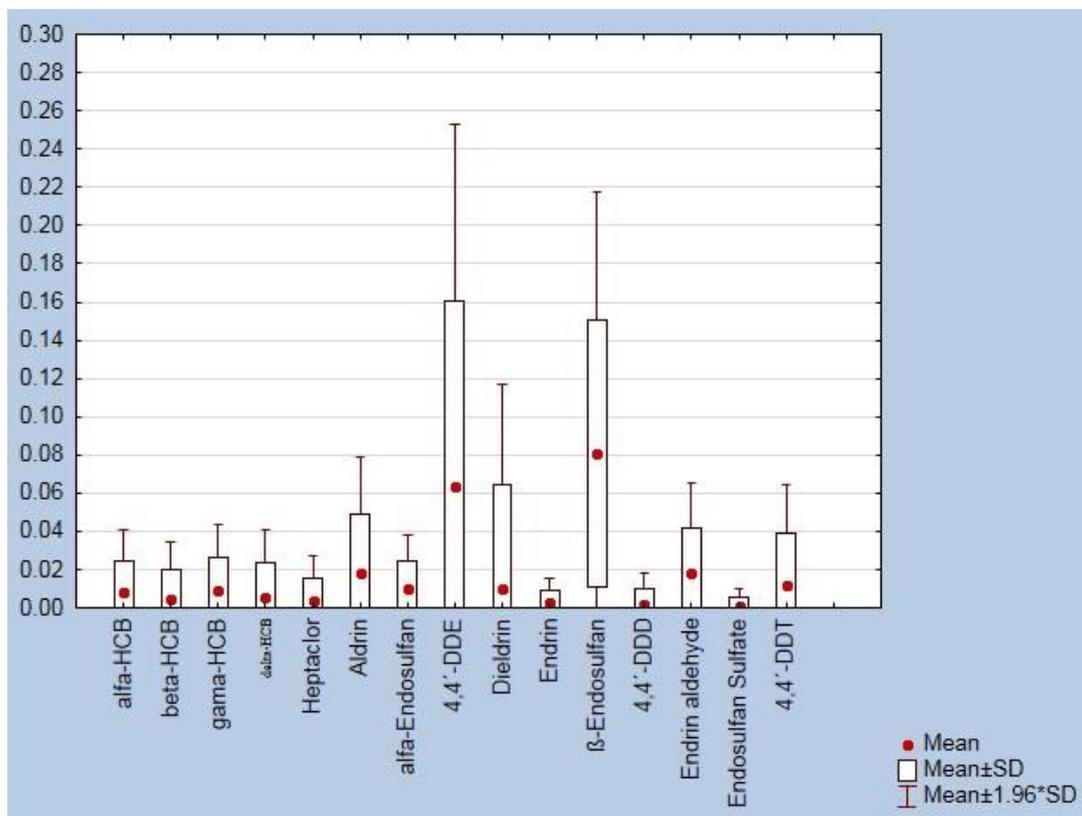


Figura II.3.5. Distribución promedio de residuos de organoclorados en tejido de peces del EBB (ppb, p.h.).

Observando las abundancias de residuos de OCs clasificado por especie se observa la huella característica de OCs captada por cada especie (**Figura II.3.6**). Se observa una estructura de patrón general que coincide en casos con aportes recibidos en sedimentos. Se resalta la importante presencia de alfa endosulfan en sedimentos (en proporción al beta endosulfan) y el caso opuesto en el tejido de peces, para los cuales se resalta la presencia de beta-endosulfan, un isómero del mismo, probablemente interconvertido en la metabolización (Nahn *et al.*, 2001).

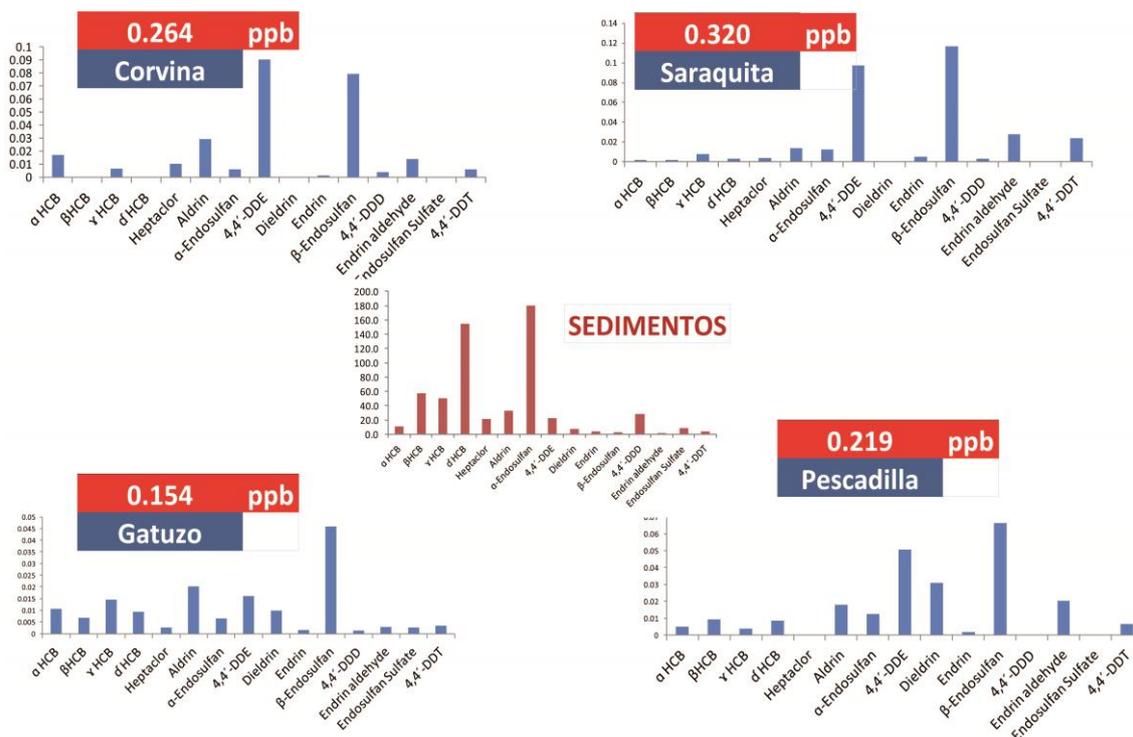


Figura II.3.6. Distribución de residuos de OCs por especie

Cada especie presentó un patrón de residuos de OCs diferente y en términos absolutos, de manera similar a lo que ocurre con PAHs, saraquita fue la especie que presentó un mayor promedio de concentraciones de OCs en tejido.

La media aritmética general para cada especie arrojó el siguiente orden: Saraquita > Corvina > Pescadilla > Gatuza. De acuerdo a la fase etárea, las especies juveniles (media= 0,24 ppb. p.h.) no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas con las adultas (0,25 ppb, p.h.).

En comparación con los niveles hallados en sedimentos, es posible concluir que los compuestos organoclorados en sedimentos poseen una baja movilidad ascendente hacia la matriz biótica peces.



Figura II.3.7. Concentración media de residuos de organoclorados en peces por sitio de pesca (media incluyendo todas las especies muestreadas).

De acuerdo al sitio de muestreo (PC, CE y CV), incluyendo las 4 especies analizadas, se hallaron diferencias significativas para las medias de la sumatoria de concentraciones de OCs entre PC y CE. ($p < 0,001$).

Ecotoxicología

Existen muchas formas de abordar el riesgo ecotoxicológico de las concentraciones de compuestos pesticidas, antibióticos y otros elementos involucrados en los procesos de producción/manipulación/procesamiento de alimentos. Uno de ellos es el establecimiento de niveles de tolerancia y niveles de acción sobre los alimentos, y por esto, al referirnos a la matriz peces, de interés comercial/humano, es posible un enfoque de seguridad alimentaria sobre las concentraciones halladas.

Tabla II.3.3. Niveles de Acción para pesticidas organoclorados en tejido blando de peces (US FDA)

	Nivel en tejido blando de peces (ppb, p.h.)	Referencia
Aldrin	300	
Dieldrin	300	US Food & Drug Administration,
HCHs (HCBs)*	300	“Compliance
Chlordano	300	Policy Guide,”
DDT, DDE, DDD*	400	Sec. 575.100
Heptaclor	300	
Heptaclor epóxido	300	

(*) Los niveles de acción son individuales y acumulativos

Los niveles de acción para peces establecidos por la FDA establecen niveles de rechazo de alimento en los procesos normales de control. Cualquier tejido de peces que supere el nivel de acción para cada pesticida, debe ser rechazado. La construcción de cada nivel está basada en criterios epidemiológicos/toxicológicos, aunque no están orientadas a establecer niveles de riesgo.

La Comisión Europea asimismo establece MRL (niveles de residuo máximos) para un compendio de más de 150 pesticidas, aprobados y prohibidos (https://ec.europa.eu/info/departments/health-and-food-safety_es). Los valores de seguridad alimentaria para los pesticidas organoclorados medidos en este estudio se encuentran alrededor de 0,1 ppm (mg/Kg), es decir alrededor de 100 ppb.

Como conclusión, los niveles promedio de residuos de organoclorados en tejido blando de peces para el estuario de Bahía Blanca se hallaron un orden de magnitud por debajo de los niveles de acción de la US FDA y la UEC.

II.3.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen-Gil S.M., Gubala C.P., Wilson R., Landers D.H., Wade T.L., Sericano J.L., Curtis L.R. (1997)**, Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediments and Biota from Four US Arctic Lakes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33, 378–387.
- Callahan M.A., Slimak M.W., Gabel N.W., May I.P., Fowler C.F., Freed J.R., Jennings P., Durfee R.L., Whitmore F.C., Maestri B., Mabey W.R., Holt B.R., Gould C.** Water-Related Environmental Fate Of 129 Priority Pollutants. Volume I: Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., USA.
- Daza C.G. (2016)**. La agricultura pampeana, evolución de resultados económicos en el período 1990- 2016 Grupo Economía, INTA EEA Marcos Juárez.
- Heinisch E., Kettrup A., Bergheim W., Martens D., Wenzel S. (2005)**. Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source oriented monitoring in aquatic media. The isomers of hexachlorocyclohexane. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(6), 444–462.
- Hu G., Dai J., Mai B., Luo X., Cao H., Wang J., Li F., Xu M. (2009)**. Concentrations and Accumulation Features of Organochlorine Pesticides in the Baiyangdian Lake Freshwater Food Web of North China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58, 700–710.
- Ken Wilkinson K., Ellis R., Faint S., Hetherington J., Skull A. (1999)**. The Dictionary of Substances and their Effects, Second Edition. The Royal Society of Chemistry.
- Liu Z., Zhang H., Tao M., Yang S., Wang L., Liu Y., Ma D., He Z. (2010)**. Organochlorine Pesticides in Consumer Fish and Mollusks of Liaoning Province, China: Distribution and Human Exposure Implications. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59, 444–453.
- Liu W., Wang Y., He W., Qin N., Kong X., He Q., Yang B., Yang C., Jiang Y. Jorgensen S.E., Xu F. (2016)**. Aquatic biota as potential biological indicators of the contamination, bioaccumulation and health risks caused by organochlorine pesticides in a large, shallow Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecological Indicator*, 60, 335–345.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. (1995)**. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1), 81-97.
- Marcovecchio J., Botte S., Spetter C., Arias A.H. (2014)**. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe

final del período 2013 / 2014. CAPITULO V. Química marina de la zona interna del estuario. IADO, CONICET, UNS.

- Martín P.R. (2002).** Allometric growth and inter-population morphological variation of the freshwater snail *Chilina parchappi* (Gastropoda: Chiliniidae) in the Napostá Grande stream, Southern Pampas, Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37.
- Nhan D.D., Carvalho F.P., Manh Am N., Quoc Tuan N., Hai Yen N.T., Villeneuve J.P., Cattini C. (2001).** Chlorinated pesticides and PCBs in sediments and molluscs from freshwater canals in the Hanoi region. *Environmental Pollution*, 112, 311-320.
- Rumi A., Gutiérrez Gregoric D.E., Núñez V., Darrigran G.A. (2008).** Malacología Latinoamericana. Moluscos de agua dulce de Argentina. *Revista de Biología Tropical* (Int. J. Trop. Biol.), 56, 77-111.
- Sangster J. (1989).** Octanol-Water coefficients of simple organic compounds.
- Stadler T., Buteler M., Ferrero A.A. (2006).** Susceptibility to endosulfan and resistance monitoring in “green stinkbug” populations, *Piezodorus guildinii* (Insecta, Heteroptera: Pentatomidae), in soya crops in Argentina. *Revista de la Sociedad Entomologica Argentina*, 65, 109–119.
- Swartjes F.A. (1999).** Risk-based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. *Risk Analysis*, 19(6), 1235-1249
- Tombesi N., Pozo K., Harner T. (2014).** Persistent organic pollutants (POPs) in the atmosphere of agricultural and urban areas in the province of Buenos Aires in Argentina using PUF disk passive air samplers. *Atmospheric Pollution Research*, 5 (2), 170–178.
- Tombesi N., Zotelo C. (2017).** Evaluación de las trayectorias de masas de aire en el sudoeste bonaerense para el estudio de cops. PROIMCA – PRODECA.
- Tombesi N., Pozo K., Arias A., Alvarez M., Pribylova P., Audy O., Klánová J. (2018).** Records of organochlorine pesticides in soils and sediments on the southwest of Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 77, 403
- Verhaert V., Covaci A., Bouillon S., Abrantes K., Musibono D., Bervoets L., Verheyen, E., Blust, R., 2013.** Baseline levels and trophic transfer of persistent organic pollutants in sediments and biota from the Congo River Basin (DR Congo). *Environment International*, 59, 290–302.
- Wang Y., Yang R., Jiang G. (2007).** Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environmental Pollution*, 146, 100-106.

-
- Wang Y., Thanhwang Anli, Jianjiefu, Puwang, Qinghuazhang, Guibinjiang. (2008).** Selection of Bioindicators of Polybrominated Diphenyl Ethers, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticides in Mollusks in the Chinese Bohai Sea. *Environmental Science & Technology*, 42, 7159–7165.
- World Health Organization (WHO). (2007).** Use of DDT in the control of the malaria vector: Statement of position of the WHO, World Program against Malaria. http://www.who.int/ipcs/capacity_building/who_statement.pdf.
- Yalkowsky S., Yan H., Jain P. (2010).** Handbook of Aqueous Solubility Data second edition.
- Yatawara M., Qi S., Owago O.J., Zhang Y., Yang D., Zhang J., Burnet J.E. (2010).** Organochlorine pesticide and heavy metal residues in some edible biota collected from Quanzhou Bay and Xinghua Bay, Southeast China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(2) 314–320.
- Zhao Z., Zhang L., Wu J., Fan C. (2009).** Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides in surface sediments and benthic organisms from Taihu Lake, China. *Chemosphere*, 77, 1191–1198.

Peces
SECCIÓN II.4.

**Análisis de Metales en tejido muscular de
peces**

Coordinadora: Dra. Sandra E. BOTTÉ

II.4.1. INTRODUCCIÓN

II.4.1.1. Metales en el ambiente marino.

Los metales son elementos que se encuentran en forma natural en los diferentes ambientes que forman parte de la tierra. Entre ellos se destacan los ambientes marinos y en particular los sistemas costeros por reunir una serie de características físicas, químicas, e hidrológicas favorables para el desarrollo de diversas actividades humanas. Éstas han producido incrementos en las concentraciones de metales (entre otras sustancias) provocando desbalances y cambios en los ciclos biogeoquímicos de los mismos, generando además una percepción negativa por parte de la población. Un estudio continuo y permanente en el tiempo permite arribar a conclusiones basadas en un número importante de resultados, además de mostrar tendencias y detectar anomalías factibles de ser corregidas. Los metales pueden ser incorporados al sistema marino costero a partir de cursos de agua, efluentes, deposición atmosférica, escorrentía superficial y agua subterránea. El principal reservorio lo constituye el sedimento. Este a su vez puede actuar como potencial fuente de metales hacia la columna de agua. Desde el agua o desde el sedimento pueden ser incorporados por la biota presente, afectar a diferentes componentes de las redes tróficas marinas y llegar finalmente al hombre produciendo en algunos casos efectos negativos sobre su salud.

II.4.1.2. Metales en peces

Como ha sido resumido por otros autores, el estudio de metales en organismos acuáticos, especialmente peces ha sido ampliamente promovido con la finalidad de evaluar la condición ambiental de zonas costeras tales como los estuarios (La Colla *et al.*, 2017).

Las especies de peces que habitan cuerpos de agua con presencia de altas concentraciones de contaminantes quedan expuestos a los mismos, los pueden incorporar y eventualmente acumularlos en sus tejidos. Además no

solo los peces pueden alcanzar en sus tejidos niveles peligrosos sino también en los organismos consumidores de los niveles superiores en las cadenas tróficas marinas (Avigliano *et al.*, 2015; Gu *et al.*, 2015). Resulta así también importante estudiar los potenciales riesgos en los consumidores finales, incluida la población humana. La ventaja de usar peces como indicadores de calidad del medio incluyen la habilidad que tienen de acumular elementos en la forma biodisponible y, potencialmente, más tóxicos (La Colla *et al.*, 2017).

Muchos metales son requeridos por los peces en concentraciones pequeñas pero críticas para lograr un crecimiento normal, como por ejemplo el manganeso, hierro, cobre, cromo (metal esencial), es decir cumplen un rol biológico importante en los organismos acuáticos. Pero si estos metales alcanzan niveles excesivos pueden producir efectos tóxicos (Merciai *et al.*, 2014; Gu *et al.*, 2015). Otros elementos no tienen una función biológica conocida (ej. Pb, metales no esenciales), y resultan ser tóxicos aún a bajas concentraciones, produciendo efectos cancerígenos, mutagénicos, entre otros, en la biota marina (Velusamy *et al.*, 2014). La acumulación de metales en los peces también depende de otras características como el tejido que se analiza, el tamaño de los peces, el nivel trófico, los hábitos de alimentación, etc. (La Colla *et al.*, 2017).

Los peces pueden acumular metales tóxicos tanto a través de la cadena trófica como a través del agua y pueden ser considerados uno de los indicadores de toxicidad más significantes. El Hg es uno de los metales más estudiados en relación al ambiente y a la salud humana (Pazi *et al.*, 2017).

II.4.2. OBJETIVO

La presente sección tiene por objetivo analizar las concentraciones y distribución de **metales** en el **tejido muscular de peces** de la zona media-interna del estuario de Bahía Blanca.

Se estudiaron 8 metales (Cd, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn) en 4 especies de peces: *Cynoscion guatucupa*, *Micropogonias furnieri*, *Mustelus schmitti* y *Ramnogaster arcuata*; y en cada una de ellas 4 clases correspondientes a diferentes rangos de talla (según criterio explicado en la sección II.1). Para cumplir con esto se analizan los datos de 4 campañas en 3 sitios seleccionados: Canal del Embudo, Puerto Galván y Canal Vieja.

II.4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

II.4.3.1. Sitios de muestreo

Las muestras de las **4 especies de peces** seleccionadas se obtuvieron en 4 campañas en los sitios Canal del Embudo (CE) y Puerto Cuatrerros (PC), y en 2 campañas en el sitio Canal Vieja (CV). Los datos de las especies analizadas como así también el criterio de clasificación en Clases de acuerdo al tamaño fue explicado en el Capítulo II del presente informe.

II.4.3.2. Obtención y procesamiento de las muestras

PECES. A partir de 6 campañas náuticas (4 a Canal Embudo, 4 a Puerto Cuatrerros y 2 a Canal Vieja) se obtuvieron muestras de 3 especies de importancia comercial: pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), corvina (*Micropogonias furnieri*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*), y una especie cuyo ciclo de vida ocurre enteramente dentro del estuario de Bahía Blanca, la saraquita (*Ramnogaster arcuata*). Se determinaron metales en muestras de tejido muscular correspondientes a 3476 ejemplares agrupados en 176 pooles (ver detalle en Capítulo II, Sección 1). Los pooles de individuos separados en bolsas se mantuvieron refrigerados hasta su traslado al laboratorio y posterior preservación en freezer. Luego de ser eviscerados se obtuvieron las submuestras de músculo de cada ejemplar para cada clase de talla y especie. Para ello se cortó una porción del lado derecho en su parte dorsal inmediatamente por detrás de la cabeza. Las muestras de tejido muscular de cada pool fueron manualmente homogeneizadas (cortadas con bisturí en pequeños fragmentos y mezclados), guardadas en doble bolsas de plástico

y mantenidas a -20°C hasta la determinación analítica. En las **4 Especies Ictícolas los Metales** determinados fueron Cd, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, y Zn.

II.4.3.3. Metodología analítica

Fueron empleadas las siguientes técnicas analíticas:

-Botté *et al.* (2010), para la determinación de metales en tejido muscular de peces.

-De Marco *et al.* (2006) para la determinación de Hg en tejido muscular de peces.

Los equipos utilizados para las lecturas de los extractos finales una vez completada los procesos de mineralización, oxidación o pre-concentración/complejación según corresponda y llevados a volumen final fueron: espectrofotómetro de absorción atómica, *AAAnalyst 700 Perkin Elmer* y un plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro de emisión óptica, ICP OES Perkin Elmer 2100 DV.

Los LDM (*límite de detección del método*) correspondientes a cada metal según la técnica analítica empleada fueron calculados sobre 12 réplicas de blanco y un $\alpha = 0,01$ (99% nivel de confianza), obteniéndose los siguientes valores:

- Para matrices sólidas: **Cd**: 0,05 - **Pb**: 0,07 - **Cu**: 0,02 - **Zn**: 0,05 - **Cr**: 0,03 - **Ni**: 0,01 - **Fe**: 0,3 y **Hg**: 0,02 (todas expresadas en $\mu\text{g/g}$).

II.4.3.4. Calidad Analítica, Exactitud y Precisión

Para corroborar la calidad analítica de los datos se realizaron mediciones en material de referencia (Harina de Mejillón provisto por el National Institute for Environmental Studies –NIES- de Tsukuba, Japón), con porcentajes de recuperación entre 85% y 115%. La precisión y exactitud fueron evaluadas analizando las muestras por duplicado con un RSD inferior en la mayoría de los casos al 8 % alcanzando en algunos metales valores de hasta un 20% (debido a la variabilidad intrínseca propia que tienen las muestras biológicas).

II.4.3.5. Valores de referencia para metales en peces

La concentración de metales en tejido comestible de peces (músculo) debe compararse con valores de referencia (**Tabla II.4.1**). En nuestro país puede recurrirse a los valores máximos permitidos para algunos metales dados en el Código Alimentario Argentino (CAA/GMC, 2012) y por el Servicio Nacional de Sanidad Animal (SENASA, 2014) (Plan CREHA, 2008 y Decreto 4238/68 versión 78 Febrero 2014). A nivel internacional existen diferentes valores de acuerdo a la legislación propia de cada país u organizaciones mundiales: Australia and New Zealand Food Authority (ANZFA, 2001), Food and Agricultural Organization / Organización Mundial de la Salud (FAO/OMS, 2006), Unión Europea (UE, 2005, 2006) y China's Maximum Levels for Contaminants in Foods (USDA, 2014).

Tabla II.4.1. Estándares de calidad de metales existentes a la fecha en pescados y productos de la pesca para consumo humano. Concentración expresadas en ppm (mg/kg = µg/g).

Fuente	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	Ni	Cr	Fe
CAA-GMC	0,05 (1,0 ^a)	0,30 (2,0 ^a)	0,5 (0,1 ^b)	10^a	100^a	----	----	----
SENASA	1,0 5	0,2 20	0,5 y 1,0^b 0,05	10	100	150	----	----
ANZFA	0,2	0,5	----	10	----	----	----	----
FAO/WHO	0,1	0,5	----	----	50	----	----	----
USDA / Gu et al.	0,1	0,5	0,5 y 1,0				2	
UE	0,05 (0,10-0,30)*	0,30 (1,0)	0,5 (0,1)**	----	50	----	----	----

CAA= Código Alimentario Argentino y GMC= Grupo Mercado Común del MERCOSUR. Resolución Conjunta 116/2012 y 356/2012 (Límites máximos de tolerancia para contaminantes inorgánicos. Pescados crudos, congelados o refrigerados). (^aCAA, Capítulo III, Artículo 156 (Resolución 1546/85); ^bPeces predadores)

SENASA= Plan CREHA **2008** (Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene en Alimentos); y Decreto 4238/68 versión 78 Febrero **2014**. Capítulo XXIII. Productos de la pesca.

ANZFA (**2001**)= Australia and New Zealand Food Authority Food Standards Code. Australian Governments Publishing Service, Canberra

FAO/WHO (**2006**)= CAC (Codex Alimentarius Commission)

UE = Unión Europea **2005, 2006** (*estos valores para algunas especies particulares de peces como atún, anchoa, lisa, sardina, caballa), (** todas las especies de tiburón, anguila, atún, raya, pez espada, etc.)

USDA 2014, Gu et al., 2015= China's Maximum Levels for Contaminants in Foods

Los valores estándares internacionales y nacionales se modifican y actualizan constantemente en función de nuevos estudios e investigaciones en los que se basan los códigos alimentarios y decretos sobre concentraciones máximas de contaminantes que pueden presentar los alimentos sean frescos, congelados o envasados. Además se van adecuando a las exigencias de los países para la comercialización de productos cárneos, entre otros productos, incluyendo los pescados y productos derivados del pescado. Por otra parte muchos metales mantienen los mismos niveles máximos permitidos, por ej. los Reglamentos de la Comisión Europea N°466 (2001), N°78 (2005) y N° 1881 (2006) mantienen como valor máximo para Cadmio 0,05 mg/kg (=µg/g) de peso fresco en carne de pescado. Valor que coincide con el exigido por el Reglamento del MERCOSUR a través del Código Alimentario Argentino (CAA, 2012). En el caso del Plomo el CAA en la Resolución 1546/85 había establecido como límite máximo en peces un valor de 2 mg/kg (=µg/g), luego actualizado por la resolución conjunta con el MERCOSUR del 2012 lo llevó a 0,30 µg/g mientras que en el Codex Alimentarius de la FAO/OMS (2006) establece un valor de 0,5 µg/g.

Los valores máximos permitidos son importantes al valorar la calidad de la carne de pescado, pero debe tenerse en cuenta también la **ingesta** de este tipo de alimento que hace una persona en un determinado tiempo (días, semanas, meses). A modo de ejemplo se menciona el **ISTP: ingesta semanal tolerable provisional** (o PTWI, por las siglas en inglés) establecido por el Comité del Codex de Aditivos y Contaminantes en Alimentos (CCFAC) (Codex Alimentarius Commission, Joint FAO/WHO Food Standards Programme). Su valor representa la exposición humana semanal permisible a aquellos contaminantes inevitablemente asociados con el consumo de otras comidas saludables y nutritivas (FAO/WHO, 2006). Se establece así la ingesta tolerable para una persona promedio de 68/70 Kg, con lo cual permite calcular el consumo promedio de pescado por semana sin exceder los límites aceptables (Botté *et al.*, 2010).

Para el PLOMO (Pb) se estableció la siguiente ingesta:

INGESTA SEMANAL TOLERABLE PROVISIONAL (PTWI)	25 $\mu\text{g}/\text{kg pc}$ (peso corporal) (=0,025 mg/Kg)
--	---

Esto significa que la ingesta semanal para una persona de 70 Kg puede ser de 1750 μg (17,5 mg) de plomo. Ello a su vez se corresponde con una ingesta diaria (ADI) de 250 μg .

II.4.4. RESULTADOS y DISCUSIÓN

II.4.4.1. Metales en Peces

El presente monitoreo de metales en peces tuvo como objetivo primario evaluar la distribución de los mismos a lo largo de sus diferentes etapas etarias y por el tipo de alimentación que tienen a lo largo de su ciclo de vida (detalle ver Capítulo II, Sección 1). Dejando como objetivo secundario la evaluación en los peces adultos a partir de los cuales se puede inferir cual es el grado de toxicidad sobre la salud humana. En cada muestreo (4 salidas en 1 año) y para cada especie seleccionada se analizaron aquellas clases donde los puelles alcanzaron el peso suficiente para aplicar la técnica analítica correspondiente. Los resultados corresponden al análisis de tejido muscular de las 4 especies seleccionadas: pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), corvina (*Micropogonias furnieri*), gatuza (*Mustelus schmitti*), y saraquita (*Ramnogaster arcuata*).

Las **Figuras II.4.1, II.4.2, II.4.3 y II.4.4** presentan la distribución de los metales en cada una de las especies evaluadas durante el periodo 2017-2018, (valor medio \pm desviación estándar) correspondiente a cada Clase en los tres sitios de muestreo (4 campañas en PC y CE, y 2 campañas en CV). Se indica en la **Tabla II.4.2** el número de puelles analizados por clase y sitio en las especies ictícolas, como referencia a los valores detectados para cada metal

mostrado debajo los gráficos. En los gráficos se señala además con una barra roja acompañado de su valor correspondiente el máximo permitido por el CAA, o cuando no se dispone de esta información la correspondiente a algunos de los estándares internacionales citados en la **Tabla II.4.1**.

Tabla II.4.2. Número de pools analizados en cada clase y en cada sitio de muestreo para las cuatro especies ictícolas evaluadas. El número de individuos en cada clase fue mencionado en el capítulo II.

	Saraqita				Gatuzo		
	PC	CE	CV		PC	CE	CV
CII	11	11	5	CI	3	4	3
CIII	9	7	3	CII	4	5	4
IV	1	2	2	CIII	4	3	4
				AD	10	5	2
	Pescadilla				Corvina		
	PC	CE	CV		PC	CE	CV
CII	4	12	2	CII	4	4	4
CIII	7	10	2	CIII	9	4	6
IV	2	0	3	AD	1	0	1

Metales en la saraquita (*Ramnogaster arcuata*)

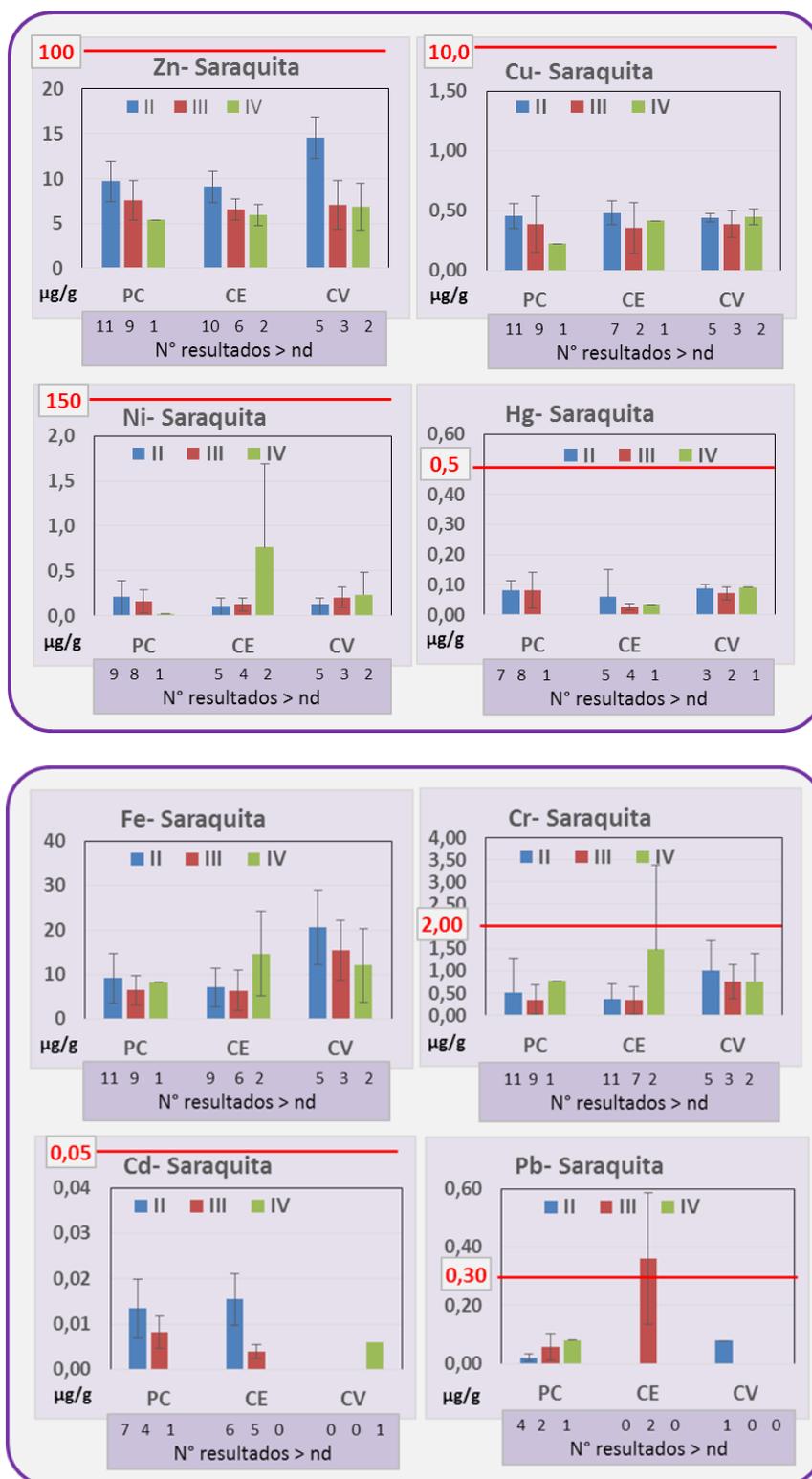


Figura II.4.1. Concentraciones promedio \pm desvío estándar de cada metal en los tres sitios de muestreo en las Clases II, III y IV de *Ramnogaster arcuata*.

En los pooles de saraquita se observó para el Zn y en los tres sitios una tendencia a disminuir desde la Clase II a la IV, con un valor medio superior ($14,59 \pm 2,3 \mu\text{g/g}$) en la Clase II en CV. El Cu más homogéneo en CE y CV, disminuyó también hacia el estadio adulto (Clase IV) en PC. La concentración media más alta de Ni se detectó en CE. El Hg se mantuvo con concentraciones próximas a $0,10 \mu\text{g/g}$. El Fe y el Cr no presentaron una misma distribución entre Clases en los tres sitios de muestreo, con valores promedios máximos en CV y CE de $33,92 \mu\text{g/g}$ $2,813 \mu\text{g/g}$, respectivamente. Un alto porcentaje de los pooles evaluados para Cd y Pb dieron no detectables, y sus concentraciones promedios más elevadas se obtuvieron ambas en CE, Clase II Cd y Clase III Pb. De todos los metales evaluados el Cr y el Pb dieron en uno de los pooles analizados concentraciones por encima del valor permitido para consumo humano ($2,813$ y $0,520 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones de metales en saraquita comparadas con el monitoreo anterior (2015-2016) en el sitio CE fueron en algunos casos menores o similares en el presente (Hg, Cu, Ni, Zn) mientras que otros mostraron incrementos como el Cr, Pb y Cd. Si se obtienen los valores medios para cada sitio se observa una leve tendencia en casi todos los metales a presentarse en mayor proporción en los ejemplares de CV.

Metales en el gatuzo (*Mustelus schmitti*)

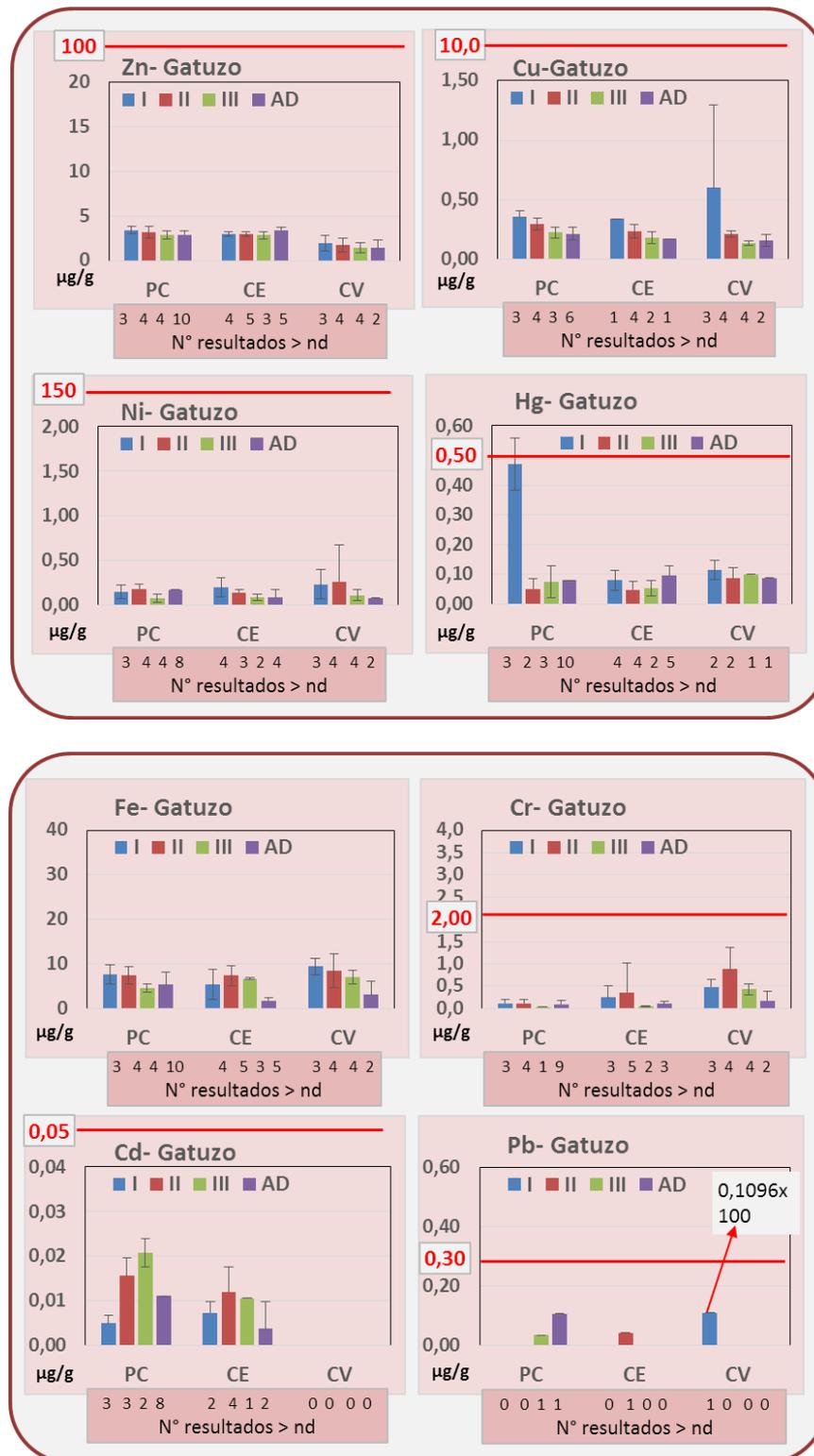


Figura II.4.2. Concentraciones promedio \pm desvío estándar de cada metal en los tres sitios de muestreo en las Clases I, II, III y AD de *Mustelus schmitti*.

Durante el periodo 2017-2018 se analizaron 51 pooles de gatuzo. Los resultados indican que el Zn estuvo en concentraciones bajas y homogéneas tanto entre clases en cada sitio como también entre sitios, y valores muy por debajo de lo encontrado en la especie previamente descripta (saraquita). En el caso del Cu se observa una disminución hacia las clases más grandes, y una concentración media máxima correspondiente a la Clase I en el sitio CV ($0,60 \pm 0,61 \mu\text{g/g}$). El Ni con valores bajos en los tres sitios de muestreo alcanzó un valor medio más alto en Clase II de CV. El Hg dio valores detectables en casi la totalidad de las muestras de individuos adultos, detectando un valor máximo en un pool de Clase I en PC ($0,53 \mu\text{g/g}$). El Fe muestra una disminución en los individuos adultos. El Cr para cada Clase evaluada fue superior en promedio en los individuos capturados en CV. La mayoría de los pooles evaluados para Pb arrojaron valores nd, sin embargo y a pesar de solo presentarse en un pool de Clase I en CV es necesario destacar que dio una concentración muy alta de $10,96 \mu\text{g/g}$, valor que supera ampliamente los estándares de calidad nacionales como internacionales. Por último el Cd dio todos nd en CV pero alcanzó valores más elevados en PC en todos las Clases seguido por las muestras de CE.

Todos los metales en cada Clase de talla del gatuzo evaluados dieron por debajo de los estándares de calidad (CAA), a excepción de los pooles mencionados para Hg y Pb aunque no en el mismo sitio, esto podría estar relacionado con el desplazamiento de los ejemplares en la zona interna del estuario. Ejemplares capturados en CE pueden ser comparados con el muestreo realizado en el monitoreo previo, a partir del cual se observa un aumento en las concentraciones de Cd, Pb y Cu, y una disminución significativa de Cr y Ni. Los valores de estos dos últimos metales son a la vez en Clase I muy inferiores a lo medido en ejemplares del cPG del monitoreo 2015-2016.

Teniendo en cuenta los valores medios de todas las clases en cada sitio se establece en siguiente orden: PC más impactado por Zn, Cu, Hg, Cd y Pb, seguido por CV con Cr y Fe. Ningún metal dio una concentración media superior en CE.

Metales en la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*)

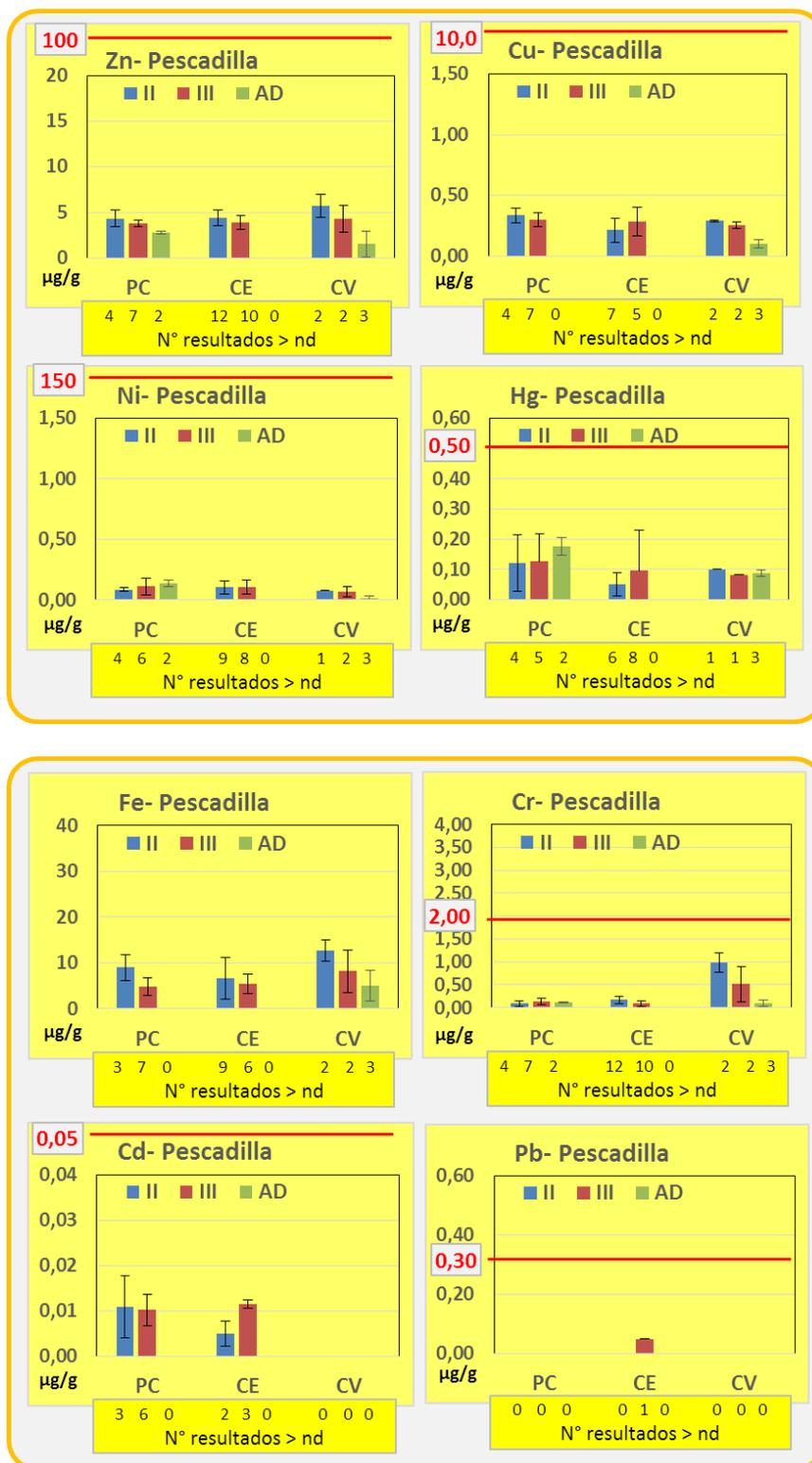


Figura II.4.3. Concentraciones promedio \pm desvío estándar de cada metal en los tres sitios de muestreo en las Clases II, III y AD de *Cynoscion guatucupa*.

Del análisis de los pooles de cada Clase de la pescadilla para Zn hay evidencia de una leve disminución desde la clase juvenil hacia los adultos, con concentraciones promedio más altas en CV para las Clases II y III. La misma disminución antes mencionada se observa para el Cu, Fe y Cr principalmente en CV. El Ni y Hg en PC muestran un incremento hacia la talla adultos. Las concentraciones máximas obtenidas fueron: Zn = 6,63 $\mu\text{g/g}$ Clase II en CV, Cu = 0,37 $\mu\text{g/g}$ Clase III en PC, Fe = 15,08 $\mu\text{g/g}$ Clase II en CE, Cr = 0,78 $\mu\text{g/g}$ Clase III en CV, Ni = 0,248 $\mu\text{g/g}$ Clase III en CV, Hg = 0,421 $\mu\text{g/g}$ Clase III en CE, Cd = 0,019 $\mu\text{g/g}$ Clase II en PC. En el caso del Pb de los 16 pooles analizados sólo uno correspondiente a CII en el sitio CE dio un valor detectable (0,05 $\mu\text{g/g}$), todos los demás fueron < LDM. En el caso particular de la pescadilla todas las concentraciones medidas estuvieron siempre por debajo de los estándares de calidad, nacionales e internacionales para consumo humano.

Se obtuvieron los promedios de todas las clases evaluadas en cada especie mostrando para los metales una distribución heterogénea entre sitios. Así vemos lo siguiente: en el sitio más interno del estuario PC los metales con mayor concentración media fueron Cu, Ni, Hg, Cd, en el CE solamente el Zn y en CV los metales Fe y Cr. Estos dos últimos metales coinciden con lo observado en el gatuzo también en CV.

Metales en la corvina (*Micropogonias furnieri*)

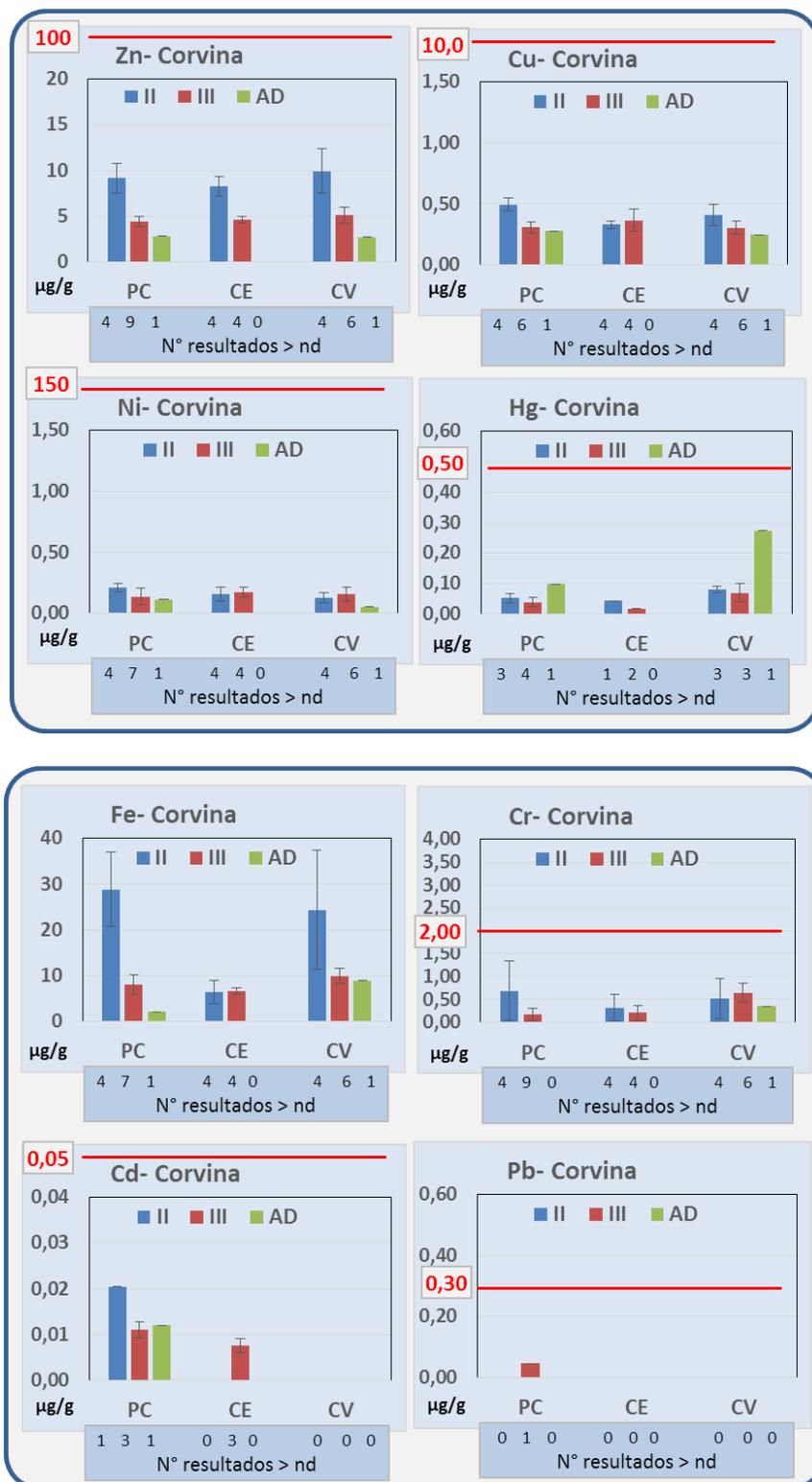


Figura II.4.4. Concentraciones promedio \pm desvío estándar de cada metal en los tres sitios de muestreo en las Clases II, III y AD de *Micropogonias furnieri*.

En la corvina fueron analizados los pools de los juveniles de Clase II y III más ejemplares de adultos (AD). Respecto al Zn pudo observarse valores más altos que los correspondientes en gatuzo y pescadilla, evidenciando de forma significativa una disminución desde las tallas más pequeñas hacia los adultos. Esto se repite de la misma manera en los tres sitios evaluados El valor más alto registrado para el Zn fue de 11,72 $\mu\text{g/g}$ en Clase II en CV. El Cu en PC y CV sigue el mismo comportamiento que el metal antes mencionado de disminución en los organismos adultos. La máxima concentración media fue de 0,54 $\mu\text{g/g}$ en Clase II en PC. Las concentraciones de Ni en PC son más altas en promedio en ejemplares de la Clase II, mientras que en los otros dos sitios lo es en Clase III. El máximo medido fue de 0,26 $\mu\text{g/g}$ en pool Clase I y en un pool Clase II ambos en PC. El Hg tanto en PC como en CV aumenta en los ejemplares de la Clase Adulta, principalmente en el último sitio aunque corresponde a un único individuo (0,273 $\mu\text{g/g}$). En el caso de la corvina las concentraciones de Fe en Clase II tanto en PC como en CV alcanzaron los valores más altos entre las cuatro especies evaluadas, con máximos de 37 $\mu\text{g/g}$ y 38 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Para el Cr no se evidenció una tendencia clara entre las Clases y en ninguno de los sitios, y una concentración máxima en Clase II de 1,65 $\mu\text{g/g}$. El Cd y el Pb dieron mayoritariamente valores nd, el primero se observó en las distintas talla sólo en PC con una concentración máxima de 0,021 $\mu\text{g/g}$ (Clase II), mientras que el Pb sólo fue mayor al LDM en un único pool Clase II en PC (0,047 $\mu\text{g/g}$).

La evaluación de las concentraciones promedios para cada sitio en base a todos los pools muestra las siguientes tendencias que varían de acuerdo al metal considerado: Zn y Ni mayores valores promedios en CE ($6,49 \pm 2,58 \mu\text{g/g}$ y $0,16 \pm 0,012 \mu\text{g/g}$); Cu y Cd fueron superiores en PC ($0,36 \pm 0,118 \mu\text{g/g}$ y $0,015 \pm 0,005 \mu\text{g/g}$); y por último Fe, Cr y Hg con máximas concentraciones medias en CV ($14,41 \pm 8,64 \mu\text{g/g}$, $0,51 \pm 0,15 \mu\text{g/g}$ y $0,141 \pm 0,114 \mu\text{g/g}$).

Respecto al monitoreo 2015-2016 puede observarse en CE, no hubo variación respecto al Cd y Pb, similares concentraciones para Hg, Cu, Ni, y leve disminución para Cr y Zn. Aunque no representan exactamente los mismos lugares una comparación entre PG (monitoreo previo) y PC (actual) muestra

concentraciones más altas en el último periodo para Cd, Cr y menores para los otros metales. Esto es importante a tener en cuenta en la elección futura del punto a muestrear.

Ninguna de las concentraciones medidas en todos los metales evaluados en la corvina y en los tres sitios de muestreo supera los valores de calidad para consumo humano tanto al comparar con guías nacionales como internacionales.

II.4.4.2. Relación entre especie ictícola y concentración de metales

La importancia de cada especie evaluada frente a la concentración de metales en el tejido muscular ha sido evaluada a través de la **Figura II.4.5**.

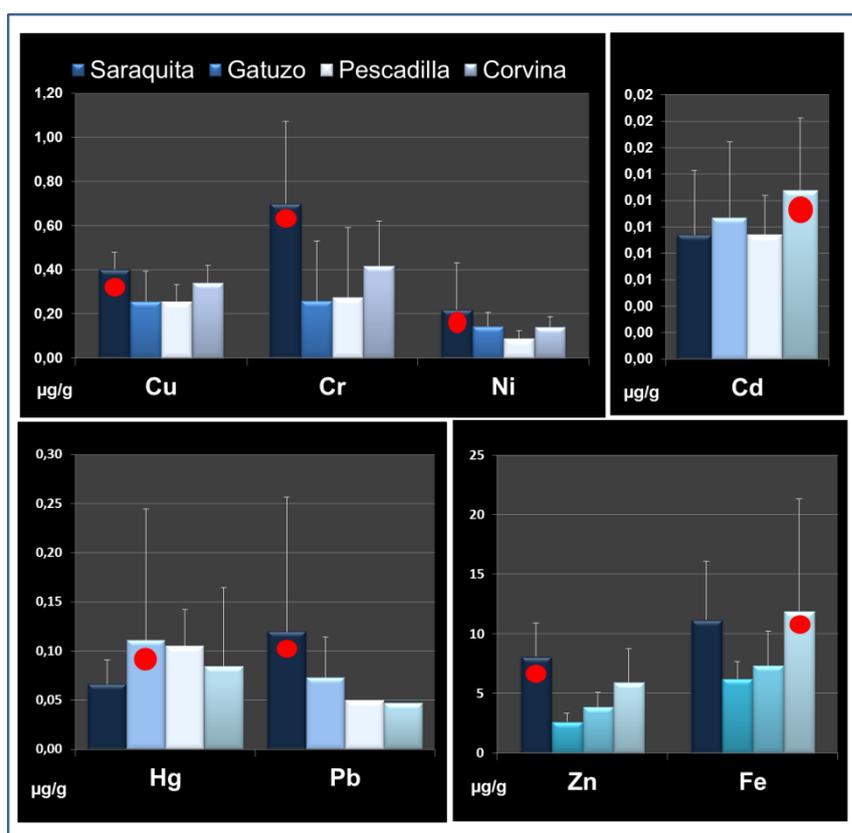


Figura II.4.5. Concentraciones promedio \pm desvío estándar de cada metal en cada especie ictícola evaluada en el estuario de Bahía Blanca durante el periodo 2017-2018.

II.4.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade S., Pucci A., Marcovecchio J. (2000).** Cadmium concentrations in the Bahía Blanca estuary (Argentina). Potential effects of dissolved cadmium on the diatom *Thalassiosira curviseriata*. *Oceanologia*, 43, 505–520.
- ANZFA (2001)** Australia New Zealand Food Authority Food Standards Code. Australian Government Publishing Service. Canberra.
- A.P.H.A. (1998).** Standard Methods for the examination of water and wastewater. 17th Edit., Washington D.C., 1193 pp.
- Avigliano E., Schenone N.F., Volpedo A.V., Goessler W., Cirelli A.F. (2015).** Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. *Science of the Total Environment*, 506, 102-108.
- Botté S.E. (2005).** "El rol de la vegetación en el ciclo biogeoquímico de metales pesados, en humedales del estuario de Bahía Blanca", Tesis Doctoral. Dto. BByF, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, 290 pp.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2007).** Dissolved heavy metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in surface water and porewater from Bahía Blanca estuary tidal flats. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(4), 415-421.
- Botté S.E., Marcovecchio J.E., Arlenghi J., Chiarello M.N. (2010).** Peces en el estuario de Bahía Blanca: ¿Biomonitores de calidad ambiental?. CTE Municipalidad Bahía Blanca (Ed.) *Monitor Ambiental*, 3, 14-21.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2010).** Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Water, Air and Soil Pollution*, 210, 371- 388.
- Botté S.E., Marcovecchio J.E., Fernandez-Severini M., Negrin V., Panebianco M.V., Simonetti P., Buzzi N., Delucchi F. (2013).** Cap. 10: "Ciclo de metales pesados". En: J. Marcovecchio y R.H. Freije (eds.), *Procesos químicos en estuarios*, 394 pág. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional–EdUTecNe, pp: 227-258.
- Buchman M.F. (2008).** NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1 Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pp.
- CAA/GMC. (2012).** Código Alimentario Argentino. Ley 18.284_1969. CAPITULO III, Artículo 156 (Resolución 1546/85) De los productos alimenticios. RESOLUCIÓN

GMC N° 102/94. Grupo Mercado Común del MERCOSUR. Resolución Conjunta 116/2012 y 356/2012.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2001). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. <http://www.pla.co.uk/Environment/Canadian-Sediment-Quality-Guidelines>.

De Marco S.G., Botté S.E., Marcovecchio J.E. (2006). Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980 – 2005 period. *Chemosphere*, 65, 213-226.

Duarte B., Silva G., Costa J.L., Medeiros J.P., Azeda C., Sá E., Metelo I., Costa M.J., Caçador I. (2014). Heavy metal distribution and partitioning in the vicinity of the discharge areas of Lisbon drainage basins (Tagus estuary, Portugal). *Journal of Sea Research*, 93, 101–111.

FAO/WHO. (2006) (Food and Agriculture Organization/World Health Organization Provisional agenda), report of the 38th session of the Codex Committee on Food Additives and Contaminants, Thirty-Sixth Session, The Netherlands. ftp://ftp.fao.org/codex/ccfac38/fa38_18e.pdf. 2006

Gu Y-G., Lin Q., Wang X-H., Du F-Y., Zi-Ling Yu Z-L., Huang H.-H. (2015). Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. *Marine Pollution Bulletin*, 96, 508-512.

IADO. (2002). Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 76 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

IADO. (2006). Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 90 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

IADO. (2008). Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 103 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

IADO. (2009). Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 107 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

IADO. (2010). Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca. Addenda al Informe Final 2009. Instituto Argentino de Oceanografía: 92 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

La Colla N.S., Negrin V.L., Marcovecchio J.E., Botté S.E. (2015). Dissolved and particulate metals dynamics in a human impacted estuary from the SW Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 166, 45–55.

-
- La Colla N.S., Botté S.E., Oliva A.L., Marcovecchio J.E., (2017).** Tracing Cr, Pb, Fe and Mn occurrence in the Bahía Blanca estuary through commercial fish species. *Chemosphere*, 175, 286-293.
- La Colla N.S., Botté S.E., Negrin V.L., Serra A.V., Marcovecchio J.E. (2018).** Influence of human-induced pressures on dissolved and particulate metal concentrations in a South American estuary. *Environment Monitoring and Assessment*, 190, 532.
- Marcovecchio J.E., Ferrer L.D. (2005).** Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21 (4), 826-834.
- Merciai R., Guasch H., Kumar A., Sabater S., García-Berthou E. (2014).** Trace metal concentration and fish size: variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 154-161.
- Pazi I., Tolga Gonul L., Kucuksezgim F., Avaz G., Tolun L., Unluoglu A., Karaaslan Y., Gucver S.M., Koc Orhon A., Siltu E., Olmez G. (2017).** Potential risk assessment of metals in edible fish species for human consumption from the Eastern Aegean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120, 409-413.
- SENASA. 2014.** Decreto 4238/68 versión 78 Febrero 2014. Capítulo XXIII. Productos de la pesca.
- Vicente-Martorell J.J., Galindo-Riaño M.D., García-Vargas M., Granado-Castro M.D. (2009).** Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 823–836.
- UE (Unión Europea). (2005)** COMMISSION REGULATION (EC) N° 78 amending Regulation (EC) No 466/2001 as regards heavy metals. Official Journal of the European Union.
- UE (Unión Europea). (2006)** COMMISSION REGULATION (EC) N° 1881. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union.
- USDA Foreign Agriculture Service (2014).** Report Number CH14058. Maximum Levels for Contaminants in Foods, National Food Safety Standard, China (GB 2762-2012).
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). (2002).** National Recommended Water Quality Criteria. EPA-822-R-02-047, Office of Science and Technology.
- Velusamy A., Kumar P.S., Ram A., Chinnadurai S. (2014).** Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine Pollution Bulletin*, 81 (1), 218-224.

Peces
SECCIÓN II.5.

Indicadores de alerta temprana en
Ramnogaster arcuata

Coordinadora: Dra. Ana RONDA

II.5.1. INTRODUCCIÓN

Para evaluar la contaminación, se han monitoreado durante varias décadas, las especies y cantidades de las sustancias tóxicas por estudios físico-químicos tanto en sedimentos y columnas de agua como en organismos. Sin embargo, estos análisis por sí solos no proporcionan evidencias de los efectos biológicos que los contaminantes, aún en pequeñas concentraciones, pueden causar sobre los organismos y por lo tanto no permiten evaluar las consecuencias reales sobre un determinado ecosistema (Chapman *et al.*, 2003). Por otro lado, la evaluación de las respuestas biológicas sin datos físicoquímicos del medio contiene muy poca información. No refleja la variabilidad natural ni la complejidad inherente a los mismos y no proporciona información útil para el manejo del sistema (Cairns, 1982, Cairns y van der Schalie, 1982). El monitoreo biológico o biomonitoreo a través del estudio de biomarcadores es una manera directa de testear las diferentes respuestas biológicas a distintas condiciones de estrés ambiental, incluyendo la presencia de contaminantes y complementa la información obtenida a partir de los análisis químicos (Cheung *et al.*, 2001; Flammarion *et al.*, 2002). En este sentido, los biomarcadores son parámetros morfológicos, fisiológicos, bioquímicos y/o moleculares que varían cuando un determinado organismo es expuesto a un ambiente de estrés en particular y ofrecen una medida integrada de los efectos a la exposición de los cambios ambientales. Dado que los peces se ven inevitablemente afectados por la contaminación costera y marina, se ha propuesto el análisis de las respuestas biológicas en estos organismos como una herramienta de diagnóstico temprana y complementaria en la evaluación de la calidad ambiental de un determinado ecosistema (Duarte *et al.*, 2017).

El oxígeno, molécula necesaria para la vida pluricelular, tiene como contrapartida su capacidad de inducir en los organismos la formación de especies reactivas de oxígeno (EROs) a través de reacciones redox. Todas las células poseen un sistema complejo de defensa que las protege de estas moléculas; no obstante, cuando hay un exceso de EROs, los sistemas

antioxidantes se saturan, y dichos radicales libres no son eliminados adecuadamente. De esta manera, las EROs pueden reaccionar con varios componentes celulares, tales como proteínas, DNA y lípidos, ocasionando una variedad de cambios fisiológicos y bioquímicos los que conducen a un deterioro y posterior muerte celular, proceso conocido como estrés oxidativo (Halliwell, 1978).

Como en todos los organismos, el estrés oxidativo en los peces puede estar implicado en una gran variedad de procesos que se dan naturalmente. Se ha determinado que existen factores intrínsecos como el estado de reproducción, natación y edad, y factores extrínsecos como cambios en los parámetros fisicoquímicos del ambiente (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto), radiación UV y disponibilidad de alimento que pueden variar el nivel de estrés oxidativo que puede experimentar un pez (Birnie-Gauvin *et al.*, 2017; Zagarese y Williamson, 2001). Además, varios estudios han resaltado la importancia del estrés oxidativo en el campo de la ecotoxicología, particularmente su relación con los contaminantes que alcanzan los cuerpos de agua. Los contaminantes pueden ingresar a los peces por la ingestión de presas contaminadas, a través de la respiración o por contacto directo con el tegumento. Si bien los peces tienen la capacidad de biotransformar ciertos contaminantes para facilitar su excreción o convertirlos en otros compuestos químicos menos tóxicos, algunas moléculas resultantes pueden ser más dañinas y/o producir especies reactivas del oxígeno (EROs) (Varanasi *et al.*, 1989; Johnson-Restrepo *et al.*, 2008). En dichos procesos de biotransformación y de defensa antioxidante, el organismo requiere de energía extra, por lo que activa ciertos mecanismos metabólicos para satisfacer las demandas energéticas que estos mecanismos necesitan, tales como la glucólisis anaerobia y gluconeogénesis (Banaee *et al.*, 2011, 2013, 2014).

La cuantificación de distintas biomoléculas relacionadas con el estrés oxidativo o con los procesos metabólicos implicados, ha permitido su uso como herramientas de diagnóstico (biomarcadores), con capacidad predictiva del impacto que, los contaminantes y los cambios ambientales, tienen sobre los organismos (Duarte *et al.*, 2017).

Por lo expuesto, como herramienta de diagnóstico para evaluar la calidad y el estado de salud del Estuario de Bahía Blanca, se propuso por primera vez en el Programa de Monitoreo, además de los análisis fisicoquímicos, la evaluación de distintos biomarcadores en una especie de pez residente del estuario. *Ramnogaster arcuata*, conocida como saraquta, exhibe una amplia distribución en todo el Estuario de Bahía Blanca y si bien no es una especie comercial, es la única conocida hasta ahora que completa su ciclo de vida dentro del estuario (Lopez Cazorla y Sidorkewicj, 2009; Lopez Cazorla *et al.*, 2011), y se la ha propuesto como un excelente organismo bioindicador del ambiente, dados sus hábitos costeros y corta vida (López Cazorla y Sidorkewicj, 2009).

II.5.2. OBJETIVO

La presente sección tiene como objetivo analizar los niveles de estrés oxidativo a través de la determinación de la peroxidación lipídica en distintos tejidos de *Ramnogaster arcuata* y evaluar los mecanismos metabólicos de energía desencadenados (gluconeogénesis y glucólisis anaerobia) en tres sitios del Estuario de Bahía Blanca (Puerto Cuatrerros, Canal del Embudo y Canal La Vieja), durante el período comprendido entre agosto del 2017 y mayo del 2018. Asimismo, pretende establecer la relación entre los niveles de los biomarcadores analizados con las concentraciones de contaminantes (compuestos orgánicos persistentes, pesticidas organoclorados y metales) halladas en el tejido muscular, a fin de evaluar los posibles efectos metabólicos/toxicológicos que dichos compuestos podrían estar causando al medio ambiente.

II.5.3 MATERIALES Y MÉTODOS

II.5.3.1. Obtención de las muestras: La captura de los ejemplares de *Ramnogaster arcuata* se realizó como se describió anteriormente. Se midió la longitud total de los peces y se separaron por clase de talla de acuerdo a la clasificación realizada por López Cazorla y Sidorkewicj (2009). Para el análisis de biomarcadores se procesaron un total de 1346 ejemplares según se muestra en la **Tabla II.5.1**.

Campaña	Lugar	Fecha	Nro de ejemplares		
			SCII	SCIII	SCIV
1	Puerto Cuatrerros	07/08/2017	120	33	5
	Canal del Embudo	10/08/2017	74	14	-
	Canal la Vieja	08/08/2017	120	37	6
2	Puerto Cuatrerros	23/10/2018	57	33	-
	Canal del Embudo	24/10/2017	120	60	-
	Canal la Vieja	11/09/2017	48	15	
3	Puerto Cuatrerros	20/02/2018	120	28	-
	Canal del Embudo	21/02/2018	120	14	-
4	Puerto Cuatrerros	15/05/2018	120	60	-
	Canal del Embudo	21/05/2018	121	21	
Total de ejemplares por clase			1020	315	11
Total de ejemplares procesados			1346		

Tabla II.5.1: Ejemplares recolectados por campaña para el análisis de biomarcadores.

Siempre que fue posible, los ejemplares capturados de cada clase se dividieron arbitrariamente en tres grupos (pooles) y se almacenaron a -20°C hasta su disección.

II.5.3.2. Obtención de tejido muscular y hepático. Preparación de las muestras para análisis: Los ejemplares fueron descongelados a temperatura

ambiente y se extrajo de cada uno el tejido hepático y muscular con bisturíes y pinzas adecuadas. Los tejidos fueron nuevamente almacenados a -20°C para su posterior procesamiento. Las muestras de tejido congeladas se pesaron y homogeneizaron (1:10 p/v) con un buffer fosfato de potasio 50 mM, pH 7,2, 1 mM de EDTA a 0°C , usando un homogenizador Ultra Turrax (Ika, Alemania). El homogeneizado se centrifugó en primer lugar a 3000 g y 4°C durante 10 minutos; y se reservó una alícuota del sobrenadante para el análisis de la peroxidación lipídica. Se realizó una centrifugación adicional a 10000 g y 4°C durante 30 minutos para realizar las determinaciones enzimáticas en la fracción postmitocondrial.

II.5.3.3. Determinación de la Peroxidación lipídica: se usó la técnica de TBARs (ensayo de sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico) descrita por Lushchak *et al.* (2005), que se basa en la incubación de la muestra con ácido tiobarbitúrico e hidroxitolueno butilado (para evitar la peroxidación inespecífica) en caliente y posteriormente se cuantifica la concentración de malondialdehído (MDA) espectrofotométricamente a 535 nm. Los resultados se expresan como μmoles de MDA/g de proteína.

II.5.3.4. Parámetros bioquímicos: Alanina aminotransferasa (ALT), Aspartato aminotransferasa (AST), y Lactato dehidrogenasa (LDH) fueron determinados espectrofotométricamente utilizando kits comerciales y siguiendo las instrucciones del fabricante (Wiener Lab.). Los resultados se expresan como UI/mg de proteína.

II.5.3.5. Determinación de proteínas: Los niveles de proteína se determinaron espectrofotométricamente a 750 nm utilizando el método de Lowry (1951) y usando albúmina de suero bovino como estándar. Los resultados se expresan como mg/g de tejido.

II.5.3.6. Análisis estadísticos: Cuando fue posible, los resultados fueron obtenidos por triplicado (un dato de cada pool) y se expresaron como el promedio \pm SEM utilizándose el software Infostat para los análisis estadísticos (Di Rienzo *et al.*, 2015). Se testeó la normalidad de las muestras a través del test de Kolmogorov-Smirnov. La comparación entre grupos se realizó utilizando un análisis de varianza simple (ANOVA). Para comparar los grupos de datos entre sí, se empleó el Test Student y el Test de Duncan para dos o más grupos, respectivamente. Los análisis de correlación se realizaron usando el test de Pearson cuando se demostró la normalidad de las muestras, o el test de Spearman, cuando la normalidad no pudo ser demostrada. Cuando una correlación resultó estadísticamente significativa se corroboró el supuesto de linealidad a través de la visualización gráfica en un diagrama de dispersión. En todos los casos, se consideró un nivel de significancia cuando el p fue menor a 0,05.

II.5.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dado que la clase II y la clase III de *R. arcuata* fueron las clases que más abundaron en todos los muestreos, se prosiguió al análisis de estas tallas para la determinación de los biomarcadores.

II.5.4.1. Peroxidación lipídica en *R. arcuata* como medida de estrés oxidativo:

Durante los procesos de estrés oxidativo, una de las principales dianas de las EROs, son los ácidos grasos poliinsaturados presentes en las membranas celulares, que sufren una cadena de reacciones conocida como peroxidación lipídica (Halliwell y Chirico, 1993). Uno de los índices más frecuentemente utilizados para estimar el daño oxidativo a los lípidos es la determinación de sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS), producto final de la

peroxidación lipídica. Por ello, se evaluó la peroxidación lipídica en tejido muscular y hepático en la clase II y clase III de *R. arcuata* (SCII y SCIII, respectivamente), a través de la cuantificación de las sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico expresada como μmoles de MDA/g proteína en tres sitios del Estuario de Bahía Blanca: Puerto Cuatrerros (PC), Canal del Embudo (CE) y Canal Vieja (CV) como se muestra en la **Figura II.5.1**.

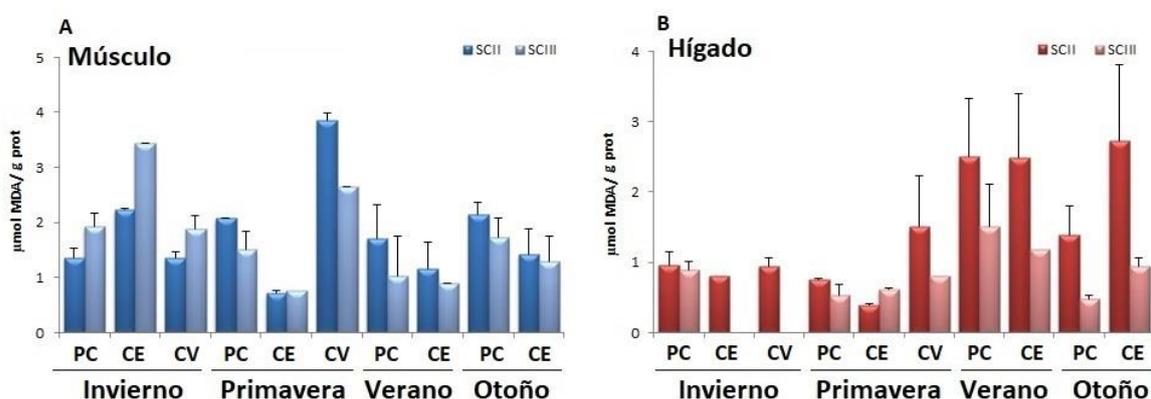


Figura II.5.1: Niveles de peroxidación lipídica en tejido muscular (A) y tejido hepático (B) de *Ramnogaster arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) en tres sitios del Estuario de Bahía Blanca: Puerto Cuatrerros (PC), Canal del Embudo (CE) y Canal Vieja (CV). Se muestran los promedios \pm SEM.

En el tejido muscular, la mayor peroxidación lipídica se encontró en SCII en Canal Vieja en la campaña de primavera, con un promedio de $3,85 \mu\text{mol MDA/g}$; en SCIII la mayor peroxidación lipídica muscular se observó en Canal del Embudo en la campaña de invierno con un promedio de $3,44 \mu\text{mol MDA/g}$. En el tejido hepático, la mayor peroxidación lipídica se registró en SCII en Canal del Embudo en la campaña de otoño con un promedio de $2,73 \mu\text{mol MDA/g}$, mientras que en SCIII se observó en Puerto Cuatrerros en la campaña de verano con un promedio de $1,50 \mu\text{mol MDA/g}$. Cabe mencionar que no se obtuvieron muestras de tejido hepático en Canal del Embudo y Canal Vieja en la primera campaña (invierno).

Teniendo en cuenta la peroxidación lipídica por clase de talla (**Figura II.5.2**), la clase II mostró niveles similares de peroxidación tanto en músculo como en hígado. En cambio, la clase III si bien en músculo mostró niveles de

peroxidación lipídica equivalentes a la clase II, en tejido hepático manifestó niveles más bajos. Probablemente estos resultados se deban a que la clase II corresponde a ejemplares juveniles que no tienen completamente desarrollado los mecanismos de detoxificación y biotransformación hepática de contaminantes, observándose niveles semejantes de peroxidación lipídica tanto en hígado como en músculo. En cambio, la clase III corresponde a ejemplares adultos cuyo mecanismo de detoxificación y biotransformación de contaminantes en el tejido hepático podrían estar alcanzando la madurez y por lo tanto completando exitosamente los procesos de biotransformación de contaminantes lo que conduce a un menor efecto perjudicial de las EROs sobre los lípidos de dicho tejido (Schlenk *et al.*, 2008).

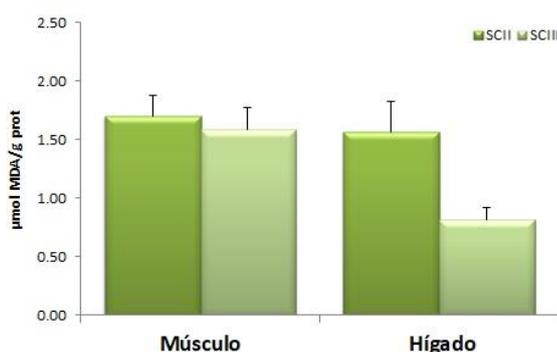


Figura II.5.2: Valores promedios de peroxidación lipídica en tejido muscular y tejido hepático para clase II (SCII) y clase III (SCIII) de *Ramnogaster arcuata*. Se muestran los promedios \pm SEM.

Teniendo en cuenta el sitio de muestreo (**Figura II.5.3**), en Canal Vieja se registraron las mayores concentraciones de peroxidación lipídica en tejido muscular tanto para la clase II como para la clase III. Para el tejido hepático no se evidenciaron diferencias en cuanto al sitio de muestreo y se observó que la clase II presentó mayores niveles de peroxidación lipídica que la clase III para los tres sitios de muestreo. En base a los resultados obtenidos, se podría decir que los ejemplares colectados en Canal Vieja estuvieron expuestos a mayores condiciones de estrés oxidativo que en los otros sitios muestreados, afectando sólo el tejido muscular para ambas clases de talla.

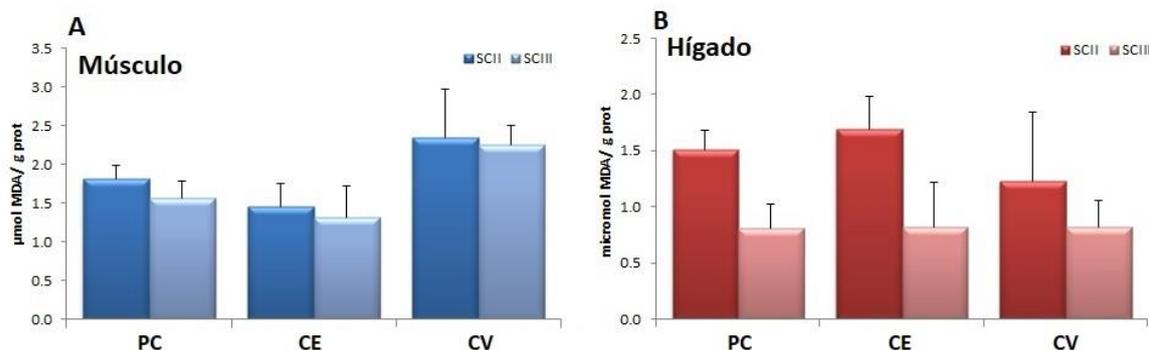


Figura II.5.3: Valores promedio de peroxidación lipídica de acuerdo al sitio de muestreo (PC: Puerto Cuatrerros, CE: Canal del Embudo, CV: Canal Vieja) en tejido muscular (A) y tejido hepático (B) para la clase II (SCII) y clase III (SCIII) de *Ramnogaster arcuata*. Se muestran los promedios \pm SEM.

Durante la obtención de los ejemplares se realizaron mediciones de pH, temperatura y salinidad del agua. Como se mencionó anteriormente, el estrés oxidativo también puede ser inducido por cambios en estos parámetros ambientales (Birnie-Gauvin *et al.*, 2017), por ello se realizaron análisis de correlación entre los niveles de peroxidación lipídica en *R. arcuata* (tejido muscular y hepático) y las variables físicoquímicas examinadas. Para ninguno de los parámetros se obtuvieron correlaciones estadísticamente significativas con los niveles de peroxidación lipídica en músculo e hígado examinados en *R. arcuata*. Estos resultados demuestran que el pH, la temperatura y la salinidad del agua no influenciaron sobre los niveles de peroxidación lipídica en *R. arcuata*.

II.5.4.2. Evaluación del estado metabólico de *R. arcuata*

Los procesos fisiológicos de los organismos están ordenadamente balanceados, sin embargo, la constante influencia de las adversidades ambientales puede generar un desequilibrio en dichos procesos. El estudio de ciertas alteraciones enzimáticas y biomoléculas puede observarse en estadios tempranos de procesos de contaminación en los organismos, y en muchos

casos se relacionan con los biomarcadores de estrés oxidativo (Tkachenko *et al.*, 2013; Samanta *et al.*, 2014; Banee *et al.*, 2014). A fin de evaluar el estado metabólico de *R. arcuata* se midieron en tejido muscular y hepático las enzimas Aspartato aminotransferasa (AST), Alanino aminotransferasa (ALT), Lactato deshidrogenasa (LDH) y los niveles proteicos.

AST y ALT, son transaminasas que regulan los procesos de transaminación siendo uno de los mecanismos principales para la síntesis y desaminación de aminoácidos lo que permite la interconversión entre el metabolismo de carbohidratos y de proteínas durante ciertas condiciones de estrés que demandan altas cantidades de energía en los organismos (Van Waarde y De Wilde-Van Berge Henegouwen, 1982).

En el desarrollo del presente monitoreo se analizaron las actividades de las enzimas ALT y AST en tejido muscular y hepático. Los resultados obtenidos se muestran a continuación en la **Figura II.5.4**:

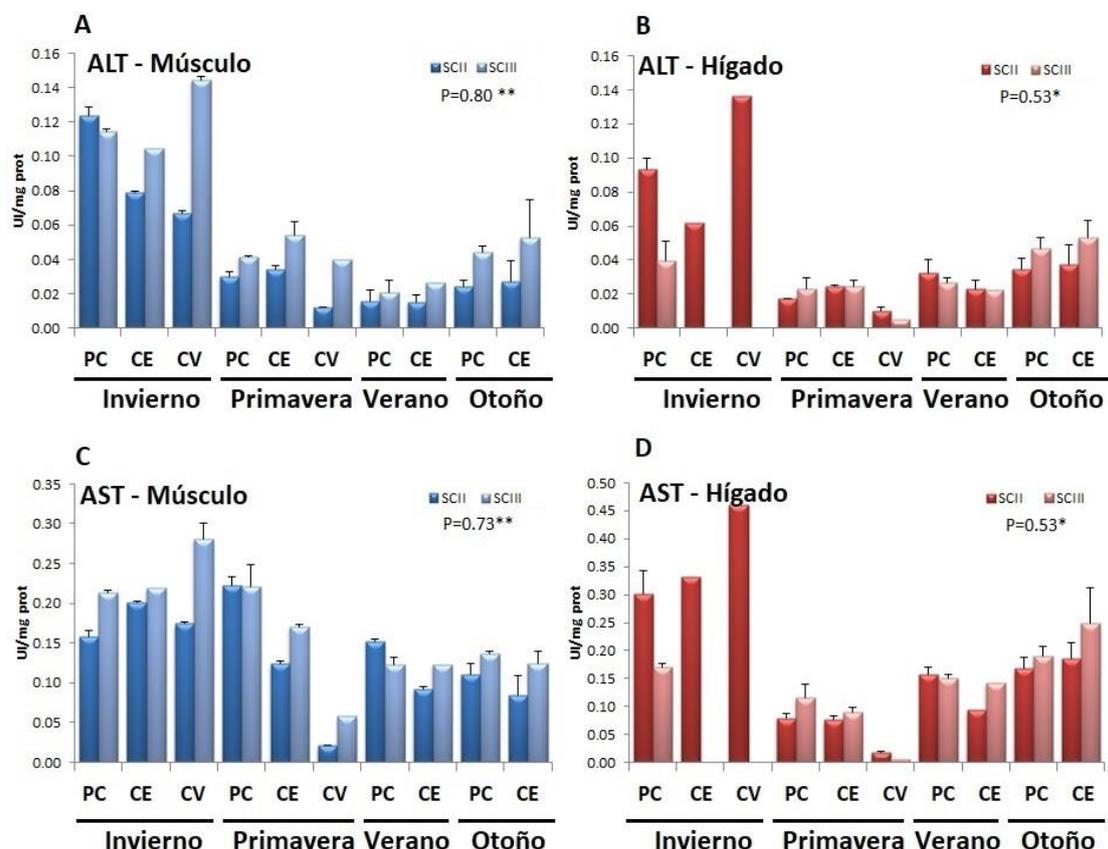


Figura II.5.4: Actividad enzimática de ALT (A y B) y de AST (C y D) en tejido muscular (A y C) y hepático (B y D) para la clase II (SCII) y la clase III (SCIII) de *Ramnogaster arcuata*. Se muestran los promedios \pm SEM y la correlación de Pearson (P) entre ambas clases de talla; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

En el tejido muscular, las actividades enzimáticas de ALT y AST mostraron una buena correlación entre SCII y SCIII ($P=0,80$ y $P=0,73$, respectivamente) sugiriendo un patrón equivalente para dichas enzimas en ambas clases de talla. En el tejido hepático, las actividades enzimáticas de ALT y AST mostraron una baja correlación entre ambas clases de talla ($P=0,53$ para cada enzima), lo que demuestra una activación diferencial de las enzimas hepáticas entre ejemplares juveniles y ejemplares adultos.

Debido a que ALT y AST participan del mismo proceso metabólico, para evaluar si hay un balance coordinado de estas enzimas en el metabolismo se realizaron análisis de correlación entre ellas para una misma clase de talla en cada tejido. Los resultados se muestran en la **Tabla II.5.3:**

Correlación de Pearson	SCII	SCIII
ALT/AST muscular	0,49**	0,73**
ALT/AST hepático	0,93**	0,86**

Tabla II.5.3: Correlación entre ALT y AST en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Pearson y su significancia estadística, ** $p < 0,01$.

Todas las correlaciones fueron significativamente positivas: mientras que en el tejido muscular se registró una correlación baja para SCII, para SCIII se registró una buena correlación ($P=0,49$ y $P=0,73$, respectivamente); en el tejido hepático se obtuvieron correlaciones fuertes entre ambas enzimas para una misma clase de talla ($P=0,93$ y $P=0,86$, respectivamente). Estos resultados demuestran una coordinación balanceada y en equilibrio de ambas enzimas tanto en tejido muscular como en tejido hepático en las muestras analizadas durante el monitoreo, demostrando un buen funcionamiento del metabolismo fisiológico de *R. arcuata* para los ejemplares analizados.

En ciertas condiciones de estrés el organismo tiende a activar mecanismos metabólicos que aumentan la disponibilidad de energía para satisfacer las demandas energéticas que estos procesos requieren. La gluconeogénesis en peces, con la consiguiente activación de las enzimas ALT/AST, tiene un rol fundamental en la obtención de energía a partir de precursores distintos a los hidratos de carbono (Banaee 2011, 2013). Para evaluar la posibilidad de un mecanismo gluconeogénico a partir de la degradación de proteínas en tejido muscular o hepático, se midieron los niveles proteicos en cada tejido como se muestra a continuación en la **Figura II.5.5**.

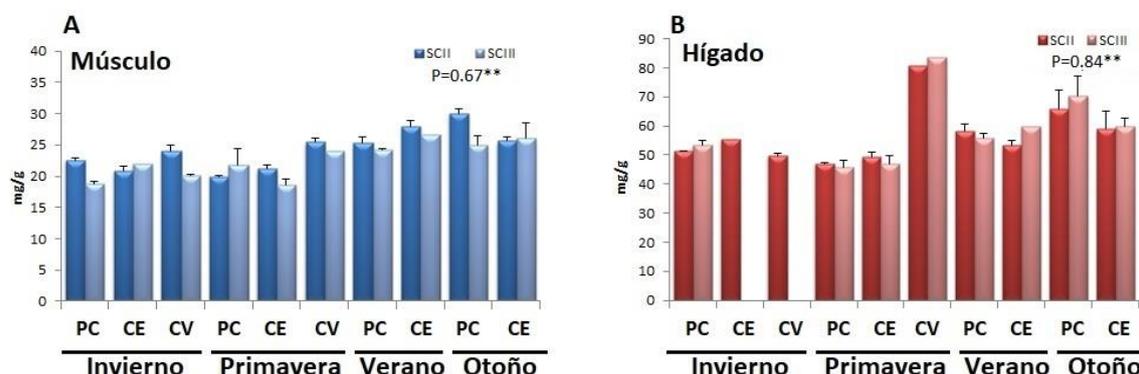


Figura II.5.5: Niveles proteicos en tejido muscular y hepático para clase II (SCII) y clase III (SCIII) de *Ramnogaster arcuata*. Se muestran los promedios \pm SEM y la correlación de Pearson (P) entre ambas clases para cada tejido, ** $p < 0,01$.

La correlación positiva y significativa entre la clase II y la clase III tanto en el tejido muscular ($P=0,67$) como en el tejido hepático ($P=0,84$) demuestra patrones similares en el perfil proteico en ambas clases para cada tejido.

Asimismo, se analizó la correlación entre los niveles de proteínas y la actividad de las enzimas ALT y AST en cada tejido, para cada clase de talla como se muestra en la **Tabla II.5.4**:

Correlación de Pearson		SCII	SCIII
Tejido muscular	ALT/prot	-0.42*	-0.53*
	AST/prot	-0.55**	-0.59**
Tejido hepático	ALT/prot	n.s.	n.s.
	AST/prot	n.s.	n.s.

Tabla II.5.4: Correlación entre ALT/AST y proteínas en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Pearson y su significancia estadística, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n.s.: no significativa.

En el tejido muscular se obtuvieron correlaciones negativas, aunque bajas, entre las enzimas y las proteínas tanto en la clase II ($P= -0,42$ y $-0,55$ para ALT y AST, respectivamente) como en la clase III ($P= -0,53$ y $-0,59$ para ALT y AST, respectivamente) de *R. arcuata*. Estos resultados podrían indicar

una relación, al menos parcial, entre el aumento de la actividad de las enzimas y la disminución de los niveles proteicos en el tejido muscular. En el tejido hepático no se observó ningún tipo de correlación entre las enzimas analizadas y los niveles proteicos para cada clase. En base a los resultados obtenidos, se podría decir que en los peces recolectados durante la campaña de invierno en los tres sitios de muestreo y durante la campaña de primavera en Puerto Cuatrerros y Canal del Embudo (donde se observaron las mayores actividades de ALT/AST y los menores niveles proteicos en tejido muscular) la demanda energética de los organismos fue mayor, y se compensó con la activación, al menos parcial, de procesos metabólicos gluconeogénicos a partir de la degradación proteica muscular.

La enzima Lactato deshidrogenasa (LDH) participa en la glucólisis anaerobia y además se activa cuando se requiere suministrar mayores cantidades de energía al metabolismo en condiciones de estrés ambiental, incluyendo los peces (Banaee, 2011; Osman *et al.*, 2010; Gabriel *et al.*, 2012). Además, se ha demostrado en peces que esta enzima puede ser inhibida por la exposición a ciertos contaminantes (Asztalos *et al.*, 1990; Gabriel *et al.*, 2012). Por ello se evaluó la actividad de LDH a fin de establecer posibles procesos de glucólisis anaerobia o inhibición. Los resultados obtenidos se muestran en la **Figura II.5.6**.

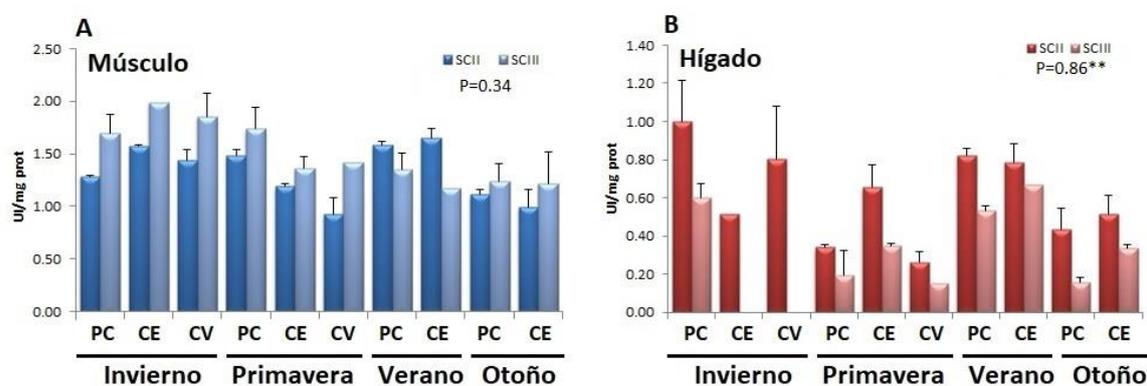


Figura II.5.6: Actividad enzimática de LDH en tejido muscular (A) y hepático (B) para clase II (SCII) y clase III (SCIII) de *Ramnogaster arcuata*. Se muestran los promedios \pm SEM y la correlación de Pearson (P) entre ambas clases para cada tejido; ** $p < 0,01$.

En el tejido muscular no se observó un patrón similar de la actividad de LDH entre las dos clases de talla, dado que no se evidenció una correlación estadísticamente significativa ($P=0,34$), sugiriendo que los mecanismos de glucólisis anaerobia muscular no fueron procesos que se activaron simultáneamente para ambas clases de talla. En cambio, para el tejido hepático se registró un patrón de activación de LDH equivalente entre la clase II y la clase III de *R. arcuata* dada la correlación positiva estadísticamente significativa que se encontró ($P=0,86$).

Se evaluó la correlación entre las enzimas ALT/AST y LDH, a fin de establecer la existencia de la activación simultánea de los diferentes mecanismos analizados (gluconeogénesis y glucólisis anaerobia) que aumentan la disponibilidad de energía en el organismo, como se muestra en la

Tabla II.5.5:

	Correlación de Pearson	SCII	SCIII
Tejido muscular	ALT/LDH	n.s.	0.66**
	AST/LDH	0.48*	0.64**
Tejido hepático	ALT/LDH	0.41*	n.s.
	AST/LDH	0.42*	n.s.

Tabla II.5.5: Correlación entre ALT/AST y LDH en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Pearson con su significancia estadística, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; n.s.: no significativa.

En el tejido muscular, excepto para ALT con LDH en la clase II, se observaron correlaciones positivas estadísticamente significativas entre las enzimas analizadas, demostrando una activación parcial y conjunta de los dos mecanismos analizados (gluconeogénesis y glucólisis anaerobia) para satisfacer las demandas energéticas del metabolismo en dicho tejido. En el tejido hepático, sólo en la clase II se observó una correlación, aunque baja, positiva y estadísticamente significativa, demostrando que la clase juvenil de *R. arcuata* sostuvo una demanda energética mayor en hígado que en la clase III, posiblemente relacionado con el hecho de que los organismos de la clase II

tienen un sistema de detoxificación hepática menos desarrollado en comparación con la clase III (Schlenk *et al.*, 2008).

II.5.4.3. Relación entre los Indicadores de Alerta Temprana y contaminantes en tejido muscular de *Ramnogaster arcuata*.

A continuación, se analizó la relación entre las concentraciones halladas de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (concentraciones totales), los compuestos organoclorados (concentraciones totales) y los metales (concentración total de cada elemento por separado) en el tejido muscular, con la peroxidación lipídica (TBARs) y las actividades enzimáticas analizadas (AST/ALT y LDH) en los distintos tejidos. Estos análisis sirven para explicar qué mecanismos metabólicos se llevaron a cabo en el organismo en relación a la presencia de dichos compuestos y de esta manera evalúan un posible mecanismo de toxicidad.

II.5.4.3.1. Relación con Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs)

Correlación de Spearman		SCII	SCIII
Tejido muscular	TBARs	n.s.	n.s.
	ALT	n.s.	n.s.
	AST	n.s.	n.s.
	LDH	n.s.	n.s.
Tejido hepático	TBARs	n.s.	n.s.
	ALT	n.s.	n.s.
	AST	n.s.	n.s.
	LDH	0.48*	0.54*

Tabla II.5.6: Correlación entre PAHs y TBARs, AST/ALT y LDH en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Spearman con su significancia estadística, * $p < 0,05$; n.s. no significativo.

Dado que no se evidenció ninguna correlación significativa entre las concentraciones totales de PAHs y los TBARs en ninguna de las clases analizadas, se puede inferir que probablemente los niveles hallados de estos compuestos en el tejido muscular de *R. arcuata* fueron metabolizados exitosamente al no producir peroxidación lipídica. La baja correlación positiva y estadísticamente significativa entre la sumatoria de los PAHs y la actividad de LDH hepática tanto en SCII como en SCIII podrían estar sugiriendo un aumento en el aporte de energía al organismo a través de la glucólisis anaerobia para satisfacer la demanda energética en la biotransformación de PAHs en tejido hepático.

II.5.4.3.2. Relación con Compuestos Organoclorados (OCs)

Correlación de Spearman		SCII	SCIII
Tejido muscular	TBARs	n.s.	n.s.
	ALT	n.s.	n.s.
	AST	n.s.	n.s.
	LDH	n.s.	n.s.
Tejido hepático	TBARs	n.s.	n.s.
	ALT	0.46*	0.54*
	AST	0.56*	0.72**
	LDH	n.s.	n.s.

Tabla II.5.7: Correlación entre OCs y TBARs, AST/ALT y LDH en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Spearman con su significancia estadística, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n.s. no significativo.

Como no se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones totales de OCs y la peroxidación lipídica (TBARs), ya sea en tejido muscular o en tejido hepático, se puede indicar que posiblemente las cantidades de pesticidas halladas en el tejido muscular de *R. arcuata* fueron metabolizadas sin provocar estrés oxidativo. Además, dadas las correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones totales de OCs y las enzimas hepáticas ALT/AST, se puede deducir que el metabolismo

gluconeogénico soportó, en parte, la demanda energética en la metabolización de estos compuestos en ambas clases de talla.

II.5.4.3.3. Relación con Metales

No se realizaron análisis de correlación entre los indicadores de alerta temprana y Cd o Pb, dado que en la mayoría de las muestras no se encontraron concentraciones detectables de los metales mencionados.

	SCII	SCIII
Zn	n.s.	n.s.
Cu	n.s.	n.s.
Fe	TBARs 0.55** muscular	TBARs 0.58** muscular
Cr	n.s.	n.s.
Ni	ALT muscular 0.64* ALT hepática 0.65* AST hepática 0.62*	ALT hepática 0.55*
Hg	n.s.	n.s.

Tabla II.5.8: Correlación entre los metales analizados y TBARs, AST/ALT y LDH en *R. arcuata* para cada clase de talla (SCII y SCIII) y tejido (muscular y hepático). Se muestran las correlaciones de Spearman con su significancia estadística, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n.s. no significativo.

En primer lugar, el Zn, el Cu, el Cr y el Hg no correlacionaron significativamente con ninguno de los indicadores de alerta analizados, demostrando que las concentraciones encontradas en el tejido muscular de estos metales en *R. arcuata* probablemente fueron metabolizados exitosamente y no tuvieron un efecto sobre la fisiología del organismo en el periodo de muestreo tanto en la clase II como en la clase III de la especie analizada. Por otro lado, sólo el Fe evidenció correlaciones positivas y significativas, aunque bajas, con la peroxidación lipídica (TBARs) en tejido muscular para ambas clases. Estos resultados podrían sugerir que cuando se

encontraron en el tejido muscular las mayores concentraciones de Fe, parte de éste pudo haber generado radicales libres, que no pudieron ser eliminados por los sistemas antioxidantes del organismo reaccionando con los lípidos de las membranas celulares. De hecho, la participación de los metales causando daño oxidativo es multifacética. Los metales activos redox como el Fe, el Cu y el Cr generan por un lado EROs a través del ciclo redox. Además el Fe (II) mediante la reacción de Fenton, puede oxidarse a Fe (III) y el anión superóxido y el peróxido de hidrógeno ser convertidos en radicales OH. El OH es el intermediario más activo que reacciona instantánea e indiscriminadamente con macromoléculas como los lípidos (Reed, 1995; Schlenk, 2001). El Fe es un metal muy abundante naturalmente y ninguna de las concentraciones halladas de este metal durante el presente monitoreo ya sea en su forma disuelta en el agua de mar o sedimento, superó los valores permitidos para exposición aguda o crónica. Asimismo, si bien en los últimos 30 años los niveles de Fe han presentado más fluctuaciones en su forma disuelta, en el sedimento del Estuario de Bahía Blanca se han mantenido estables dentro de los rangos esperados. Por lo que el impacto antrópico para este elemento probablemente sea de poca consideración para el Estuario de Bahía Blanca, y las correlaciones positivas encontradas del Fe con la peroxidación lipídica en tejido muscular de *R. arcuata* podrían inferirse a la sensibilidad de esta especie de pez a las variaciones de la concentración del metal en la forma disuelta. Como otros metales, el Fe es un elemento esencial requerido para muchas funciones fisiológicas, y su homeostasis está estrictamente regulada por diversos mecanismos en los organismos, incluyendo los peces (Sevcikova *et al.*, 2011). Dado que no existe en la literatura, ni en reportes científicos la concentración crítica de Fe para especies estuariales, sería de suma importancia establecer para *R. arcuata* qué concentraciones de este metal son las necesarias en el metabolismo, y a partir de qué concentraciones el Fe podría tener efectos tóxicos. Igualmente, considerando que la metodología utilizada en este monitoreo determina los niveles de Fe en su totalidad, se debería valorar cuál es la especie atómica y/o molecular de Fe (II, III, ligado a proteínas) que podría estar involucrada en los fenómenos de estrés oxidativo observados.

En cuanto al Ni, las correlaciones positivas encontradas con las enzimas ALT/AST, sugieren que, a un aumento en la concentración del metal en el tejido muscular, probablemente se le asocie un requerimiento de energía mayor que es aportado a través de los mecanismos gluconeogénicos del organismo. Se observaron mayores correlaciones positivas con las enzimas ALT/AST en la clase II que en la clase III, demostrando que los ejemplares juveniles de *R. arcuata* tuvieron un mayor requerimiento de energía para metabolizar el Ni que la clase adulta. Como se ha mencionado anteriormente, estas diferencias entre las clases analizadas, puede deberse a las desigualdades en los sistemas de detoxificación hepática establecidas por la edad.

II.5.6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Asztalos B., Nemcsók J.G., Benedeczy I., Gabriel R., Szabo A., Refaie O. J. (1990).** The effects of pesticides on some biochemical parameters of carp (*Cyprinus carpio L.*). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 19(2), 275-282.
- Banaee M., Sureda A., Mirvaghefi A.R., Ahmadi K. (2011).** Effects of diazinon on biochemical parameters of blood in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Pesticide biochemistry and physiology*, 99(1), 1-6.
- Banaee M., Sureda A., Mirvaghefi A.R., Ahmadi K. (2013).** Biochemical and histological changes in the liver tissue of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to sub-lethal concentrations of diazinon. *Fish physiology and biochemistry*, 39(3), 489-501.
- Banaee M., Sureda A., Zohiery F., Hagi B.N., Garanzini D.S. (2014).** Alterations in biochemical parameters of the freshwater fish, *Alburnus mossulensis*, exposed to sub-lethal concentrations of Fenpropathrin. *International Journal of Aquatic Biology*, 2, 58-68.
- Birnie-Gauvin K., Costantini D., Cooke S.J., Willmore W.G. (2017).** A comparative and evolutionary approach to oxidative stress in fish: a review. *Fish and Fisheries*, 18(5), 928-942.
- Cairns Jr J. (1982).** Biological Monitoring in Water Pollution, Cairns Jr. (Ed), Pergamon Press, N.Y., 7-11.

-
- Cairns Jr J., van der Schalie W.H. (1982).** Biological monitoring. I-Early warning systems. *Water Research*, 14, 1179 -96.
- Cazorla A.L., Sidorkewicj N. (2009).** Some biological parameters of Jenyns' sprat *Ramnogaster arcuata* (Pisces: Clupeidae) in south-western Atlantic waters. *Marine Biodiversity Records*, 2, e127.
- Lopez Cazorla A, Pettigrosso R, Tejera L, Camina R. (2011).** Diet and food selection by *Ramnogaster arcuata* (Osteichthyes, Clupeidae). *Journal of Fish Biology*, 78(7), 2052-2066.
- Chapman P.M., Riddle M.J. (2003).** Missing and needed: polar marine ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 927-8.
- Cheung C.C.C., Zheng G.J., Li A.M.Y., Richardson B.J., Lam P.K.S. (2001).** Relationships between tissue concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons and antioxidative responses of marine mussels, *Perna viridis*. *Aquatic toxicology*, 52(3-4), 189-203.
- Di Giulio R.T., Benson W.H., Sanders B.M., Van Veld P.A. (1995).** Biochemical mechanisms: metabolism, adaptation, and toxicity. *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2, 523-560.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W.** InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Duarte I.A., Reis-Santos P., França S., Cabral H., Fonseca V.F. (2017).** Biomarker responses to environmental contamination in estuaries: A comparative multi-taxa approach. *Aquatic toxicology*, 189, 31-41.
- Flammarion P., Devaux A., Nehls S., Migeon B., Noury P., Garric J. (2002).** Multi biomarker responses in fish from the Moselle River (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51,145-53.
- Gabriel U.U., Akinrotimi O.A., Ariweriokuma V.S. (2012).** Changes in metabolic enzymes activities in selected organs and tissue of *Clarias gariepinus* exposed to cypermethrin. *Journal of Environmental Engineering and Technology*, 1, 13-19.
- Halliwell B., Chirico S. (1993).** Lipid Peroxidation: Its Mechanism, Measurement and Significance. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 57, 715S-724S.
- Johnson-Restrepo B., Olivero-Verbel J., Lu S., Guette-Fernández J., Baldiris-Avila R., O'Byrne-Hoyos I., Aldous M.K., Addink R., Kannan K. (2008).** Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia. *Environmenal Pollution*, 151(3), 452-459.

-
- Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. (1951).** Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, 193(1), 265-275.
- Lushchak V.I., Bagnyukova T.V., Lushchak V., Storey J.M., Storey K.B. (2005).** Hypoxia and recovery perturb free radical processes and antioxidant potential in common carp (*Cyprinus carpio*) tissues. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 37(6), 1319-1330.
- Meador J.P., Stein J.E., Reichert W.L., Varanasi U. (1995).** Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. En *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 79-165). Editor: George W. Ware. Springer New York.
- Osman A.G., Abd-El-Baset M., AbuelFadl K.Y., GadEl-Rab A.G. (2010).** Enzymatic and histopathologic biomarkers as indicators of aquatic pollution in fishes. *Natural Science*, 2(11), 1302.
- Reed D.J. (1995).** Toxicity of oxygen. En: F. De Matteis y L.L. Smith (Eds.), *Molecular and Cellular Mechanisms of Toxicity*, pp. 35-68. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA.
- Samanta P., Pal S., Mukherjee A.K., Ghosh A.R. (2014).** Evaluation of metabolic enzymes in response to Excel Mera 71, a glyphosate-based herbicide, and recovery pattern in freshwater teleostean fishes. *BioMed Research International*. Volume 2014, Article ID 425159, 6 pages. Hindawi Publishing Corporation.
- Schlenk D., Benson W.H. (Eds.). (2003).** Target organ toxicity in marine and freshwater teleosts: Organs. CRC press. New York; 2001. p. 7-15.
- Schlenk D., Celander M., Gallagher E.P., George S., James M., Kullman, S.W., van den Hurk P., Willett K. (2008).** Biotransformation in fishes. Cap. 4, pp. 153-234. En: R.T. Di Giulio y D.E. Hinton, *The toxicology of fishes*, CRC Press.
- Sevcikova M., Modra H., Slaninova A., Svobodova Z. (2011).** Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. *Veterinarni Medicina*, 56(11), 537-546.
- Tkachenko H., Kurhaluk N., Grudniewska J. (2013).** Effects of chloramine-T exposure on oxidative stress biomarkers and liver biochemistry of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), brown trout, *Salmo trutta* (L.), and grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Archives of Polish Fisheries*, 21(1), 41-51.
- Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N.P. (2003).** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57-149.
- Van Waarde A., Henegouwen M.D.W.V.B. (1982).** Nitrogen metabolism in goldfish, *Carassius auratus* (L.). Pathway of aerobic and anaerobic glutamate oxidation in

goldfish liver and muscle mitochondria. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry*, 72(1), 133-136.

Zagarese H.E., Williamson C.E. (2001). The implications of solar UV radiation exposure for fish and fisheries. *Fish and Fisheries*, 2(3), 250-260.

Varanasi U., Stein J.E., Nishimoto M. (1989). Biotransformation and Disposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Fish. En: U. Varanasi (Ed.), *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. CRC Press, Boca Raton, Florida, Pp. 93-149.

Peces

SECCIÓN II.6.

Integración estado de salud de los peces evaluados.

Dres. Lopez Cazorla, Botté, Arias, Fernández Severini,
Ronda, Marcovecchio

En el presente capítulo se presentan las conclusiones de cada una de las secciones previamente desarrolladas respecto a los diferentes estudios y análisis llevados a cabo en las cuatro especies de peces seleccionadas saraquita (*Ramnogaster arcuata*), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), gatuzo (*Mustelus schmitti*) y pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), para el monitoreo durante el periodo 2017-2018, en el estuario de Bahía Blanca.

II.6.1. CONCLUSIONES: Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca

El número de ejemplares analizados en el presente monitoreo (N: 4252), fue adecuado y suficiente para dar cumplimiento a los objetivos propuestos.

La distribución de tallas de las cuatro especies de peces analizadas fue la esperada.

El factor de condición (K) de saraquita *Ramnogaster arcuata* en cada sitio de muestreo y estación del año fue estimado por primera vez. Los menores valores se registraron, en todos los sitios de muestreo, durante el invierno y otoño, y los mayores durante la primavera y verano. De la comparación general de K entre sitios no se observa una clara tendencia ya que en oportunidades la condición fue mayor en Canal del Embudo y en otras fue menor que en Puerto Cuatros. La proporción por sexo observada durante el presente monitoreo coincide con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicj (2009) donde la relación hallada fue 1:3,2. La comparación del IGS promedio, con los sexos agrupados, entre las dos estaciones del año evidenció un mayor valor en invierno (IGS x: 4,25) que en otoño (IGS x: 1,18) ($p=0,0002$). Los ejemplares muestreados en invierno presentaron un índice gonadosomático más elevado que lo observado durante el otoño. Estos resultados coinciden con la época reproductiva de esta especie dentro del estuario. La diferencia de IGS entre las dos estaciones del año se corresponde con el principal período reproductivo que ocurre hacia fines del invierno. Estos valores coinciden con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicj (2009), quienes mencionan que el

incremento del IGS se inicia a partir de abril (otoño) y llega al valor máximo en agosto y septiembre (fines de invierno).

El hábito alimenticio que presentó *Ramnogaster arcuata* durante el presente monitoreo difiere del hallado por Lopez Cazorla *et al.* (2011), quienes mencionan a los copépodos *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*, y al misidáceo *Arthromysis magellanica* como los ítem presa de mayor importancia relativa. Esta diferencia se basa en la disminución de la abundancia de *Eurytemora americana* en el ambiente registrada durante el presente monitoreo. La disminución de este copépodo ya fue registrada por Berasategui *et al.* (2018) quienes la relacionan con el incremento de la temperatura del agua durante el invierno, así como también a cambios en la composición del microplancton, el cual forma parte de la dieta de la mencionada especie (Guinder *et al.*, 2016 y López Abate, 2016).

La comparación de la talla media de la población corvina rubia *Micropogonias furnieri* entre las dos estaciones del año evidenció que los ejemplares capturados en otoño de 2018 presentaron mayor longitud media (137,67 mm Lt) que los capturados en invierno 2017 (71,92) ($p < 0,0001$). Esto puede deberse a que en agosto los juveniles de mayor talla abandonaron el estuario, quedando aún los ejemplares de menor talla hasta fines de septiembre. Este comportamiento migratorio que presentan los juveniles ya fue registrado en estudios anteriores (Lopez Cazorla, 1987; 2004 y Sardiña y Lopez Cazorla, 2005 a).

En invierno, la relación largo peso de corvina rubia no presentó diferencias significativas entre los sitios (ANCOVA, $p > 0,05$). El crecimiento fue alométrico positivo en Puerto Cuatros ($p < 0,0001$; N: 260) mientras que en Canal del Embudo el crecimiento fue isométrico ($p = 0,75$; N: 164) (**Figura II.1.18**). Esto significa que en Puerto Cuatros, los animales presentaron una condición mejor a la esperada y en Canal del Embudo, la relación largo peso fue la esperada para esta especie. La dieta registrada durante el presente monitoreo coinciden con lo mencionado por Lopez Cazorla (1987) para juveniles con tallas superiores a 50 mm, donde el ítem más frecuente fue poliquetos, y por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a) donde los juveniles con talla

entre 4,00 y 6,99 cm LT se alimentaron principalmente de misidáceos, *Neomysis americana* y *Arthromysis magellanica*, y de poliquetos.

La distribución de talla de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* fue la esperada. En otoño se observó el mismo patrón que en invierno, donde la talla media de la población en Canal del Embudo fue significativamente menor a la registrada en Puerto Cuatrerros ($p < 0,0001$). Esto puede deberse a que en la zona del Canal del Embudo, donde se fondean las redes, actúa como un área de menor velocidad de corriente de agua que la que se registra a la altura de Puerto Cuatrerros y ello favorece la residencia de ejemplares juveniles de menor talla.

La comparación estacional de la talla media de la población de pescadilla de red, evidenció que los ejemplares capturados en invierno de 2017 (91,67 mm Lt) presentaron una longitud significativamente mayor que los capturados en otoño de 2018 (75,21 mm Lt) ($p < 0,0001$). Si bien estadísticamente se observa diferencia significativa entre las tallas medias, biológicamente se interpreta que esta diferencia no es tal dado que si los muestreos se hubiesen realizado dentro de un mismo año, esta diferencia se explicaría por el crecimiento de los individuos de la población. Resultados semejantes al rango de talla de los juveniles y la variación de la talla media a lo largo del año se han mencionado en Lopez Cazorla (1987); Lopez Cazorla (1996, 2000), y en Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b).

Al realizar la comparación de la relación largo peso entre estaciones, invierno vs otoño, no se observó una diferencia significativas entre ellas ($p = 0,097$). Esto significa que en ambas estaciones y sitios de muestreo los animales presentaron una condición esperada para la especie.

La dieta, en el presente monitoreo coincide con lo mencionado por Lopez Cazorla (1996), en donde se halló que los juveniles de primer año de vida y con tallas superiores a 50 mm de Lt consumen principalmente camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. Sardiña y Lopez Cazorla (2005) también encontraron como principales presas de las pescadillas de entre 10 y 120 mm Lt a los misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, seguidos por *Peisos petrunkevitchi*, el copépodo *Labidocera fluviatilis*, y camarón *Artemesia*

longinaris. Durante el otoño, también se menciona que se alimentaron principalmente de camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. Los resultados obtenidos estacionalmente también coinciden con lo mencionado por Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) quienes señalan que durante el invierno, los juveniles de pescadilla de red se alimentaron principalmente de copépodo *Labidocera fluviatilis*, quetognato *Sagitta friderici*, misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana* y camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*.

La distribución de talla de gatuzo *Mustelus schmitti* durante las cuatro estaciones y en cada uno de los sitios fue la esperada. El número de ejemplares capturados fue muy bajo como para poder estimar valores medios de talla que representen a la población de esta especie en cada uno de los sitios y estaciones del año. Esto se debe, principalmente, a que los sitios donde se efectuaron los muestreos no son los adecuados para obtener una muestra representativa de la población de esta especie (Lopez Cazorla, 1987).

Con el objeto de poder comparar con próximos monitoreos se menciona que la talla media registrada, en el presente, por estación del año y sitio de muestreo fue ligeramente inferior en Canal del Embudo a las observadas en los otros dos sitios. A pesar de ello, la comparación estadística de la talla media entre sitios en cada una de las estaciones no presentó diferencias significativas ($p=0,28$; $p= 0,74$; $p= 0,55$; $p=0,098$ respectivamente). El análisis entre estaciones del año, si mostró diferencia significativa ($p<0,001$), resultando la talla media de primavera >invierno>otoño> verano. Esta variación estacional de la talla media de los juveniles, a lo largo del año, es la esperable dado que estos animales nacen en la zona externa y media del estuario hacia fines de primavera- inicio de verano. Por ello, es normal encontrar las menores tallas en verano. Estos juveniles permanecen dentro del estuario hasta fines de invierno-primavera, donde inician su comportamiento migratorio hacia aguas afuera del estuario, llamada zona El Rincón (Lopez Cazorla, 1987).

Todos los ítems presa que integraron la dieta de gatuzo durante el presente monitoreo coinciden con los mencionados para esta especie por Lopez Cazorla (1987) en el estuario de Bahía Blanca y por Molina y Lopez Cazorla (2011) en Bahía Anegada.

Abundancia del mesozooplancton

Teniendo en cuenta estudios previos en el estuario, en cuanto a la distribución temporal de *Acartia tonsa*, la misma presentó un comportamiento típico con un pulso planctónico que comienza en junio y se extiende hasta octubre (fines de invierno-primavera) (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer *et al.*, 1997; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Mianzan, 2004; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008a). Sin embargo, es importante mencionar que la abundancia de *Eurytemora americana* registrada en el presente monitoreo fue considerablemente más baja (21,73 individuos/m³) que en otras oportunidades. Por ejemplo Villagran (2013) registró un promedio de 1002,93 en el Canal del Embudo y en Puerto Cuatros 3029,04 (individuos/m³) al comienzo de la primavera de 2012. Este comportamiento en cuanto a la disminución de la abundancia es un fenómeno que viene siendo detectado en los últimos años y se cree que guarda relación directa principalmente con aumentos de temperatura del agua durante el período invernal y cambios en la composición del microplancton del cual se alimenta *Eurytemora americana* (Guinder *et al.*, 2016; López Abbate *et al.*, 2016; Berasategui *et al.*, 2017). Por lo tanto, si bien en el presente monitoreo los muestreos no fueron realizados en forma mensual, a modo de resumen y en líneas generales se puede concluir que el mesozooplancton presentó un comportamiento similar al de estudios realizados en los últimos años en cuanto a las abundancias y a los taxa encontrados (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008a; b; Fernández Severini, 2008; Villagran, 2013; Villagran, 2018). La excepción está dada por las abundancias de *Eurytemora americana*, las cuales como fuera explicado en párrafos anteriores, vienen presentando un descenso de abundancias en el último tiempo.

Selectividad de dieta por cada una de las especies de peces

En el presente monitoreo, la selectividad de presas de saraquita *Ramnogaster arcuata* presentó diferencias con la registrada durante el 2006 en

proximidades al puerto de Ing. White (Lopez Cazorla *et. al.*, 2011) en donde los ítems más seleccionados positivamente fueron *Artromysis magellanica* e *Idotea sp.* El copépodo *Eurytemora americana*, en el presente no fue consumido y en el 2006 fue preferido en primavera y evitado en invierno. Esta diferencia puede deberse a lo mencionado anteriormente, al describir la abundancia del zooplancton en el presente informe. *Acartia tonsa*, también presentó diferencias en la selectividad. A pesar de ser el ítem dominante en el ambiente en los dos períodos comparados, en el 2006 fue débilmente preferido durante el verano e invierno y tendió a ser evitado el resto del año, mostrando valores negativos de *E*. En el presente lo seleccionó débilmente únicamente en el verano, lo evitó en invierno y no lo consumió durante el resto del año.

Los resultados de selectividad de presa de juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* del presente monitoreo difieren moderadamente con los obtenidos en el 2000 en el Canal del Embudo por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a). En esa oportunidad, los misidáceos fueron positivamente seleccionados por los juveniles en el otoño. En el presente, este ítem presa fue positivamente seleccionado en Puerto Cuatros y negativamente en Canal del Embudo. La selectividad de *Labidocera fluvatilis* y de *Acartia tonsa* no presentó diferencias con estudios anteriores.

Los resultados de selectividad de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*, registrada en invierno y otoño, difieren con los obtenidos durante el 2000 por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b) donde en invierno, la única presa seleccionada positivamente fue *Labidocera fluvatilis* y en otoño, las presas seleccionadas positivamente fueron los misidáceos y moderadamente seleccionaron al ítem peces.

IMPORTANTE: En los muestreos realizados en Canal Vieja se obtuvieron en las redes de pesca una gran cantidad de bolsas plásticas.

II.6.2. CONCLUSIONES: Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton. Relación metales mesozooplancton-músculo de peces

Si bien en el presente monitoreo los muestreos no fueron realizados en forma mensual, a modo de resumen y en líneas generales se puede concluir que el mesozooplancton presentó un comportamiento similar al de estudios realizados en los últimos años en cuanto a las abundancias y a los taxa encontrados. La excepción está dada por las abundancias de *Eurytemora americana*, las cuales como fuera explicado en párrafos anteriores, vienen presentando un descenso de abundancias en el último tiempo. De esta manera es sumamente importante que se continúe con el estudio de la dinámica del plancton ya que como fuera explicado en la introducción de esta sección constituyen un eslabón clave en la dinámica de las cadenas tróficas acuáticas como alimento de organismos superiores de dicha cadena, así como también debido a su importante rol como bioindicadores y como piezas fundamentales en los ciclos biogeoquímicos.

Los niveles de metales pesados en músculo de peces, fueron significativamente menores en relación al mesozooplancton y por lo tanto este comportamiento también se vio reflejado en los factores de biomagnificación, los cuales siempre fueron negativos. Sin embargo, los peces incorporan al mesozooplancton como parte de su dieta y los metales provenientes del mesozooplancton pueden alojarse en otros órganos que no han sido analizados en el presente monitoreo. De esta manera es aconsejable que se tengan en cuenta otros órganos en los peces además del músculo.

II.6.3. CONCLUSIONES: Análisis de PAHs y organoclorados en peces

PAHs en peces

- El valor medio estuvo por debajo del valor medio del monitoreo inmediato anterior (diferencia altamente significativa), plasmando una tendencia decreciente en la presencia de PAHs para esta matriz biótica.

-
- No hay diferencias significativas entre los sitios de pesca estudiados y la concentración de residuos de PAHs en tejido de peces; así tampoco entre juveniles (Clase II y III) y Adultos.
 - La huella de PAHs en la especie Saraquita, la única especie que vive todo su ciclo de vida en el estuario, sigue el patrón hallado en sedimentos.
 - Considerando el consumo promedio del país, los niveles de riesgo de toxicidad por PAHs en el consumo se mantuvieron dentro de los niveles de seguridad para todas las especies durante todo el período.

Compuestos Organoclorados en Peces

- Los peces del EBB mostraron menores niveles y un patrón de compuestos distinto al de los sedimentos del EBB
- Los compuestos más abundantes fueron beta-endosulfan, 4-4'-DDE y su compuesto parental (4,4'-DDT), Dieldrin y el metabolito de Endrin.
- Saraquita fue la especie que presentó un mayor promedio de concentraciones de OCs en tejido.
- En comparación con los niveles hallados en sedimentos, es posible concluir que los compuestos organoclorados en sedimentos poseen una baja movilidad ascendente hacia la matriz biótica peces.
- Los niveles promedio de residuos de organoclorados en tejido blando de peces para el estuario de Bahía Blanca se hallaron un orden de magnitud por debajo de los niveles de acción de la US FDA y la UEC.
- Los resultados generales para el contenido organoclorados permiten sostener que el estuario no ha recibido aportes que lo coloquen en una situación crítica, por el contrario ambas matrices estudiadas (peces y sedimentos) se ubican en zona de seguridad.

II.6.4. CONCLUSIONES: Análisis de Metales en tejido muscular de peces

Durante el periodo de evaluación de los metales en tejido muscular de las 4 especies de peces se observan las siguientes tendencias:

- En saraqita solamente el Cr y el Pb dieron algún valor o bien un promedio por encima de valores estándar máximos permitidos en peces, correspondientes a ejemplares capturados en Canal del Embudo. En saraqita se registraron las mayores concentraciones promedios de Cu, Ni, Pb, Cr y Zn respecto a las otras tres especies.

- La corvina fue después de la saraqita la que mostró concentraciones más altas de Cu, Ni, Cr y Zn que pescadilla y gatuzo. Por otra parte Cd y Fe se encuentran más representados en la corvina, aunque en el caso del Fe con poca diferencia en comparación a la saraqita. En la corvina ninguno de los metales evaluados en ejemplares de los tres sitios de muestreo dió valores o promedios por encima de los máximos permitidos.

- En gatuzo es importante destacar que para el Hg no solamente algunos valores fueron superiores a lo máximos permitidos en ejemplares de Puerto Cuatros sino que además el valor medio para los individuos más pequeños (juveniles) estuvo muy próximo a 0,5. En promedio para todas las clases y sitios mostró el valor medio más elevado para Hg. No hay evidencias de que exista bioacumulación del metal en los organismos de mayor talla. También es significativo el valor de Pb obtenido en un pool de Clase I en Canal Vieja con una concentración muy alta de 10,96 $\mu\text{g/g}$, valor que supera ampliamente los estándares de calidad, tanto nacionales como internacionales.

- En la pescadilla ninguno de los metales evaluados en los pools de todas las clases y sitios superó el valor máximo permitido para consumo humano. Tomando los valores promedios de cada metal y comparando con las otras especies siempre fueron menores, a pesar de ello y del bajo valor debe destacarse respecto al Hg, metal que dio elevado en un pool de Clase III en CE (0,421 $\mu\text{g/g}$).

En base a todo lo expuesto puede mencionarse que la contaminación por metales en tejidos muscular de peces es baja. A pesar de ello se recomienda continuar con su monitoreo prestando especial atención a aquellas especies (ej. saraqita, gatuzo) que mostraron algunos valores por encima de los máximos permitidos a partir de estándares nacionales e internacionales, para el

consumo humano. Al igual que la corvina que mostró promedios superiores en varios metales respecto a la pescadilla y gatuza para toda el área de estudio.

II.6.5. CONCLUSIONES: Indicadores moleculares de alerta temprana en *Ramnogaster arcuata*

En este monitoreo, por primera vez, hemos medido los niveles de distintos indicadores de alerta temprana en diferentes tejidos de *R. arcuata* y los hemos relacionado con la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados y metales en el tejido muscular.

Los niveles de peroxidación lipídica en tejido muscular y hepático mostraron variaciones a lo largo del monitoreo, sugiriendo una exposición del organismo a diferentes condiciones ambientales. No obstante, se evidenció una activación coordinada y balanceada de las enzimas ALT/AST y LDH, demostrando un buen funcionamiento del organismo de *R. arcuata* para llevar adelante los procesos metabólicos de suministro de energía, como la gluconeogénesis y la glucólisis anaeróbica, necesarios para promover los procesos de detoxificación.

Las correlaciones entre la peroxidación lipídica y las enzimas metabólicas analizadas con los xenobióticos, demuestran que las concentraciones halladas de hidrocarburos aromáticos policíclicos, los pesticidas organoclorados y los metales en *R. arcuata* no afectaron la fisiología del organismo y fueron metabolizados exitosamente. Con respecto al Fe, la concentración de éste presentó una baja correlación con la peroxidación lipídica en tejido muscular. Dadas las bajas concentraciones que este metal presentó a largo del monitoreo (ya sea en sedimento, disuelto o en tejido muscular de los peces), se puede suponer que *R. arcuata* es sensible a ciertos niveles de Fe disuelto y se debería establecer cuál es la especie atómica y/o molecular y a partir de qué concentración posee efectos tóxicos.

CAPÍTULO III

Estudios bacteriológicos realizados en aguas y sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

Coordinadoras: Dras. Mónica BALDINI y
María Amelia CUBITTO

III.1. OBJETIVO

El presente informe tiene como objetivo presentar la distribución espacial de distintos grupos de bacterias utilizadas como indicadores de contaminación antrópica, en aguas y sedimentos de seis sitios del estuario de Bahía Blanca, en las cuatro campañas realizadas entre agosto de 2017 y mayo de 2018.

III.2. INTRODUCCIÓN

Por muchos años la búsqueda de microorganismos indicadores de calidad ambiental en el medio marino se centró en los indicadores de contaminación fecal, dado el uso masivo del agua de zonas costeras para actividades turísticas y pesqueras y los riesgos que implica la presencia de bacterias patógenas para la salud humana. Estos organismos indicadores forman parte de la microbiota normal del intestino humano y de animales homeotermos, por lo que su detección en aguas marinas o potables indica contaminación con materia fecal y por tanto, condiciones riesgosas para la salud de la población que hace uso de ellas. Sin embargo, estas bacterias pueden estar ausentes en el medio marino y la calidad ambiental del lugar encontrarse deteriorada por exceso de materia orgánica o falta de suficiente oxígeno disuelto, por lo cual incluir el estudio de otros grupos bacterianos resulta un indicador importante de la calidad ambiental y del estado trófico del agua.

Por su abundancia en ambientes estuarinos y por su actividad degradativa sobre la materia orgánica, las **bacterias heterótrofas** también pueden ser utilizadas como indicadores de la sanidad ambiental. Éstas, utilizan el carbono orgánico como fuente de energía, cumpliendo un papel importante dentro de los procesos de reciclaje y transferencia de nutrientes en el ecosistema (Atlas y Bartha, 2002). Tanto en la columna de agua como en el sedimento, las bacterias heterótrofas son las principales descomponedoras y remineralizadoras de materia orgánica. Este proceso constituye la clave del mecanismo de **autodepuración** de los ecosistemas.

Asimismo, a través del *loop* microbiano (Azam *et al.*, 1983), la producción de biomasa bacteriana representa un nexo importante entre materia orgánica disuelta (MOD) y los siguientes niveles tróficos.

Al estuario de Bahía Blanca llegan afluentes como el río Sauce Chico y el Arroyo Napostá Grande. El Canal Maldonado y el Saladillo de García son afluentes menores cuya contribución sólo es significativa durante periodos de elevadas precipitaciones (Streitenberger y Baldini, 2016). Todos ellos, en mayor o menor medida, generan aporte de agua dulce y bacterias provenientes de estas fuentes (**bacterias heterótrofas de origen terrestre BHT**), además de encontrarse las bacterias propias del estuario (**bacterias heterótrofas de origen marino, BHM**), las que por haber evolucionado en esos sistemas están especialmente adaptadas a la salinidad (Rappé *et al.*, 2000). Es así que el destino de la MOD en los sistemas acuáticos está íntimamente ligado a los microorganismos, quienes son capaces de llevar a cabo una amplia variedad de procesos. Cottrell y Kirchman (2000) mostraron que las funciones metabólicas difieren entre distintos grupos filogenéticos, los que pueden estar especializados en la degradación de ciertos compuestos orgánicos.

En aguas costeras influenciadas por el aporte de materia orgánica procedente del arrastre de los ríos, la vegetación costera, el volcado de efluentes cloacales y agro-industriales, como es el caso del estuario de Bahía Blanca, las bacterias heterótrofas son los organismos intermediarios obligados entre la MOD y los organismos de niveles tróficos superiores, aunque es poco probable que la interacción entre las bacterias heterótrofas y la cadena trófica obedezca a un esquema único y universal, ya que estas interacciones tienen lugar en un ambiente muy dinámico sujeto a cambios naturales y/o de origen antrópico.

Consecuentemente, cambios en el funcionamiento del sistema pueden estar asociados a cambios en la composición y dominancia de las comunidad bacterianas como respuesta a factores de estrés (Langenheder *et al.*, 2003).

Además de la materia orgánica, existen una serie de factores físicos y químicos que afectan no sólo el tamaño y la composición de las comunidades microbianas, sino también, la morfología y la fisiología de cada microorganismo

en particular, como son: la temperatura, el pH, el oxígeno, la presión y la luz, los compuestos presentes, entre otros. No todos los microorganismos pueden crecer y reproducirse bajo idénticas condiciones, cada uno tiene su intervalo de tolerancia a las diferentes variables en que puede crecer y reproducirse. Sin embargo, en la naturaleza las condiciones ambientales que predominan son el resultado de la interacción de muchos factores, lo que permite la coexistencia de diferentes comunidades al mismo tiempo y el predominio de un grupo u otro, de acuerdo a las condiciones que prevalezcan en cada momento.

Un caso particular, son las bacterias **degradadora de hidrocarburos o hidrocarburoclásticas** (BDH). Se trata de un grupo de microorganismos heterótrofos con capacidad de utilizar hidrocarburos de distinta complejidad como única fuente de carbono y energía. Estos microorganismos están involucrados en la mineralización de hidrocarburos contaminantes en el ambiente. Una amplia variedad de BDH son conocidas hasta la fecha y los mecanismos de degradación han sido ampliamente estudiados (Van Hamme *et al.*, 2003).

Las BDH forman parte de la microbiota de los ambientes naturales; sin embargo en aquellos que no reciben el aporte de hidrocarburos se encuentran en muy bajo número. La llegada de hidrocarburos al ambiente les brinda una ventaja adaptativa con respecto al resto de la microbiota, por lo cual su número se incrementa notablemente. En consecuencia, la abundancia de BDH es un indicador de contaminación en el ambiente circundante y alertan sobre la llegada de estos compuestos al sistema (Teira *et al.*, 2007; Hassan Shahian *et al.*, 2014).

Por lo antedicho, investigar las comunidades bacterianas del agua y del sedimento en la región costera permite conocer el estado de contaminación antrópica de la zona, antes que el impacto pueda evidenciarse en los organismos de niveles tróficos superiores.

III.3. MATERIALES Y METODOS

Zona de estudio y obtención de muestras:

Las muestras para este estudio se obtuvieron de los sitios indicados en el Mapa 1 como 1, 2, 3, 4, 5 y 6 (CLO, IW, cPG, M, 3^aC, PC) coincidentes con los de Química Marina). Se recolectaron muestras de aguas subsuperficial (30 cm de profundidad) y de sedimentos superficial. Los muestreos y preservación de las muestras se hicieron de acuerdo a lo indicado por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).



Mapa 1: Ubicación de las estaciones de muestreo en la zona interna del Estuario de Bahía Blanca.

En las muestras **sedimentos** se realizó el recuento de:

-Bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH) y *Escherichia coli*

En ambos casos los microorganismos se separaron físicamente de las partículas de sedimento por agitación (400 rpm) durante 10 min, en un agitador

rotatorio (New Brunswick Scientific). Se trató de lograr una buena remoción sin afectar la viabilidad de las bacterias.

El recuento de BDH se realizó por la técnica de Número Más Probable (NMP) descrita por Mills y colaboradores (1978) y adaptada para sedimentos marinos por Cabezalí y Cubitto (1990). El medio de cultivo empleado fue una solución salina con la siguiente composición (g/L): 24,5 NaCl, 5,14 MgCl, NaSO₄, 0,69 KCl, 0,01 FeSO₄, 0,1 NH₄NO₃, 0,1 K₂HPO₄, solución de micronutrientes y petróleo crudo como única fuente de carbono y energía. Se incluyeron controles sin petróleo inoculados con la primera dilución, a fin de considerar la turbidez ocasionada por la adición de nutrientes por el inóculo. Se utilizó una combinación de 3 tubos por dilución y se incubaron a 25°C durante 45 días. El NMP por gramo de sedimento seco se determinó utilizando las tablas de NMP de McCrady.

En el caso de la búsqueda de *E.coli* se realizó recuento en placa en medio selectivo diferencial agar Endo (Merck), con revivificación previa de 2 h a temperatura ambiente en Agar PlateCount (PCA, Merck) de acuerdo a Streitenberger y Baldini (2010; 2016). Tal estado fue extensamente estudiado a lo largo de los años y son numerosas las alternativas que se proponen para lograr la recuperación de las bacterias estresadas por las condiciones ambientales adversas, de modo de lograr su desarrollo en medios selectivos y no subestimar su número (McFeters *et al.*, 1986; Hayes y Low, 2009; Ibrahim, 2014; El-Liethy *et al.*, 2015). Finalmente, la incubación fue durante 48 h a 44,5 °C.

Diez gramos de sedimentos de cada muestra se secaron en estufa a 105°C, en cajas de aluminio hasta peso constante en una balanza de precisión (OHAUS-PA 153) y se calculó el contenido de agua.

Los resultados se informaron como Número más Probable de BDH por gramo de sedimento seco (NMP BDH.g⁻¹) y como UFC.g⁻¹ de peso seco en el caso de *E.coli*.

En las muestras de **agua** se realizó la cuantificación de:

-*Escherichia coli*: recuento en placa en el medio de cultivo agar Endo. Previa revivificación de las bacterias estresadas (IDEM a sedimentos). Finalmente, la incubación fue durante 48 h a 44,5 °C.

-Bacterias Heterótrofas de origen terrestre: recuento en placa en el medio de cultivo PCA (Merck). La incubación fue a 25 °C durante 72 h.

-Bacterias Heterótrofas de origen marino: recuento en placa en el medio de cultivo Marine 2216 (Difco). La incubación fue durante 72 h a 25 °C.

Análisis Estadísticos: Se realizaron Análisis de la Varianza Simple con los recuentos bacterianos transformados en log base 10. Para verificar las diferencias entre las medias de los recuentos bacterianos se usó el test de Diferencias Mínimas Significativas (DMS). Todos los resultados fueron considerados significativamente diferentes con $p < 0,05$ (InfoStat, Di Rienzo *et al.*, 2011).

III.4. RESULTADOS

En las **Figuras III.1 a III.4**, se presentan los resultados obtenidos a partir del análisis bacteriológico de las muestras de aguas y sedimentos.

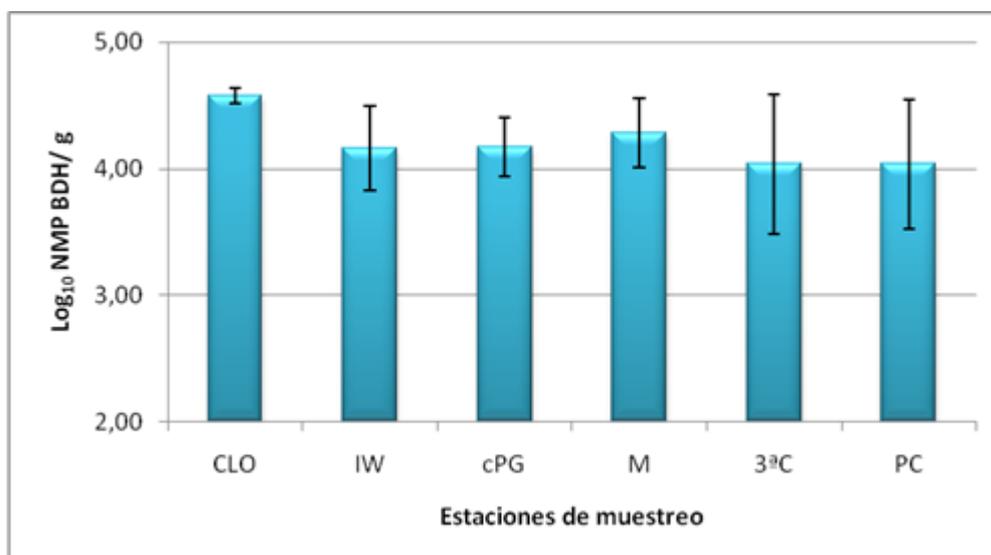


Figura III.1a. Valores medios de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH) en sedimentos. Los resultados son expresados como la medias del \log_{10} NMP BDH por gramo de sedimento seco \pm DS

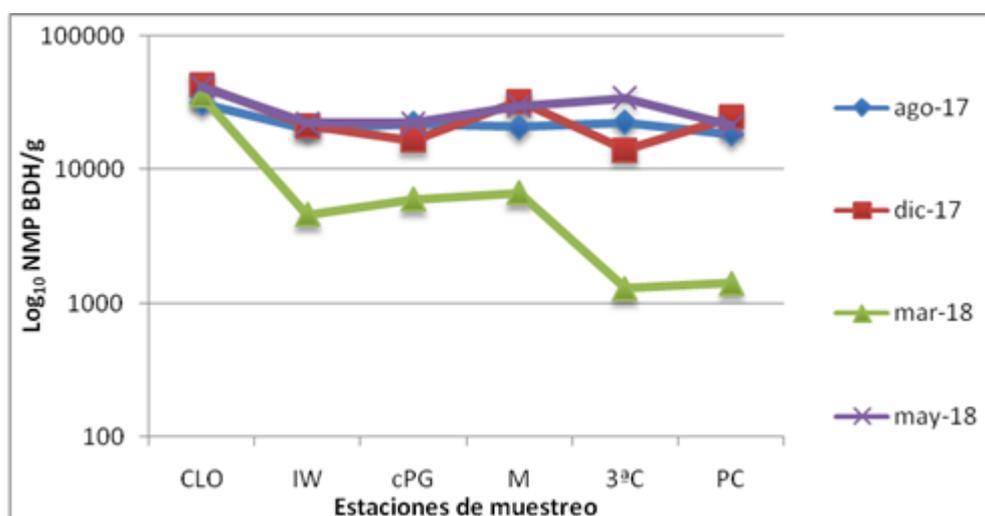


Figura III.1b. Número Más Probable de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco (NMP BDH/g), por muestreo.

En la **Figura III.1a** y **1b** se presentan los resultados de BDH obtenidos en las muestras de sedimentos. En todos los sitios y muestreos se determinó un número importante de BDH. No se observan diferencias significativas entre los sitios estudiados (**Figura III.1a**). Tampoco se detectaron diferencias entre los muestreos de agosto y diciembre de 2017, y mayo 2018. Sin embargo, en la

campana de marzo de 2018, en la mayoría de los sitios se obtuvieron valores menores, que en otras campanas, excepto en la estación CLO (**Figura III.1b**), alcanzando una diferencia significativa ($p < 0,05$) con los demás muestreos.

Si bien estos resultados alertan sobre la existencia de vuelcos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos, no se observa un incremento promedio de los recuentos de BDH con respecto a estudios anteriores. En el sitio CLO, situada en cercanía de la 1^o Cuenca (descarga cloacal) mostró la menor variabilidad en los mismos, indicando la continuidad y el impacto de los vuelcos sin tratamiento.

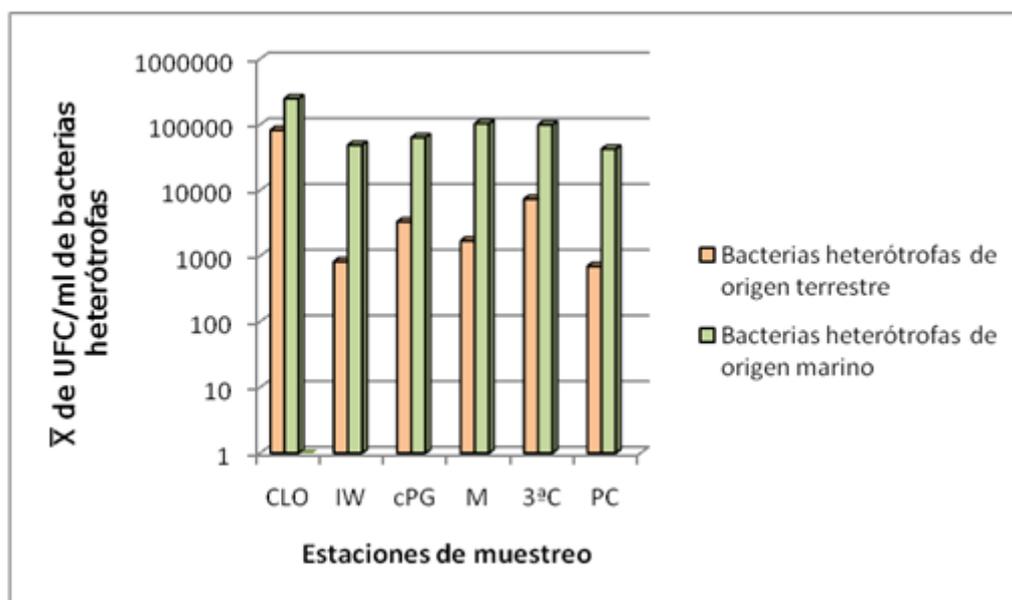


Figura III.2: Distribución espacial de las poblaciones de bacterias heterótrofas, marinas y terrestres. Las flechas rojas indican las desembocaduras de las cloacas.

En la **Figura III.2**, se evidencia el aporte de materia orgánica y bacterias que se realiza a través de las cloacas (Est CLO y 3ªC) y el consiguiente aumento de las poblaciones heterotróficas que desarrollan a expensas de la misma. El ANOVA simple halló diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) de los recuentos de BHT, entre las estaciones de muestreo. A escala espacial, las mayores concentraciones de BHT se encontraron en las aguas de la estación CLO situada en cercanía de la 1^o Cuenca. En esta se registraron recuentos que superaron hasta en dos órdenes de magnitud al resto de los sitios

muestreados. El DMS (Test de Fisher) puso en evidencia que dicha estación (CLO) y la 3°C difieren del resto ($p < 0,05$). Cabe recordar que ambos sitios se ven afectados por el volcado de líquidos cloacales.

En el caso de las BHM, el ANOVA simple encontró diferencias significativas en los recuentos entre las estaciones de muestreo ($p < 0,05$). El DMS nuevamente diferencia la estación CLO del resto. Si bien las BHM son autóctonas, adaptadas al ambiente marino y se encuentran homogéneamente distribuidas en la zona de estudio, también responden al incremento de MOD disponible, con un aumento en la densidad poblacional.

La extensión de la contaminación fecal en aguas de la zona interna del estuario se presenta en la **Figura III.3**. Queda claramente demostrado el efecto de los volcados cloacales. Cabe destacar el incremento, en promedio, de los recuentos de *E.coli* registrado en la estación M. En el presente Monitoreo aumentaron un orden de magnitud en relación al 2015-16, donde fueron de $\bar{X}: 1.10^3 \text{ UFC.100 ml}^{-1}$. Algo similar ocurrió en los sitios 3°C y PC. Esto puede estar relacionado con los problemas operativos que ha tenido en numerosas oportunidades la Planta de Tratamiento de la Tercera Cuenca, sumado a los volcados clandestinos que se han registrado en estudios previos, en el Canal derivador Maldonado (Streitenberger y Baldini, 2016). Todo esto influye en el deterioro de la calidad del agua de las estaciones más internas.

Asegurar el buen funcionamiento de la Planta de tratamiento de líquidos cloacales, es de crucial importancia ya que se encuentra ubicada en una zona del estuario particularmente vulnerable y con una notable tendencia a la acumulación de contaminantes.

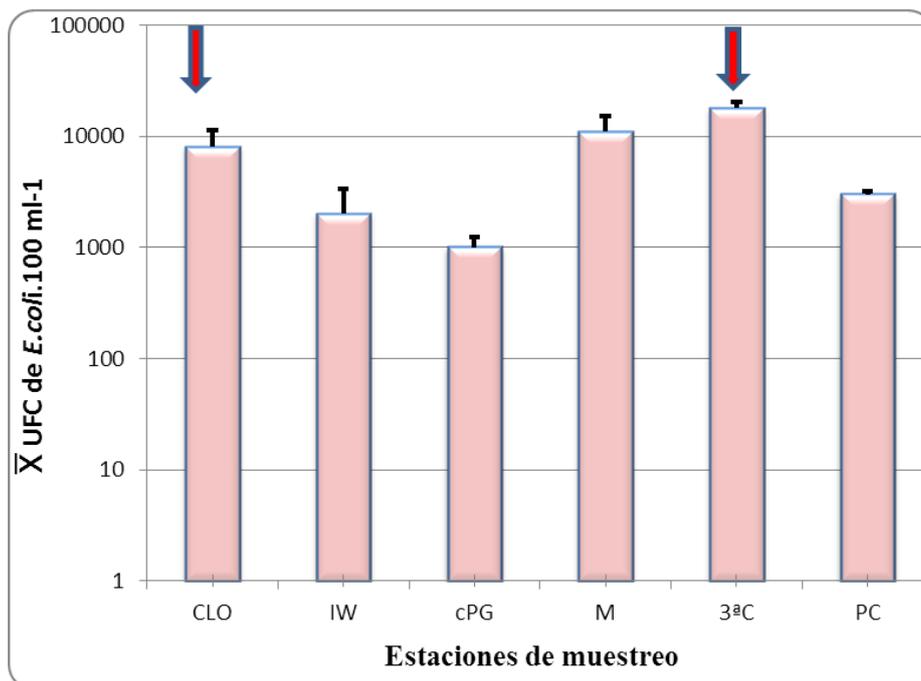


Figura III.3: Distribución espacial de *E. coli* en aguas de la zona interna del estuario. Se indican con flechas rojas los volcados cloacales. Se presentan las medias aritméticas de los recuentos \pm DS.

En este Monitoreo por primera vez los recuentos de *E. coli* en 3°C superan a los de la estación CLO (**Figura III.3**).

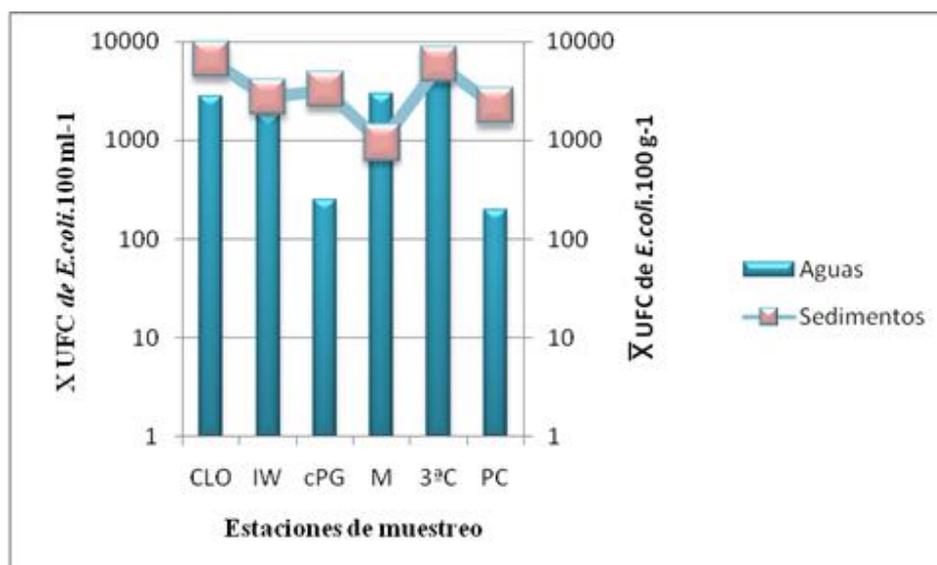


Figura III.4: Comparación de los recuentos de *E. coli* en aguas y sedimento de las estaciones de muestreo. Los recuentos en sedimentos se presentan por 100 g de sedimento seco para una mejor visualización.

Coincidente con la bibliografía internacional (Craig *et al.*, 2002; Obiri-Danso y Jones 2000, Thevenon *et al.*, 2012), las concentraciones de *E.coli* en los sedimentos de casi todas las estaciones, fueron significativamente superiores ($p < 0,05$) que en las aguas suprayacentes (**Figura III.4**). Esto podría deberse a la cantidad de materia orgánica que precipita y se acumula en los mismos, ofreciendo a las bacterias un ambiente apropiado para su supervivencia. Además del aporte de la vegetación y de los organismos bentónicos. En la estación M esta tendencia no se verificó, posiblemente a causa de los volcados recientes que se mencionaron anteriormente, que están perturbando la zona y ayudan a mantener un alto nivel de contaminación fecal en agua, sin haber aún acumulación en sedimentos (**Figura III.3**). También se podría deber a que la poca profundidad de la zona (promedio 4-5 m) y las corrientes de marea causan la resuspensión de las primeras capas del sedimento, lo cual enriquece de manera eventual la columna de agua con bacterias y materia orgánica. La habilidad de los sedimentos de actuar como reservorios de bacterias de origen fecal sugiere que éstos pueden proporcionar información más estable de largo término sobre la contaminación fecal en un sitio (Creig *et al.*, 2002).

La contaminación fecal ha sido y sigue siendo un peligro asociado con el uso de las aguas, ya que supone la incorporación de microorganismos patógenos procedentes de personas o animales, enfermos o portadores y la potencial transmisión a la población susceptible. Por ello el tratamiento de los efluentes cloacales previo a su volcado al estuario constituye una medida básica para preservar el cuerpo receptor y mantener un grado de salud adecuado en la población humana.

III.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (American Public Health Association). (2012):** Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd Ed. Washington, D.C. USA.
- Atlas R., Bartha R. (2002).** Ecología microbiana y ecología ambiental. En: Ecología microbiana y Microbiología Ambiental. Aspectos ecológicos en el control del biodeterioro y en la gestión de suelos, residuos y agua. 4ta. Ed. Addison y Wesley Editions, Madrid, España. Cap. 12 pp, 459-570.
- Azam F., Fenchel T., Field J.G., Gra J.S., Meyer-Rei L.A., Thingstad F. (1983).** The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. *Marine Ecology*, 10, 257-263.
- Cabezalí C.B., Cubitto M.A. (1990).** Detección bacteriológica de contaminación por petróleo en el estuario de Bahía Blanca. *Revista Argentina de Microbiología*, 22:167-174.
- Craig D.L., Fallowfield H.J., Cromar N.J. (2002).** Enumeration of faecal coliforms from recreational coastal sites: evaluation of techniques for the separation of bacteria from sediments. *Journal of Applied Microbiology*, 93, 557–565.
- Cottrell M.T., Kirchman D.L. (2000).** Natural Assemblages of Marine Proteobacteria and Members of the Cytophaga-Flavobacter Cluster Consuming Low- and High-Molecular-Weight Dissolved Organic Matter. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 1692–1697.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2011).** Infostat software estadístico (en línea) [http:// www.infostat.com.ar](http://www.infostat.com.ar) 18/04/15
- El-Liethy M.A., Mohamed S.I., Hemdan B.A., Bkeer H.M., Taha M.A. et al. (2015).** Enhancement the recovery of chlorine stressed bacteria from water by using sodium pyruvate. *International Journal of Advanced Research*, 3, 1292 – 1298..
- Hassan Shahian M. (2014).** The effects of crude oil on marine microbial communities in sediments from the Persian Gulf and the Caspian Sea: A microcosm experiment. *International journal of Advanced Biological and Biomedical Research*, 2, 1-17.
- Hayes C.S., Low D. (2009).** Signals of growth regulation in bacteria. *Current Opinion in Microbiology*, 12, 667-673.
- Ibrahim S.M. (2014).** Biochemical study in improvement recovery of chlorine- stressed bacteria using modified media. Master Thesis, Faculty of Science, Fayoum University, Egypt.

-
- Khan J.A., Abbas S.H. (2011).** Isolation and characterization of micro-organism from oil contaminated sites. *Advances in Applied Science Research*, 2(3), 455-460.
- Langenheder S., Kisand V., Wikner J., Tranvik L.J. (2003).** Salinity as a structuring factor for the composition and performance of bacterioplankton degrading riverine DOC. *S Microbiology Ecology*, 45, 189-202.
- McFeters G.A., Kippen J.J., Lechevallier M.W. (1986).** Injured coliforms in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, 51, 1-5.
- Mills A.L., Breuil C., Colwell R.R. (1978).** Enumeration of petroleum degrading marine and estuarine microorganisms by the most probably number method. *Canadian Journal of Microbiology* 24, 552-557.
- Obiri-Danso K., Jones K. (2000).** Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in north west England. *Water Research*, 34, 519–527.
- Streitenberger M.E., Baldini M.D. (2010).** Deterioro de un área recreacional afectada por efectos del volcado de líquidos cloacales. *Revista Argentina de Microbiología*, 42, 307-31.
- Streitenberger M.E., Baldini M.D. (2016).** Aporte de los afluentes a la contaminación fecal del estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 32, 243-248.
- Teira E., Lekunberri I., Gasol J.M., Nieto-Cid M., Alvarez-Salgado X.A., et al. (2007).** Dynamics of the hydrocarbon-degrading *Cycloclasticus* bacteria during mesocosm-simulated oil spills. *Environmental Microbiology*, 9, 2551–2562.
- Thevenon F., Regier N., Benagli C., Tonolla M., Adatte T., Wildi W., Pote J. (2012).** Characterization of fecal indicator bacteria in sediments cores from the largest freshwater lake of Western Europe (Lake Geneva, Switzerland). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 50-56.
- Van Hamme J.D., Singh A., Ward O.P. (2003).** Recent advances in petroleum microbiology. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 67, 503–549.

CAPÍTULO IV

Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario.

Coordinadora: Dra. Sandra FIORI

Colaboradores: Dra. M. Amelia CUBITTO, Dra. Mónica
BALDINI; Dra. Sandra BOTTÉ, Dr. Andres ARIAS

IV. COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS

IV.1. INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica es reconocida en el ámbito científico y técnico como un elemento fundamental para entender el efecto de los cambios inducidos por las actividades humanas. El estuario de Bahía Blanca está conformado por un mosaico de ambientes cuya riqueza y singularidad lo posicionan como un área relevante para la conservación de la biodiversidad marino-costera a nivel nacional. Por otra parte, las actividades humanas que se desarrollan asociadas a este ambiente son extremadamente diversas (portuarias, industriales, emprendimientos urbanos, etc.) y sus interacciones son tan complejas que pueden provocar pérdidas en la biodiversidad local, convirtiéndose en un factor de riesgo para el ambiente. Los planes de gestión de este tipo de ecosistemas deben apoyarse sobre un inventario unificado y detallado de las especies y ambientes que albergan que permita valorar sus componentes, entender su funcionamiento y determinar las causas específicas de su degradación.

Las especies bentónicas, organismos que habitan o se encuentran asociados al fondo marino, debido a su hábito de vida sedentario, relativa longevidad y sensibilidad o tolerancia al estrés ambiental, tienen la capacidad de reflejar las anomalías y procesos de degradación tan frecuentes en los ambientes costeros, como ha sido demostrado en estudios desarrollados en diferentes partes del mundo (Borja *et al.*, 2000, 2009; Dauvin, 2007; Dean, 2008). Esto las convierte en buenos indicadores biológicos, mundialmente reconocidos, para detectar el efecto de las actividades humanas sobre los ecosistemas costeros.

IV.2. OBJETIVOS

- I. Elaborar el inventario de la comunidad de macro-invertebrados bentónicos del estuario de Bahía Blanca, entendido como una herramienta que a futuro permita, junto con el análisis integral de otros datos, tanto bio-ecológicos como físico-químicos, diagnosticar la calidad ambiental del estuario y ayudar a diagramar planes de gestión del área.

- II. Realizar un muestreo piloto de los canales que reciben el aporte directo de los efluentes industriales/domiciliarios (Canal Maldonado, Canal Galván y Canal Vieja).

- III. Interpretar integralmente los resultados obtenidos.

IV.3. MATERIALES Y METODOS

Inventario Zona Portuaria y Canal Principal de Navegación

Dada la multiplicidad de ambientes presentes en el estuario local se seleccionaron, para iniciar el inventario biológico de la comunidad bentónica, las zonas portuarias y el Canal Principal de Navegación. En los Puertos de Ingeniero White y Cuatrerros, se realizaron muestreos, en junio y noviembre de 2013 y en mayo de 2015. En el Canal Principal de Navegación se realizaron muestreos con draga y rastra en agosto y diciembre de 2013 y en abril de 2015 (**Figura IV.1, Tabla IV.1**). Los análisis de los datos de estos muestreos fueron presentados en los informes del Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca de 2014 y 2016 (IADO, 2014; IADO, 2016). En el presente informe se presenta compilada dicha información.

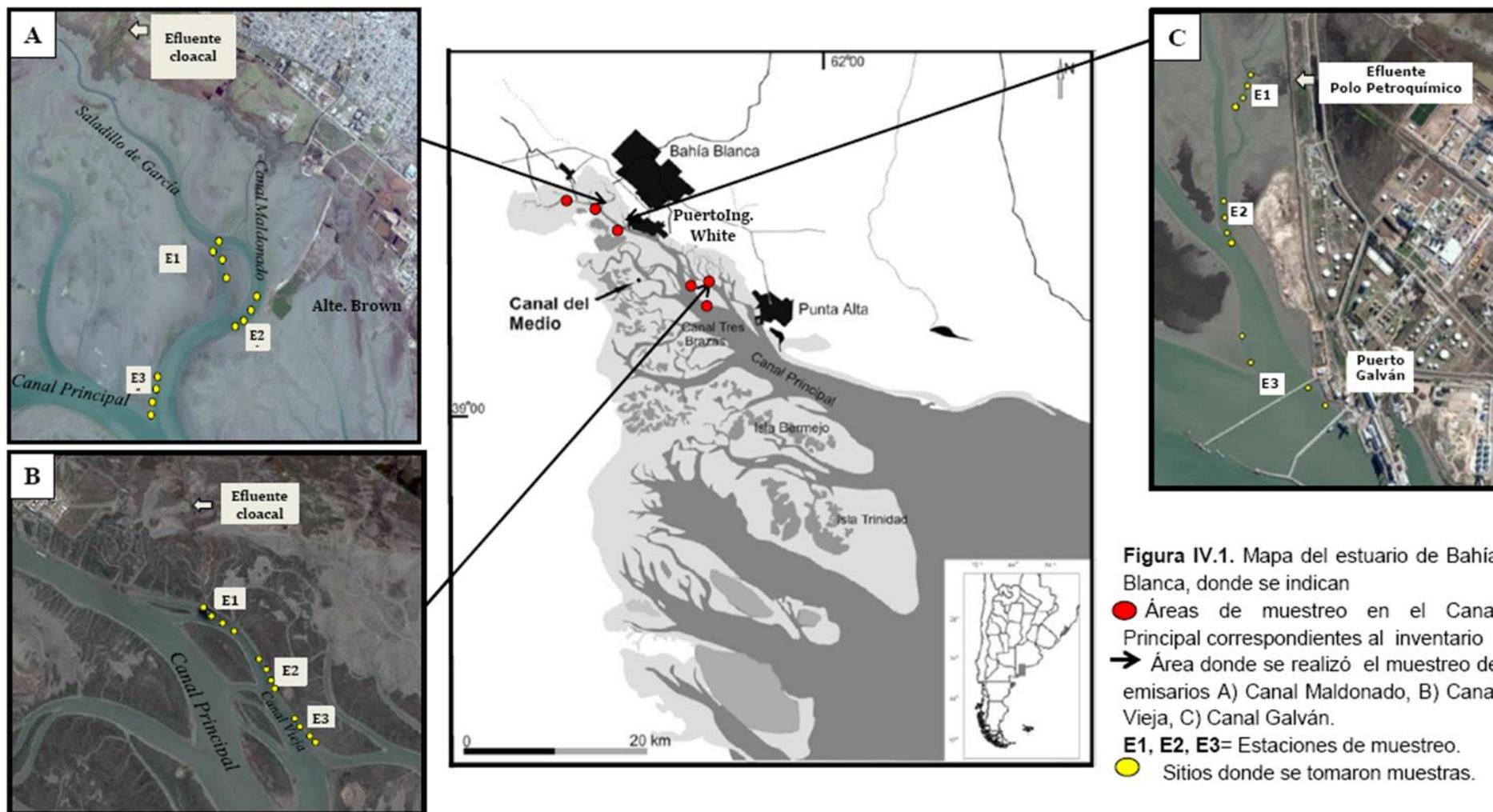


Figura IV.1. Mapa del estuario de Bahía Blanca, donde se indican
 ● Áreas de muestreo en el Canal Principal correspondientes al inventario
 → Área donde se realizó el muestreo de emisarios A) Canal Maldonado, B) Canal Vieja, C) Canal Galván.
 E1, E2, E3= Estaciones de muestreo.
 ● Sitios donde se tomaron muestras.

Tabla IV.1. Posición geográfica y denominación de las estaciones de muestreo ubicadas sobre el Canal Principal de Navegación en el estuario de Bahía Blanca.

Estación	Ubicación	Latitud sur	Longitud oeste
PC	Proximidades de Puerto Cuatros	38° 45´	62° 23´
M	Proximidades de afluencia del canal Maldonado	38° 45´	62° 20´
PG	Frente a Puerto Galván	38° 45´	62° 18´
CLO	Proximidades desagüe cloacal (veril sur)	38° 49´	62° 12´
BY	Entre boyas 28-29	38° 51´	62° 12´
VM	Frente a Villa del Mar	38° 52´	62° 11´

Muestreo piloto emisarios

Para el desarrollo del segundo objetivo propuesto, en diciembre de 2017 se realizaron dos campañas a bordo de la embarcación Buen Día Señor y una a bordo de la lancha IADO IV, ambas pertenecientes al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET), se utilizaron las dos embarcaciones debido a la diferencia de profundidad de los canales monitoreados. El 12/12/17 se realizó una campaña a lo largo del Canal Maldonado y el 14/12/17 la campaña exploratoria del Canal Vieja, ambos canales están afectados por las descargas de los efluentes domiciliarios de la Tercera y Primera Cuenca respectivamente. El 15/12/17 se realizó la campaña a lo largo del Canal Galván, el cual recibe el emisario del polo petroquímico.

Obtención de las muestras. A lo largo de cada canal se definió una transecta sobre la cual se realizaron tres estaciones de muestreo separadas 500 m entre sí (**Figura IV.2**). En cada estación se tomaron 4 muestras con Van Veen (área 0,1 m²), separadas 30 m entre sí, en un rango de 0,5-2 m de profundidad. El material de cada muestra fue pre-tamizado a bordo, con malla de 500 µm, el material retenido se dispuso en recipientes plásticos. Las muestras se fijaron en una solución de formaldehído al 4% (diluido en agua de mar) y se transportaron hasta

el laboratorio de Ecología Bentónica del IADO para su posterior procesamiento (Total de muestras 36). Además, en cada estación se tomó una muestra con rastra a fin de coleccionar sedimentos para realizar los análisis sedimentológicos y bacteriológicos, así como determinar el contenido de materia orgánica, metales y compuestos orgánicos persistentes presente en los sedimentos (Total de muestras 9). Además, se midieron *in situ* los parámetros físicos de la columna de agua superficial (temperatura, pH, turbidez y conductividad) y de los sedimentos (temperatura, potencial redox y pH) con sondas multiparamétricas. Debido a inconvenientes técnicos con el equipamiento, no se pudieron registrar los datos *in situ* para el Canal Galván.

Procesamiento de las muestras biológicas. Los organismos se clasificaron e identificaron al menor nivel taxonómico posible utilizando literatura específica (Alonso y Chiesa, 2014; Bernasconi, 1969; Bernasconi y D'Agostino, 1971, 1977; Banse y Hobson, 1974; Orensanz, 1976; Fauchald, 1977; Hobson y Banse, 1981; Boschi *et al.*, 1992; Castellanos, 1992), los taxa se cuantificaron en abundancia (individuos/m²) y biomasa. Para estimar la biomasa (g/m²) se tomó el peso húmedo de cada la muestra escurrida y de cada taxón con una balanza de precisión ($\pm 0,001$ g).

Procesamiento de las muestras de sedimentos. De cada estación se tomó una muestra de sedimentos con rastra que se fraccionó en 3 sub-muestras de 20 g, para realizar los siguientes análisis:

- I) Sedimentológicos: para obtener la composición granulometría de los sedimentos se utilizó un analizador laser de partículas (Malvern Mastersizer 2000). Además, la estimación del porcentaje de materia orgánica total de los sedimentos, secado en estufa a 60°C, se realizó por pérdida de peso por calcinación sometiéndolos a 500°C por 6 hs.
- II) Bacteriológicos: se cuantificaron dos tipos de bacterias indicadoras de contaminación antrópica, unas indicadoras de contaminación fecal

(*Escherichia coli*) y otras de petróleo crudo y sus derivados (bacterias degradadoras de hidrocarburos) (ver metodología Capítulo III)

III) Químicos: se determinaron las concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) y metales en sedimentos (ver metodología Capítulo V).

Análisis de los datos. La estructura y distribución espacial de las asociaciones biológicas se analizó aplicando índices específicos. la riqueza de especies se calculó con el índice de Margalef (d), una medida independiente al tamaño de la muestra, que se basa en la relación entre el número de especies en la muestra (S) y el número total de individuos observados (N). Los valores inferiores a dos son indicativos de ambiente con baja biodiversidad y los superiores a cinco de alta biodiversidad.

$$d = (S - 1) / \ln N$$

La diversidad, se analizó mediante la aplicación de los índices de Simpson y de Shannon-Wiener. El índice de dominancia de Simpson (λ) le da mayor peso a las especies abundantes subestimando las raras, por lo cual cuanto mayor es el índice menor es la diversidad.

$$\lambda = [\sum (ni/N)^2]$$

donde ni es el número de ejemplares por especie y N es el número total de individuos en la muestra. El índice de Shannon-Wiener (H') puede considerarse como una medida de la incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una muestra de S especies y N individuos. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde p_i es la proporción del número de individuos de la especie i con respecto a N . Para cuantificar el componente de equitabilidad de la diversidad se utilizó el índice de Pielou (J'), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de cero a uno, de forma que uno corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = H' / H'_{\max}$$

donde H' = índice de Shannon-Wiener y H'_{\max} es la diversidad máxima ($\ln S$) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas.

El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (n-MDS) fue utilizado para representar la comunidad analizada. Se utilizó una matriz de similitud construida con el índice de Bray-Curtis sobre los datos transformados mediante $\log_{10}(x+1)$, con el objetivo de aumentar la contribución de los taxones menos abundantes (Clarke y Warwick, 2001). Las abundancias de las especies fueron comparadas entre canales y entre estaciones dentro de cada canal. Las diferencias entre canales y estaciones fueron evaluadas con un análisis de similitud de una vía (ANOSIM), a un nivel de significación de $p < 0,05$ y un estadístico $R > 0,5$. El análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) fue utilizado para determinar los organismos que contribuyen en mayor medida a las diferencias observadas. El software estadístico utilizado fue PRIMER-E® 6 (Clarke y Gorley, 2006).

Para determinar el estado de perturbación de la comunidad bentónica se realizaron curvas ABC propuestas por Warwick (1986) que combinan en un solo gráfico las curvas de biomasa y abundancia acumuladas y se interpretan como se indica en la **Figura IV.2**. Además, se utilizó el índice "W", propuesto por (1990), que varía entre -1 y +1, ocurriendo resultados positivos cuando la curva de

biomasa se encuentra por encima de la de abundancia (menos perturbado), y vice-versa.

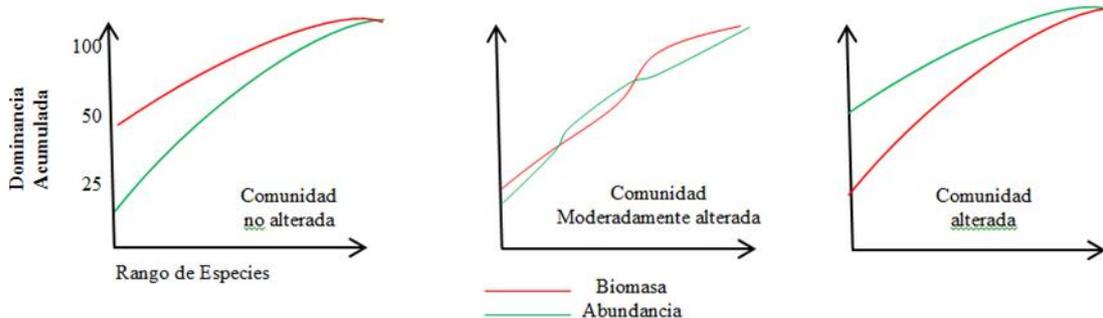


Figura IV.2. Clasificación del estado de perturbación de una comunidad bentónica, mediante las curvas ABC (Warwick 1986).

IV.4. RESULTADOS

Inventario Zona Portuaria

En el Puerto de Ingeniero White se contabilizaron un total de 9.288 individuos. El 52.73% de los organismos se colectaron en el nivel superior y el 47,26% en el nivel inferior. Se identificaron un total de 30 taxa, 12 de los cuales fueron encontrados solamente en el nivel inferior (9 poliquetos, 1 molusco, 1 sipuncúlido y 1 anémona). En Puerto Cuatros se contabilizaron 8.890 individuos. La abundancia total fue mayor en el nivel inferior, registrándose el 56% de los organismos en el nivel inferior y el 44% en el nivel superior. Se identificaron un total de 25 taxa, 12 de los cuales sólo fueron encontradas en el nivel inferior (8 poliquetos, 3 moluscos y 1 sipuncúlido) y solo 2 exclusivas del nivel superior (1 crustáceo y 1 molusco). En ambos niveles los crustáceos fueron el grupo más abundante (**Tabla IV.2**). Las comunidades bentónicas intermareales de las zonas portuarias, Puerto Cuatros e Ingeniero White, presentan baja diversidad y están dominadas por especies exóticas algunas de ellas en acelerada expansión como la Ostra del Pacífico.

Tabla IV. 2. Inventario de la comunidad bentónica del Puerto Ingeniero White y Puerto Cuatros (Referencia indet= especie no determinada).

PHYLUM	CLASE	TAXA	Puerto Cuatros	Puerto Ing. White
CNIDARIA	Anthozoa	<i>Anthozoa indet.</i>		X
		<i>Diadumene lineata</i>	X	X
MOLLUSCA	Bivalvia	<i>Magallana gigas</i>	X	X
		<i>Ostrea stentina</i>	X	X
		<i>Brachidontes rodriguezii</i>	X	X
		<i>Entodesma patagonicum</i>	X	X
		<i>Lyonsia alvarezii</i>	X	X
		<i>Sphenia fragilis</i>	X	
		Gastropoda	<i>Bostrycapulus aculeatus</i>	
ANNELIDA	Polychaeta	<i>Cirratulus cirratus</i>	X	X
		<i>Chone sp.</i>		X
		<i>Dodecaderia sp.</i>	X	X
		<i>Halosydnella australis</i>	X	X
		<i>Flabelligeridae indet.</i>		X
		<i>Lumbrinereidae indet.</i>	X	X
		<i>Nereididae indet.</i>	X	
		<i>Sabellidae indet.</i>	X	X
		<i>Phyllodocidae indet.</i>		X
		<i>Serpulidae indet.</i>	X	X
		<i>Spionidae indet.</i>	X	X
		<i>Syllis prolixa</i>	X	X
		<i>Terebellides totae</i>	X	X
		<i>Terebellidae indet.</i>		X
ARTHROPODA	Cirripedia	<i>Balanus glandula</i>	X	X
		<i>Amphibalanus amphitrite</i>	X	X
	Malacostraca	<i>Monocorophium insidiosum</i>	X	X
		<i>Hyalidae indet.</i>	X	X
		<i>Sphaeroma serratum</i>	X	X
		<i>Phoxocephalidae indet.</i>		X
		<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	X	X
NEMERTEA		<i>Nemertinea indet.</i>	X	X
SIPUNCULIDA		<i>Sipunculida indet.</i>	X	X

Inventario Canal Principal de Navegación

En el Canal Principal se inventariaron las comunidades submareales de fondos blandos, muestreándose con draga y rastras a una profundidad promedio de 6,60 m en 2013 (IADO, 2014) y 2,50 m en 2015 (IADO, 2016) en marea baja. Se cubrió una distancia aproximada de 18 km realizándose 6 estaciones de muestreo, 3 ubicadas en la zona interna del estuario (PC, M, PG) y 3 en la zona media (CV, BY, VM). La zona interna se caracteriza por la presencia de sedimentos más finos, con mayor proporción de limo, que la zona media que presenta un mayor porcentaje de arena.

Se contabilizaron 11.689 organismos en los muestreos realizados con rastras y 10.594 organismos colectados con dragas pertenecientes a 108 taxa. Los grandes grupos taxonómicos más representados son los poliquetos seguidos por los moluscos y los crustáceos a los que se suman los equinodermos en las estaciones con mayor porcentaje de arena (zona media).

En la **Tabla IV.3** se presenta el listado de taxa encontrados en cada estación de muestreo a continuación se presentan unas breves fichas técnicas de 20 de las 108 especies encontradas. Las fotografías que ilustran cada fichas pertenecen al Laboratorio de Ecología y Conservación de Especies Bentónicas del IADO-CONICET.

Tabla IV.3. Inventario de especies bentónicas colectadas en 2013 y 2015, en la zona submareal del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca. PC Puerto Cuatrerros, M Canal Maldonado, PG Puerto Galván, CLO Canal Vieja, By Boya26 VM Villa del Mar.

PHYLLUM	CLASE	TAXA	PC	M	PG	CLO	BY	VM
ANNELLIDA	Polychaeta	<i>Ampharetidae indet.</i>						X
		<i>Aphelochaeta sp.</i>	X	X	X	X	X	X
		<i>Aricidea sp.</i>		X	X	X	X	X
		<i>Axiotella sp.</i>				X	X	X
		<i>aff Chone sp.</i>				X	X	X
		<i>Dodecaceria sp.</i>						X
		<i>Dorvilleidae indet.</i>	X	X				
		<i>Eteone sp.</i>	X	X	X		X	
		<i>Flabelligeridae indet.</i>	X			X	X	X
		<i>Kimbergonuphis tenuis</i>		X	X		X	
		<i>Laeonereis acuta</i>					X	X
		<i>Leodamas verax</i>	X	X	X	X	X	X
		<i>Lepidonotinae indet.</i>	X	X	X		X	X
		<i>Lumbrineridae indet.</i>	X	X	X	X	X	X
		<i>Lumbrineris tetraura</i>		X	X		X	X
		<i>Nereididae indet.</i>	X	X	X	X	X	X
		<i>Onuphidae indet.</i>	X	X	X		X	X
		<i>Opheliidae indet.</i>	X					
		<i>Paraonidae indet.</i>	X	X			X	X
		<i>Pectinariidae indet.</i>					X	X
<i>Rectarcturidae indet.</i>	X	X			X	X		

Tabla IV.3 continuación

PHYLLUM	CLASE	TAXA	PC	M	PG	CLO	BY	VM	
ANELLIDA	Polychaeta	<i>Sabelaria nanella</i>						X	
		<i>Sabellidae indet.</i>	X	X	X	X	X		
		<i>Serpulidae indet.</i>		X	X				
		<i>Cirratulidae indet.</i>	X	X	X	X	X	X	
		<i>Pectinariidae indet.</i>		X		X	X		
		<i>Malacoceros sp</i>	X		X	X	X		
		<i>Polydora cornuta</i>	X	X	X	X			
		<i>Spionidae indet.</i>	X				X	X	
		<i>Eusyllinae indet.</i>	X		X	X	X	X	
		<i>Syllis sp.</i>	X	X	X	X	X	X	
		<i>aff. Thelepus sp.</i>	X				X		
		<i>Terebelides tottae</i>					X	X	X
		<i>Trichobranchidae indet.</i>	X	X		X	X	X	
		ARTHROPODA	Ostracoda	<i>Ostracoda indet.</i>	X	X	X	X	
Pycnogonida	<i>Anoplodactylus sp.</i>		X			X	X		
Malacostraca	<i>Ampithoe sp.</i>		X	X		X	X	X	
	<i>Anthuridae indet.</i>		X				X	X	
	<i>Amphipoda indet.</i>			X					
	<i>Caprella equilibra</i>		X	X					
	<i>Caridea indet.</i>					X	X	X	
	<i>Cirolanidae indet.</i>		X					X	
	<i>Corophiidae indet.</i>							X	
	<i>Cyrtograpsus affinis</i>			X		X		X	
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>		X	X	X	X	X	X	
	<i>Monocorophium insidiosum</i>		X	X	X	X	X	X	

Tabla IV.3 continuación

PHYLLUM	CLASE	TAXA	PC	M	PG	CLO	BY	VM
ARTHROPODA	Malacostraca	<i>Gammaridae indet.</i>	X		X	X		
		<i>Hyalidae indet.</i>		X			X	
		<i>Idotea sp.</i>				X		X
		<i>Synidotea marplatensis</i>				X		
		<i>Ischyroceridae indet.</i>				X	X	X
		<i>Arthromysis magellanica</i>			X	X		X
		<i>Neomysis americana</i>				X		X
		<i>Paguridae indet.</i>		X				X
		<i>Pagurus criniticornis</i>					X	X
		<i>Artemesia longinaris</i>						
		<i>Heterophoxus videns</i>		X	X	X	X	X
		<i>Anoplodactylus sp.</i>						
		<i>Pilumnus reticulatus</i>			X			
		<i>Pleoticus muelleri</i>						
		<i>Sphaeroma serratum</i>						X
		<i>Serolis eliptica</i>						
		<i>Tanaidacea indet.</i>		X				
BRYOZOA	Stenolaemata	<i>Crisia sp.</i>	X	X	X	X	X	X
	Gymnolaemata	<i>Anguinella palmata</i>					X	X
		<i>Bugulina stolonifera</i>	X	X				X
		<i>Conopeum sp.</i>			X			
		<i>Membranipora sp.</i>	X	X	X	X	X	X

Tabla IV.3 continuación

PHYLLUM	CLASE	TAXA	PC	M	PG	CLO	BY	VM
CNIDARIA	Hydrozoa	<i>Laomedea (Obelia) sp.</i>		X				
		<i>Amphisbetia operculata</i>		X	X	X	X	X
		<i>Symplectoscyphus sp.</i>	X					X
	Anthozoa	<i>Clytia sp.</i>				X		
		<i>Stylatula sp</i>					X	
		<i>Anthozoa indet.</i>	X	X				
MOLLUSCA	Bivalvia	<i>Adrana electa</i>						X
		<i>Barnea sp.</i>					X	
		<i>Brachidontes rodriguezii</i>	X	X	X			
		<i>Buccinanops deformis</i>	X					
		<i>Buccinanops globulosus</i>	X	X				
		<i>Carditamera plata</i>						X
		<i>Corbula patagonica</i>	X	X	X	X	X	X
		<i>Ennucula puelcha</i>				X	X	
		<i>Entodesma patagonicum</i>	X	X				
		<i>Glycera americana</i>	X			X	X	X
		<i>Glyceridae indet.</i>		X		X	X	X
		<i>Kellia suborbicularis</i>						
		<i>Lyonsia alvarezii</i>	X				X	
		<i>Malletia cumingi</i>	X			X		X
		<i>Nucula semiornata</i>	X	X		X		X
<i>Ostrea stentina</i>	X	X						
<i>Pitar rostratus</i>	X	X		X	X	X		

Tabla IV.3 continuación

PHYLLUM	CLASE	TAXA	PC	M	PG	CLO	BY	VM	
MOLLUSCA	Bivalvia	<i>Sphenia fragilis</i>	X	X		X	X		
		<i>Tagelus plebeius</i>							
		<i>Tellina petitiana</i>						X	
		<i>Transenpitar americana</i>						X	
	Gastropoda	<i>Bostrycapulus odites</i>	X	X				X	
		<i>Chaetopleura angulata</i>	X	X	X	X	X	X	X
		<i>Columbellidae indet.</i>	X		X	X	X	X	
		<i>Crepidula protea</i>						X	
		<i>Epitonium georgettinum</i>				X			
		<i>Gastropoda indet.</i>	X	X				X	X
		<i>Olivella puelcha</i>						X	X
		<i>Pleurobranchaea inconspicua</i>				X	X	X	
NEMATODA		<i>Nematoda indet.</i>	X	X	X	X	X	X	
NEMERTEA	Nemertea indet.	<i>Nemertea indet.</i>	X			X	X		
PLATYHELMINTHES		<i>Platyhelminthes indet.</i>	X		X	X	X	X	
ECHINODERMATA	Ophiuroidea	<i>Amphiura eugeniae</i>				X	X	X	

ESPECIES DEL INVENTARIO

POLIQUETOS

Phylum: Annelida
Clase: Polychaeta
Subclase: Sedentaria
Familia: Orbiniidae
Especie: *Leodamas verax*



La familia Orbiniidae está constituida por poliquetos excavadores de aguas someras y profundas. Se los encuentra en todas las latitudes y en numerosos ambientes. Son especies comunes en costas protegidas como estuarios y bahías de fondos areno-lodosos o con vegetación sumergida. Viven enterrados en los sedimentos blandos de tipo lodoso o arenoso sin hacer tubos. Son depositívoros. *L. verax* es una de las especies más abundantes en la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

POLIQUETOS

Phylum: Annelida
Clase: Polychaeta
Subclase: Errantia
Familia: Nereididae
Especie: *Laeonereis acuta*



Dentro de la Clase Polychaeta, la familia Nereididae es una de las más importantes dada su diversidad y abundancia en casi todos los sustratos marinos. Se caracteriza por vivir en la superficie de diferentes sustratos, alimentarse de otros invertebrados y de algas. Además, tienen gran importancia en estudios ambientales debido a que son excelentes indicadores del grado de conservación y/o contaminación en ecosistemas particulares, siendo de gran utilidad para programas de monitoreo ambiental.

Bibliografía Consultada

- Arteaga-Flórez C., Londoño-Mesa M.H. 2015. Neréididos (Nereididae, Polychaeta, Annelida) asociados a raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en islas San Andrés y Providencia, Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost 44 (1) 163-184.
- Cañete J.I., Leighton G.L., Soto E.H. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. Rev. Biol. Mar. Ocean., 35: 185-194
- Read G., Fauchald K. (Ed.) (2018). World Polychaeta database. *Scoloplos (Leodamas) verax* (Kinberg, 1866). Accessed at: <http://www.marinespecies.org/>
- Solís-Weiss et al. 2009. Capítulo 33: Orbiniidae Hartman, 1942. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América tropical. Parte II.

POLIQUETOS

Phylum: Annelida
 Clase: Polychaeta
 Subclase: Sedentaria
 Familia: Cirratulidae
 Especie: *Dodecaceria sp*



La Familia Cirratulidae está ampliamente distribuida en las zonas costeras. Viven tanto en sedimentos blandos como duros. En el estuario de Bahía Blanca se ha registrado en abundancia una especie del género *Dodecaceria* sp. asociada a los muelles de los puertos locales. Estudios biológicos realizados en las áreas orgánicamente enriquecidas de Mar del Plata han revelado la presencia de varias especies de cirratúlidos en relación a áreas moderadamente impactadas por efluentes domésticos.

POLIQUETOS

Phylum: Annelida
 Clase: Polychaeta
 Subclase: Sedentaria
 Familia: Spionidae
 Especie: *Malacoceros sp*



La familia Spionidae es una de las familias de poliquetos más abundantes y diversificadas de las áreas sublitorales. Se distribuye en todos los mares y océanos del mundo y muchas de sus especies se consideran cosmopolitas. Estos invertebrados probablemente han sido los organismos mejor estudiados de todas las familias de poliquetos, y por lo tanto es uno de los grupos mejor entendidos taxonómicamente. En el estuario local esta especie es abundante en los Canales Galán y Maldonado.

Bibliografía Consultada

- Blake, J.A. 1996. Family Cirratulidae Ryckholdt, 1851. pp. 263-384 in Blake, J.A., Hilbig, B. & Scott, P.H. (eds) The Annelida. Part 3 Polychaeta: Orbiniidae to Cossuridae.
- Elias R., Rivero M.S. 2009. First new *Dodecaceria* (Polychaeta: Cirratulidae) species from the SW Atlantic (38°S - 57°W, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(1): 131-136.
- Hernández-Alcántara et al. 1994. Los espionidos (Polychaeta: Spionidae) del Golfo de California y Golfo de Tehuantepec, México. *Rev. Biol. Trop.*, 42(3): 567-577.

DIENTES DE PERRO

Phylum: Arthropoda
 Clase: Hexanauplia
 Orden: Sessilia
 Familia: Balanidae
 Especies: ***Balanus glandula***



DIENTES DE PERRO

Phylum: Arthropoda
 Clase: Hexanauplia
 Orden: Sessilia
 Familia: Balanidae
 Especies: ***Amphibalanus amphitrite***



Los cirripedios, son especies cosmopolitas y/o invasoras que colonizan los sustratos duros naturales y artificiales de las zonas costeras de todo el mundo. En 1960, cirripedios pertenecientes al género *Balanus*, originarios del Pacífico nororiental, comenzaron a ser registrados en el puerto de Mar del Plata. En particular, *Balanus glandula* se ha establecido con éxito a lo largo de toda la costa rocosa y zonas portuarias del país entre los 32° y 47° S. En el estuario de Bahía Blanca, se han registrado tres especies de cirripedios *Amphibalanus amphitrite*, *B. venustus niveus* y *B. glandula*, todas han sido encontradas en el sector intermareal y submareal aledaño a los Puerto de Ingeniero White y Cuatreros. Las larvas de *B. glandula* comenzaron a detectarse en muestras de zooplancton colectadas a mediados de los '80s y se volvieron realmente abundantes a partir de 1990.

Bibliografía Consultada

- Bremec C., Martínez D., Elías R., 2004 "Asociaciones bentónicas de fondos duros y comunidades incrustantes", En: *Ecosistema del estuario de Bahía Blanca*. Piccolo, C. & Hoffmeyer, M. (Eds.). Argentina, Bahía Blanca, 171-178 pp.
- Elías R., Vallarino E.A., 2001 "The introduced barnacle *Balanus glandula* (Darwin) in the Mar del Plata port as a structuring species in the intertidal community", *Investigaciones Marinas Valparaíso*, 29,1, 37-46 pp.
- Fiori S.M., Bieczynski F. 2009. Cirripedios exóticos en el estuario de Bahía Blanca. Ambientes y recursos naturales del sudoeste bonaerense: Producción, contaminación y conservación. Actas V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. Bahía Blanca. ISBN: 978-987-655-021-5.421-432
- Roldán J.P., Bravo M.E., Carcedo M.C., Fiori S.M. 2014. Cambios en la diversidad de las comunidades macrobentónicas incrustantes del sector portuario de Bahía Blanca en los últimos 40 años. IX Encuentro Biólogos en Red. Mar del Plata (Buenos Aires).

CAMARÓN ESQUELETO

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Clase: Malacostraca
 Orden: Amphipoda
 Familia: Caprellidae
 Especie: ***Caprella equilibra***



Caprella equilibra tiene una distribución cosmopolita su rango incluye Estados Unidos, Argentina, Australia, Japón, Madagascar, Malasia, Nueva Zelanda, Filipinas, Sudáfrica, África Occidental, Europa Occidental y Venezuela (0- 3.000 m. de profundidad). *C. equilibra* Ha sido recolectada de numerosos sustratos naturales (fanerógamas marinas, algas, hidrozoos, esponjas, briozoos y tunicados coloniales) y artificiales (boyas). Se ha indicado que esta especie es tolerante a aguas contaminadas.

Bibliografía consultada

- Alonso G.M., Chiesa I.L. 2014 Phoxocephalidae.. En: S. Roig-Juñent, L.E. Claps y J.J. Morrone. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos, vol. 3.
- Alonso G.M. 2012. Amphipod crustaceans (Corophiidea and Gammaridea) associated with holdfasts of *Macrocystis pyrifera* from the Beagle Channel (Argentina) and additional records from the Southwestern Atlantic. *Journal of Natural History*, 46(29-30), 1799-1894.
- Costello M. 2018. Lowry J., ed. "*Caprella equilibra* Say, 1818". World Amphipoda database. World Register of Marine Species.
- Lowry J., De Broyer C. 2012. *Heterophoxus videns* K.H. Barnard, 1930. In: Lowry, J. (2012) World Amphipoda database. Geraadpleegd via: World Register of Marine Species.

ANFIPODO

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Clase: Malacostraca
 Orden: Amphipoda
 Familia: Phoxocephalidae
 Especie: ***Heterophoxus videns***



Heterophoxus videns se encuentra en Antártida, Chile, Argentina y Brasil, entre 2 y 500 m. *Heterophoxus videns* es una especie bentónica, viven la mayor parte del tiempo enterrados en sustratos blandos. Si bien tienen una dieta variada, son principalmente depredadores, alimentándose de animales presentes en la superficie del sedimento, como larvas, gusanos pequeños o jóvenes, otros crustáceos, esponjas y diatomeas. Su papel en las cadenas tróficas es muy importante, siendo fuente de alimento de macroinvertebrados y peces.

CANGREJO

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Clase: Malacostraca
 Orden: Decapoda
 Familia: Varunidae

Especie: *Cyrtograpsus altimanus*



El género *Cyrtograpsus*, constituye un género exclusivamente marino, el cual se encuentra representado por cuatro especies hasta la fecha endémicas para Sudamérica. Habitan ambientes costeros marinos y estuariales. Su distribución geográfica va desde Brasil, hasta la Patagonia Argentina

ISOPODO

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Clase: Malacostraca
 Orden: Isopoda
 Familia: Idoteidae

Especie: *Synidotea marplatensis*



Se distribuye desde Argentina hasta Brasil, hasta 10 m de profundidad. Abunda entre las algas verdes adheridas a las rocas, aunque se lo puede encontrar en diferentes tipos de sustrato, sobre otros organismos y objetos de plástico. Los machos presentan un tamaño promedio de 12 mm y son de mayor tamaño que las hembras y más angostos. Su coloración es amarillo parduzco con puntos oscuros disseminados en toda la superficie.

Bibliografía consultada

- Boschi E.E., Gavio M. 2005. On the distribution of decapod crustacean from the Magellan Biogeographic Province and the Antarctic region. *Sci. Mar.* 69, 195–200
- Boyko C.B., et al (Eds) (2008 onwards). World Marine, Freshwater and Terrestrial Isopod Crustaceans database. *Synidotea marplatensis* Giambiagi, 1922. Accessed through: World Register of Marine Species.
- de Loyola J., Melo S.G. 2008. Estrutura populacional, complementos descriptivos e nova ocorrência de *Synidotea marplatensis* no Estado do Paraná, Brasil. *Acta Biológica Paranaense*, 37.
- Giambiagi D. 1922. Cuatro nuevos isopodos de la Argentina. *Physis*. 5 (20): 230-244.
- Poore G.C.B. 1996. Species differentiation in *Synidotea* (Isopoda, Idoteidae) and recognition of introduced marine species: a reply to Chapman and Carlton. *Journal of Crustacean Biology*, 16 (2): 384- 394
- Schiariti A., Moyano S., Paz M., Giberto D.A., Mianzan H.W. 2012. Primer registro de la asociación entre *Lychnorhiza lucerna* (Scyphozoa, Rhizostomeae) y *Cyrtograpsus affinis* (Decapoda, Varunidae). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(4), 1090-1093.

ESTRELLA SERPIENTE

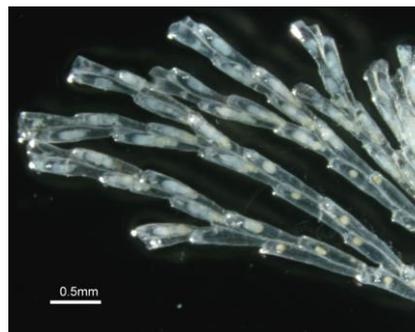
Phylum: Echinodermata
 Clase: Ophiuroidea
 Orden: Amphilepidida
 Familia: Amphiuridae
 Especie: ***Amphiura eugeniae***



Conocidas vulgarmente como “estrellas serpiente”, por la forma en la que mueven sus brazos o “estrellas quebradizas” debido a que sus brazos se rompen fácilmente como estrategia para escapar de los depredadores. *Amphiura eugeniae*, se asociada a arenas finas o fondos fangosos, se distribuye desde Buenos Aires hasta Tierra del Fuego (0-146 m de profundidad. Un informe sobre la dieta de peces comerciales argentinos encontró que *A. eugeniae* como parte de la dieta del pargo (*Umbrina canosa*).

BRIOZOOS

Phylum: Bryozoa
 Clase: Gymnolaemata
 Orden: Cheilostomatida
 Familia: Bugulidae
 Especie: ***Bugulina stolonifera***



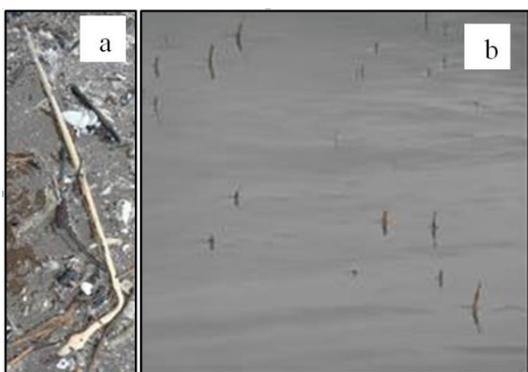
Los briozoos son invertebrados coloniales sésiles ampliamente distribuidos en todo tipo de ambientes marinos. Crecen sobre diversos sustratos, principalmente rocas, macroalgas e invertebrados. *Bugulina stolonifera* forma densas colonias de 30-40 mm de alto. Su rango nativo es desconocido y para nuestro país es considerada una especie exótica. La mayoría de los registros disponibles para *B. stolonifera* son de sustratos artificiales, crecen unidos a la madera, flotadores de muelle, pilotes de muelles y cascos de barcos. No se han reportado impactos para esta especie en todo su rango global.

Bibliografía consultada

- Bernasconi I., D'Agostino M.M., 1977. Ophiuroideos del mar epicontinental argentino. MACN Bernardino Rivadavia, Hidrobiología Tomo V, 5: 65-114.
<http://edicionesdigitales.info/imagenes/imagenes/ophioderma.html>
<https://invasions.si.edu/nemesis/calnemo/SpeciesSummary.jsp?TSN=156064>
 INIDEP, 2007. Dieta de seis especies de Sciaenidae en el Río de Plata y zona costera adyacente entre el 2001 y 2005. Informe Técnico nº 6: 19 páginas.
 Martínez S., 2008. Shallow water Asteroidea and Ophiuroidea of Uruguay: composition and biogeography Rev. Biol. Trop. 56 (3): 205-214.
 Souto V., Escolar M., Genzano G.N., Bremec C. 2011. Patrones de distribución de Equinodermos en el Atlántico Sudoccidental entre los 34° y 56° S. Resúmenes del 1^{er} Congreso Latinoamericano de Equinodermos, Puerto Madryn, Argentina.

CORAL DE BARRO o PLUMA de MAR

Phylum: Cnidaria
Clase: Anthozoa
Orden: Actinaria
Familia: Virgulariidae
Especie: *Stylatula sp*



ANÉMONA VERDE Y NARANJA

Phylum: Cnidaria
Clase: Anthozoa
Orden: Actinaria
Familia: Diadumenidae
Especie: *Diadumene lineata*



Las plumas de mar son organismos sésiles generalmente coloniales. Se distribuyen por todos los mares, encontrándose desde aguas someras hasta fondos abisales. *Stylatula sp* se distribuye en la zona intermareal y submareal somera del estuario de Bahía Blanca. En la imagen se puede observar **a)** un individuo encontrado luego de una sudestada en las playas de Monte Hermoso y **b)** una población de corales de barro en marea baja frente al Puerto de Ingeniero White.

Diadumene lineata es originaria del Pacífico Occidental (Japón y China). Ha sido introducida en muchos países a través del tráfico marítimo. Es una anemona de pequeño tamaño, que puede alcanzar 3 cm de alto. Su característica más sobresaliente es el bandeado vertical con rayas naranjas. Debido a su modo de reproducción, asexual y sexual, puede dispersarse rápidamente y colonizar nuevos ambientes. En el estuario de Bahía Blanca ha sido hallada en las zonas portuarias y en Villa del Mar. En la imagen se puede observar anémonas con tentáculos **a)** contraídos **b)** expandidos.

Bibliografía consultada

- Molina L.M., Valinas M.S., Pralongo P.D., Elias, Perillo G.M.E. . 2008. First record of the sea anemone *Diadumene lineata* (Verrill 1871) associated to *Spartina alterniflora* roots and stems, in marshes at the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Biological Invasions*, 11: 409–416.
- Roldán J.P. 2014. Comunidades macrobentónicas incrustantes del sector portuario del estuario de Bahía Blanca. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, UNS.

OSTRA DEL PACÍFICO

Phylum: Mollusca
Clase: Bivalvia
Orden: Ostreida
Familia: Ostreidae
Especie: ***Magallana gigas***



La ostra del Pacífico (antes *C. gigas*) es nativa de Japón, Corea, China y Rusia ha sido introducida en muchos ecosistemas costeros del mundo con fines de cultivo. El impacto de la ostra abarca aspectos sociales, económicos y ecológicos. Entre los ecológicos se pueden mencionar: alteración de la comunidad bentónica y planctónica, pérdida de productividad y daño en hábitats protegidos. Esta especie se reportó por primera vez en 2010 el estuario de Bahía Blanca, actualmente se encuentra en todos los fondos duros del estuario.

MEJILLÍN

Phylum: Mollusca
Clase: Bivalvia
Orden: Mytilida
Familia: Mytilidae
Especie: ***Brachidontes rodriguezii***



El rango de distribución del mejillín va desde el sur de Brasil hasta Río Negro en Argentina. En las últimas décadas, se han registrado cambios en la dominancia entre distintas especies de mitílidos, debido al ingreso de especies exóticas, como cirripedios y más recientemente la ostra del Pacífico. A nivel local es posible encontrar mejillines en la zona intermareal baja o submareal somera, adheridos a fondos duros naturales, zona de Villa del Mar, y duros artificiales, como los muelles y otras construcciones asociadas a la zona portuaria.

Bibliografía Consultada

- Dos Santos E.P., Fiori S.M. 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*. 9 (93): 245-252
- Dos Santos E.P., Carcedo M.C., Zotelo C., Fiori S.M. 2018. Effects of erosion-accretion processes on a community dominated by *Brachidontes rodriguezii* (Mollusca: Mytilidae) on a rocky outcrop of the South Atlantic coast. *Journal of Marine Systems*. 187: 146-155. DOI:10.1016/j.jmarsys.2018.07.006
- Fiori S.M., Pralongo P.D., Carbone M.E., Zalba S.M., Bravo M.E. 2016. Spatially explicit risk assessment for coastal invaders under different management scenarios. *Marine Biology* 163: 245 (DOI: 10.1007/s00227-016-3017-5)
- http://www.inbiar.uns.edu.ar/file_upload/files/Ostra.pdf

CANASTITA ARGENTINA

Phylum: Mollusca
Clase: Bivalvia
Orden: Myida
Familia: Corbulidae
Especie: ***Corbula patagonica***



NUCULA SEMIORNATA

Phylum: Mollusca
Clase: Bivalvia
Orden: Nuculida
Familia: Nuculidae
Especie: ***Nucula semiornata***



Se distribuye en fondos de arena y barro desde Brasil hasta Argentina, desde 0 hasta 90 m de profundidad. En el estuario de Bahía Blanca se encontró esta especie en sedimentos submareales, en diferentes profundidades, y en sedimentos acumulados entre las comunidades incrustantes de los muelles de la zona portuaria. En la playa de Monte Hermoso es muy común encontrar las valvas en los cordones de conchillas. En la Argentina la especie aparece en su estado fósil en el Cuaternario costero bonaerense (zona de Ingeniero White).

Se distribuye en fondos de arena a lo largo de toda la costa Atlántica Occidental, desde EEUU hasta Tierra del Fuego, desde profundidades someras hasta los 1000 m. Es una especie de muy pequeño tamaño (hasta 6 mm). Según información bibliográfica, esta especie es muy frecuente en el estuario de Bahía Blanca, particularmente en el sector de Punta Alta. Como fósil la especie es considerada cosmopolita siendo encontrada en sedimentos correspondientes a partir del Terciario (Oligoceno).

Bibliografía consultada

- Aguirre M.L. 1994. Type specimens of quaternary marine bivalves from Argentina. *Ameghiniana* (Rev.Asoc.Paleontol.Argent.) 31(4): 347-374.
- Farinati E.A. 1978. Microfauna de moluscos querandineses (Holoceno), Ingeniero White, Provincia de Buenos Aires. *Asociación Geológica Argentina, Revista*, XXXIII (3): 211-232.
- Forcelli D. 2000. Moluscos magallánicos. *Guía de moluscos de Patagonia y sur de Chile. Parte II*. Vázquez Mazzini editores, Buenos Aires, Argentina: 200 p.
- Lejarraga R. 2017. Caracoles de Monte Hermoso y alrededores. ARSA Gráfica, Bahía Blanca, Argentina: 214 pág.
- Ríos E.C. 1985. Seashells of Brazil. *Museu Oceanográfico da Fundação Universidade do Rio Grande*. 329 p.

QUITONES

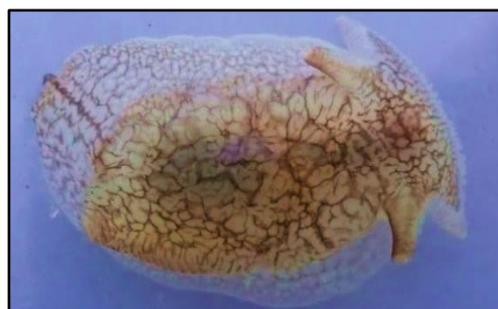
Phylum: Mollusca
 Clase: Polyplacophora
 Orden: Chitonida
 Familia: Chaetopleuridae
 Especie: ***Chaetopleura angulata***



Según la bibliografía *Chaetopleura angulata* podría ser originaria de Europa y dispersada hacia América en la época colonial. Por el contrario, *Chaetopleura isabellei* se describe como endémica sudamericana. Para el estuario de Bahía Blanca, se menciona a *Chaetopleura isabellei* en fondos duros y asociada a el puerto de Ing. White. En este monitoreo se ha encontrado a *Ch. angulata* asociada a los fondos submareales blandos del Canal Principal.

BABOSA MARINA

Phylum: Mollusca
 Clase: Gastropoda
 Orden: Pleurobranchomorpha
 Familia: Pleurobranchaeidae
 Especie: ***Pleurobranchaea inconspicua***



Pleurobranchaea inconspicua se distribuye desde el intermareal hasta 8 m de profundidad. La diferenciación entre babosas del genero *Pleurobranchaea* es problemática debido su alta similitud morfológica. Recientemente se ha registrado la presencia de toxinas TTX (tetrodotoxina) en ejemplares de *P. maculata*. La ingesta de apenas 1-2 mg de TTX puede causar la muerte de humanos adultos. A pesar de que esta especie no se ha registrada en el estuario de Bahía Blanca, es muy importante monitorear su presencia dado que se ha registrado en puertos cercanos.

Bibliografía consultada

- Bremec C.S., Martínez D.E., Elías R. 2007. Asociaciones bentónicas de fondos duros y comunidades incrustantes. En: Piccolo M.C. y Hoffmeyer M.S. (Eds.) Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca: 171-178.
- Castellanos Z.J.A., 1988. Catalogo descriptivo de la malacofauna marina magallánica. Los placoforos (mollusca – placophora). CIC, La Plata: 3-41.
- Farías N.E., Obenat S., Goya A.B. 2015. Outbreak of a neurotoxic side-gilled sea slug (*Pleurobranchaea* sp.) in Argentinian coasts, *New Zealand Journal of Zoology*, 42(1): 51-56.
- Muniain C., Ardila N.E., Cervera J.L. 2007. *Pleurobranchaea inconspicua* Bergh, 1897 (Opisthobranchia: Pleurobranchidae): redescription and distribution from Argentina and Colombia. *Bonner zoologische Beitrage*, 55: 291–300.
- Noguchi T., Arakawa O. 2008. Tetrodotoxin – distribution and accumulation in aquatic organisms, and cases of human intoxication. *Marine drugs* 6: 220–242.

Monitoreo de emisarios

Canal Maldonado

En el Canal Maldonado la estación más interna (E1) se ubicó a 2,70 km del Emisario de la Tercera Cuenca, E2 frente al club de pesca Almirante Brown y E3 en la desembocadura del Canal. Entre E1 y E3 se cubrieron unos 2,80 km del canal. En el monitoreo de Canal Maldonado se contabilizaron 2.693 individuos pertenecientes a 28 taxa (15 poliquetos, 8 crustáceos, 4 moluscos, 1 priapúlido) (**Tabla IV.4**). Los poliquetos fueron el grupo mejor representado en todas las estaciones (Figura IV.3), correspondiendo el 70% de la abundancia total a 2 especies de pertenecientes a esta clase (50% *Leodamas verax*; 20% *Malacoceros* sp.). La densidad comunitaria mostró un incremento hacia la desembocadura del canal, mientras que la biomasa total registró su menor valor en E3, este valor se relaciona con la ausencia de moluscos en esta estación. En relación a la diversidad, el valor del índice de dominancia fue en aumento hacia la desembocadura del canal, mientras que la equitatividad y los valores del índice de Shannon siguen una tendencia opuesta (**Tabla IV.5**).

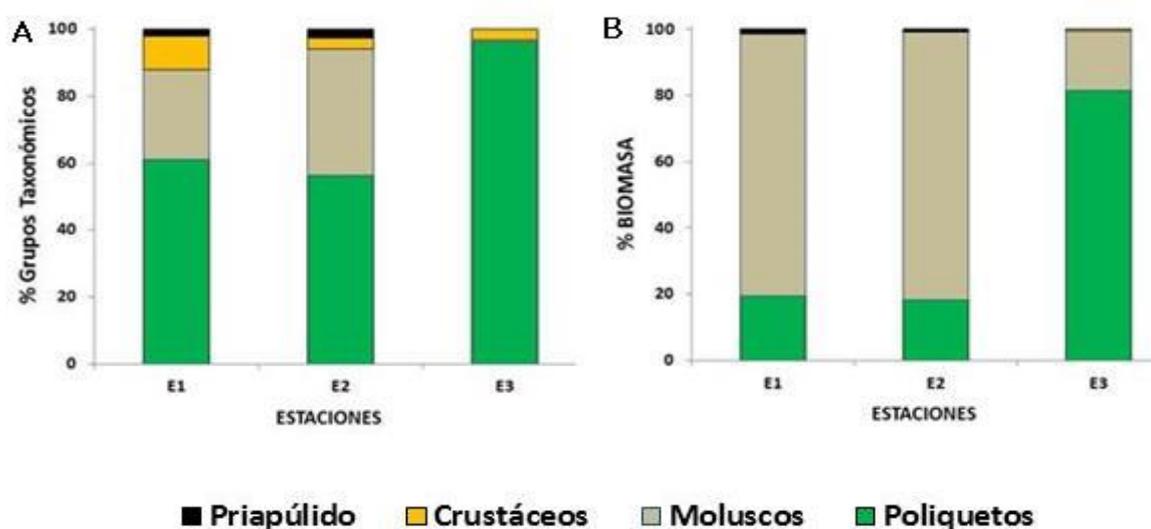


Figura IV.3. Porcentaje de abundancia y biomasa de los grupos taxonómicos presentes en cada estación de monitoreo a lo largo del Canal Maldonado. Monitoreo realizado en diciembre de 2017.

Tabla IV.4. Listado y densidad promedio (individuos/m²) de las especies bentónicas colectadas, durante diciembre de 2017, en la zona submareal del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca.

ESPECIES	E1		E2		E3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Phylum ANNELIDA						
Clase Polychaeta						
<i>aff. Capitellidae</i>			6,7	11,5	27,5	32,0
<i>aff. Aphelocheata sp.</i>			23,3	25,2	85,0	65,6
Lumbrineridae indet.					15,0	5,8
<i>Axiothella sp.</i>			3,3	5,8		
<i>Laeonereis acuta</i>	187,5	146,4	53,3	47,3		
<i>Nereididae indet.</i>			30,0	26,5	70,0	73,5
<i>Malacoceros sp.</i>	542,5	418,8	1036,7	408,2	50,0	74,4
<i>Leodamas verax</i>	2,5	5,0	70,0	87,2	3345,0	627,7
<i>Aricidea sp.</i>	2,5	5,0	6,7	11,5	2,5	5,0
<i>Paraonidae indet.</i>			3,3	5,8		
<i>Eteone sp.</i>	62,5	71,8	13,3	11,5	17,5	15,0
<i>Syllidae indet.</i>					2,5	5,0
<i>Chone sp.</i>					2,5	5,0
<i>Nothria setosa</i>					12,5	15,0
Terebellidae indet.					2,5	5,0
Phylum MOLLUSCA						
Clase Bivalvia						
<i>Macoma uruguayensis</i>			6,7	11,5		
<i>Tagelus plebeius</i>	352,5	234,1	790,0	1222,3		
<i>Corbula pulchella</i>					5,0	10,0
Clase Gastropoda						
<i>Buccinanops deformis</i>			40,0	30,0	10,0	14,1
Phylum ARTHROPODA						
Clase Malacostraca						
<i>Monocorophium insidiosum</i>	10,0	20,0	3,3	5,8	100,0	61,6
<i>Heterophoxus sp</i>	85,0	73,7	70,0	75,5		
Ostracoda	2,5	5,0				
<i>Neomysis americana</i>	20,0	24,5				
<i>Sphaeroma serratum</i>	2,5	5,0				
<i>Austinixa patagoniensis</i>	7,5	15,0				
<i>Pagurus criniticornis</i>					12,5	25,0
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	2,5	5,0	2,5	5,0	2,5	5,0
Phylum Cephalorhyncha						
Priapulida indet.	25,0	20,8	53,3	32,1		

Tabla IV.5. Valores de densidad, biomasa, riqueza, diversidad y equitatividad para cada estación de muestreo (**E1**: zona interna, **E2**: zona media, **E3**: zona externa) de la comunidad bentónica asociada al Canal Maldonado en el estuario de Bahía Blanca.

Variables	E1		E2		E3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Densidad (indiv/m ²)	1305,00	854,38	2213,33	1739,20	3767,50	823,50
Biomasa (g/m ²)	93,64	136,37	92,36	62,14	52,48	20,42
Taxa S	7,25	2,75	8,68	4,14	10,25	3,00
Margalef (D _M)	1,46	0,33	1,47	0,77	1,56	0,50
Dominancia (λ)	0,30	0,02	0,34	0,21	0,79	0,10
Shannon (H')	1,44	0,12	0,96	0,55	0,53	0,10
Equitatividad (J)	0,74	0,08	0,41	0,22	0,23	0,04

En la **Figura IV.4** se presenta la ordenación de las muestras biológicas en un espacio multidimensional (MDS) (stress: 0,07). La estructura de la comunidad macrobentónica mostró diferencias entre estaciones a lo largo del canal (ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,81$; $p<0,001$). El test de comparación de a pares indica diferencias significativas en todos los pares de comparaciones: E1 vs E2 ($R=0,27$; $p=0,05$), E1 vs E3 ($R=1$; $p=0,03$), E2 vs E3 ($R=1$; $p=0,03$). Un total de 8 especies contribuyeron casi al 70% las diferencias entre estaciones. Los poliquetos *Leodamas verax*, *Aphelochaeta* sp., una especie de Nereididae no identificada y el crustáceo *Monocorophium insidiosum* fueron los que presentaron los mayores porcentajes de contribución al promedio de disimilitud entre E3 y las otras estaciones. Se destaca que el bivalvo *Tagelus plebeius* y el poliqueto *Laeonereis acuta* fueron los que más contribuyeron a las diferencias entre E1 y el resto, mientras que el poliqueto *Malacoceros* sp diferenció a E2 del resto (rutina SIMPER) (**Tabla IV.6**).

La **Figura IV.5** muestra las curvas de abundancia y biomasa (ABC) asociadas a cada estación de monitoreo indicando que hay condiciones intermedias de perturbación en la estaciones E2 y E3.

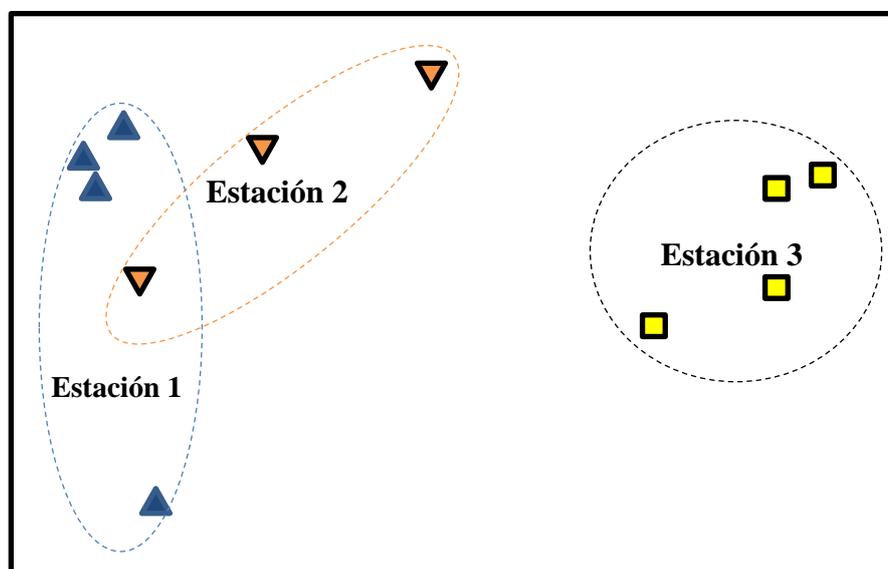


Figura IV.4. Diagrama de ordenación, obtenido por el método n-MDS, de las estaciones muestradas a lo largo del Canal Maldonado en función de la abundancia de las especies macrobentónicas.

Tabla IV.6. Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos formados por el n-MDS, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre las estaciones del Canal Maldonado.

TAXA	Estación			Disimilitud media	% de Contribución
	E1	E2	E3		
<i>Leodamas verax</i>	0,07	0,72	2,52	11,2	16,45
<i>Tagelus plebeius</i>	1,43	1,37	-	7,43	27,37
<i>Malacoceros sp.</i>	1,59	2	0,53	6,52	36,95
<i>Laeonereis acuta</i>	1,14	0,63	-	5,27	44,69
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0,17	0,1	0,99	4,27	50,96
<i>Heterophoxus sp</i>	0,80	0,68	-	4,14	57,04
<i>aff. Aphelochaeta sp.</i>	-	0,42	0,80	4,06	63,05
<i>Nereididae indet.</i>	-	0,49	0,79	3,89	68,66

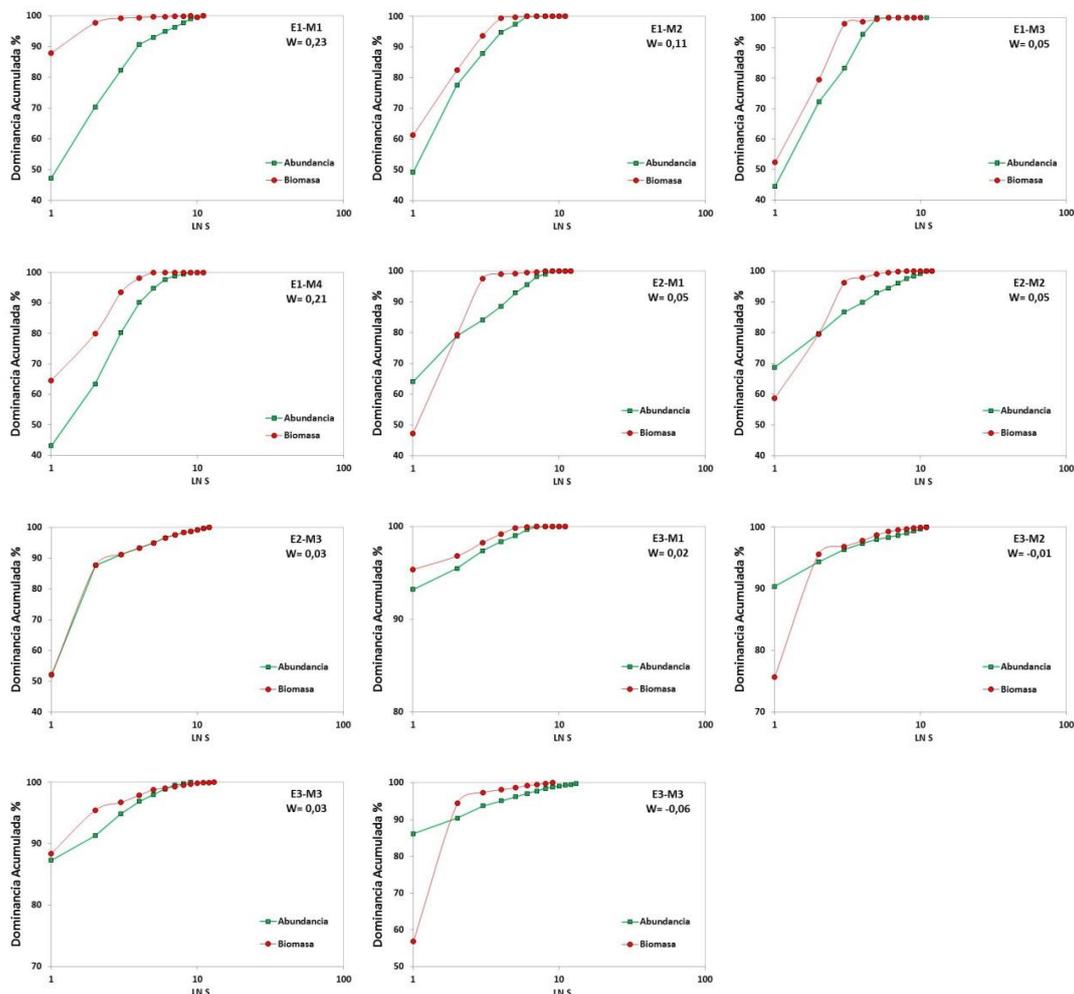


Figura IV.5. Gráficos de curvas ABC para las estaciones monitoreadas a lo largo del Canal Maldonado, ejemplificando el comportamiento de la abundancia y la biomasa.

Los parámetros físicos de los sedimentos y la columna de agua fueron homogéneos a lo largo del canal, salvo la turbidez del agua que aumentó hacia la zona interna del canal (**Tablas IV.7 y IV.8**). Los sedimentos colectados a lo largo del Canal Maldonado indican que predomina una granulometría de grano fino a muy fino (limo-arenosa). Con una clasificación de los granos de moderada a buena (**Tabla IV.9**). El análisis bacteriológico de los sedimentos indica que los recuentos de *Escherichia coli* aumentan hacia la zona interna del canal, mientras que los recuentos de bacterias degradadoras de hidrocarburos muestran el valor máximo en E2, frente al Club de pesca Almirante Brown (**Tabla IV.10**).

Tabla IV.7. Parámetros físicos y porcentaje de materia orgánica total de los sedimentos colectados en la zona submareal del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017.

Estación	pH		Temperatura (°C)		Potencial Redox		% Materia Orgánica	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
E1	7,61	0,17	21,70	1,9	-34,00	10,04	4,70	0,74
E2	7,65	0,06	19,83	0,33	-31,50	4,04	4,11	1,03
E3	7,69	0,09	20,08	0,79	-34,25	4,57	4,72	-

Tabla IV.8. Parámetros físicos de la columna de agua en la zona del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017.

Estación	pH (upH)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)	Salinidad
E1	7,87	47,00	240	20,20	30,60
E2	7,93	47,50	125	19,90	30,90
E3	7,85	47,20	63	20,10	30,70

Tabla IV.9. Granulometría de los sedimentos colectados en la zona submareal del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, en diciembre de 2017.

Estación	Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación
1	1	15,2%	74,9%	9,1%	Limo-arenosa
1	2	16,6%	74,2%	7,2%	Limo-arenosa
1	3	19,8%	73,8%	6,4%	Limo-arenosa
1	4	14,4%	75,1%	10,6%	Limo-arenosa
2	1	11,3%	75,5%	13,2%	Limo-arenosa
2	2	8,6%	75,6%	15,9%	Limo-arcillosa
2	3	19,4%	73,6%	7,0%	Limo-Arenosa
3	1	19,7%	69,1%	11,2%	Limo-arenosa

Tabla IV.10. Bacterias en los sedimentos del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017. (Referencia UFC/gss: unidades formadoras de colonias/gramo sedimento seco, NMP número más probable).

Bacterias/g de sedimento seco	Estaciones		
	E1	E2	E3
<i>Escherichia coli</i> UFC/g	100	70	40
NMP Bacterias degradadoras de hidrocarburos/g	17.922	35.019	20.094

En la **Tabla IV.11** se presentan los resultados de los análisis químicos de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos. En la **Tabla IV.12** se presentan los resultados de la concentración de los metales en sedimentos.

Tabla IV.11. Concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, (nanogramos/gramo de sedimento seco) en sedimentos de la zona submareal del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, diciembre de 2017.

CONCENTRACIÓN PAHI (ng/g, p.s.)	E 1	E2	E3
Acenafteno	1,37	2,1	6,1
Acenaftileno	0,00	0,0	4,7
Antraceno	6,27	0	-
Benzo-a-antraceno	14,68	3,9	1,8
Benzo-a-Pireno	0,00	-	-
Benzo-b-Fluoranteno	1,55	1,7	2,8
Benzo-ghi-perileno	1,99	-	-
Benzo-k-Fluoranteno	0,00	-	-
Criseno	6,31	4,4	12,1
Dibenzoantraceno	3,84	-	-
Fenantreno	13,77	39,7	37,3
Fluoranteno	66,08	48,4	8,3
Fluoreno	5,13	9,4	5,6
Indeno-1,2,3-pireno	0,00	-	-
Naftaleno	28,10	21,1	8,2
Pireno	15,07	11,2	9,9
Total	164,2	141,8	96,8

Tabla IV.12. Concentración (mg/Kg) de metales en sedimento (Fracción Total) de la zona submareal del Canal Maldonado, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017. (Referencia MQ dato Monitoreo Campaña Química 11-12-2018).

Estaciones	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Fe
E3	0,049	22,42	5,992	46,35	9,83	14,115	26130
E2	0,033	20,41	7,549	44,10	9,72	12,740	25570
E1	0,054	19,89	6,369	41,81	8,87	12,345	22045
MQ	0,112	24,13	9,033	62,45	9,95	15,940	30585

Canal Galván

En el Canal Galván, la estación de muestreo más interna (E1) se ubicó a 500 m del emisario del Polo Petroquímico, entre la estación E1 y E3 se cubrió una longitud de 1,60 km. La profundidad promedio del canal al momento de la toma de las muestras fue de 80 cm. A lo largo de este canal se contabilizaron 566 individuos en total pertenecientes a 10 taxa (7 poliquetos, 1 molusco, 1 crustáceo y 1 priapúlido). El grupo taxonómico mejor representado en las tres estaciones fue el de los poliquetos (**Figura IV.6**), correspondiendo el 70% de la abundancia total a 2 especies de poliquetos (40% *Malacoceros* sp, 30% *Laeonereis acuta*) (**Tabla IV.13**). El grupo biológico que más aportó a la biomasa total fue el de los poliquetos en E1, y el de los poliquetos y priapúlidos en E2 y E3. La densidad comunitaria fue máxima en E2, mientras que la biomasa total registró su máximo valor en E1. En relación a la diversidad, los valores de los índices son similares en cada estación analizada (**Tabla IV.14**).

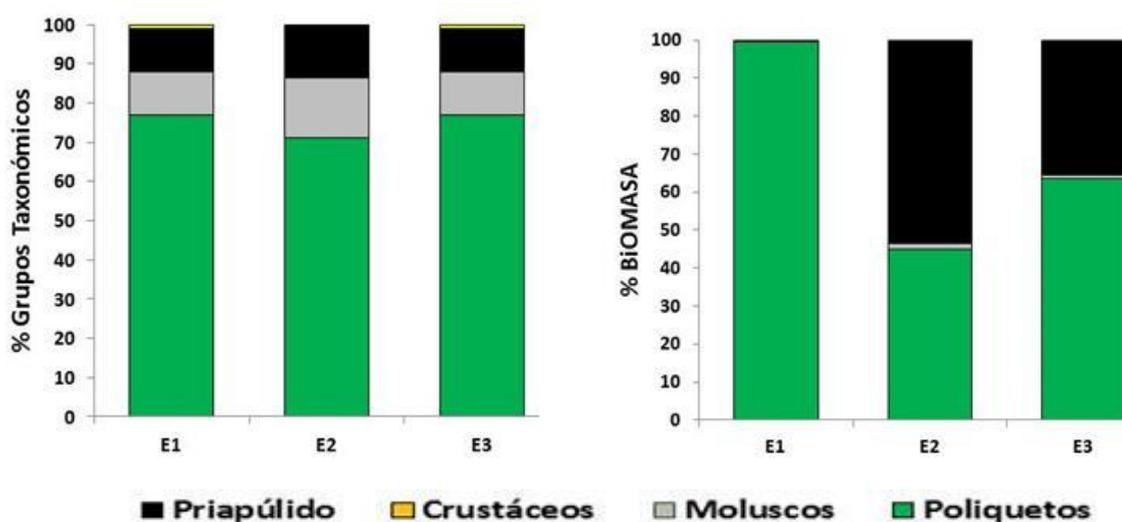


Figura IV.6. Porcentaje de abundancia y biomasa de los grupos taxonómicos presentes en cada estación de monitoreo a lo largo del Canal Galván. Monitoreo realizado en diciembre de 2017.

Tabla IV.13. Listado y densidad (individuos/m²) de especies bentónicas colectadas, durante diciembre de 2017, en la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca.

ESPECIES	Estación 1		Estación 2		Estación 3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Phyllum ANNELIDA						
Clase Polychaeta						
<i>aff. Aphelochaeta sp.</i>	16,7	19,2				
<i>Axiothella sp.</i>	8,3	16,7				
<i>Laeonereis acuta</i>	641,7	340,3	183,3	79,3	583,3	487,2
<i>Nereididae indet.</i>	33,3	66,7	8,3	16,7		
<i>Malacoceros sp.</i>	475,0	499,2	950,0	349,1	450,0	309,7
<i>Paraonidae indet.</i>	8,3	16,7				
<i>Eteone sp.</i>	133,3	141,4	175,0	287,2	133,3	118,6
Phyllum MOLLUSCA						
Clase Bivalvia						
<i>Tagelus plebeius</i>			283,3	320,3	166,7	229,3
Phyllum ARTHROPODA						
Clase Malacostraca						
<i>Monocorophium insidiosum</i>	8,3	16,7	16,7	19,2	16,7	19,2
Phyllum						
CEPHALORHYNCHA						
Priapulida indet.	16,7	19,2	241,7	31,9	166,7	54,4

Tabla IV.14. Valores de densidad, biomasa, riqueza, diversidad y equitatividad para cada estación de muestreo (**E1**: zona interna, **E2**: zona media, **E3**: desembocadura) de la comunidad bentónica asociada al Canal Galván en el estuario de Bahía Blanca.

Variables	E1		E2		E3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Densidad (indiv/m ²)	1341,70	660,72	1858,34	686,10	1516,71	676,63
Biomasa (g/m ²)	430,4	302,0	163,0	278,6	340,0	313,3
Taxa S	4,75	1,71	5,00	1,15	5,25	0,96
Margalef (D _M)	1,02	0,36	1,00	0,23	1,17	0,39
Dominancia (λ)	0,43	0,10	0,39	0,14	0,32	0,04
Shannon (H')	1,03	0,23	1,18	0,31	1,31	0,15
Equitatividad (J)	0,70	0,16	0,73	0,09	0,80	0,01

En la **Figura IV.7** se presenta la ordenación de las muestras biológicas en un espacio multidimensional (MDS) (stress: 0,09). La estructura de la comunidad macrobentónica presenta diferencias entre estaciones a lo largo del Canal Galván (ANOSIM $R_{\text{global}}=0,33$; $p<0,015$). El test de comparación de a pares detecta diferencias significativas sólo entre E1 vs E2 ($R=0,77$; $p=0,03$). Un total de 4 especies contribuyeron casi al 70% las diferencias entre las estaciones. El bivalvo *Tagelus plebeius* y una especie de priapúlido no identificada presentaron los mayores porcentajes de contribución al promedio de disimilitud entre E1 y E2 (SIMPER) (**Tabla IV.15**).

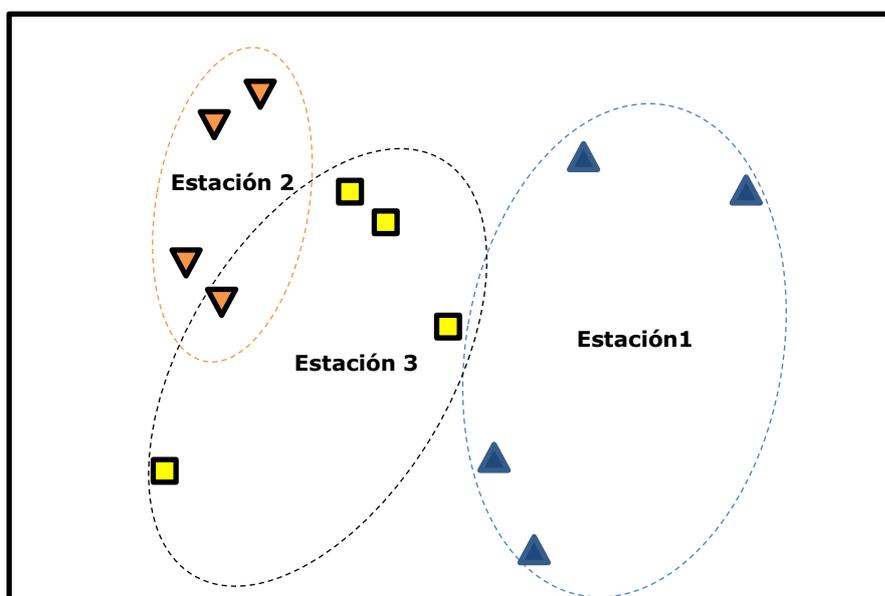


Figura IV.7. Diagrama de ordenación obtenido por el método n-MDS de las estaciones realizadas a lo largo del Canal Galván en función de la abundancia de las especies macrobentónicas.

La **Figura IV.8** muestra las curvas de abundancia y biomasa (ABC) asociadas a cada estación de monitoreo del Canal Galván, indicando que hay condiciones intermedias de perturbación en la E2.

Tabla IV.15. Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos formados por el MDS, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre estaciones del Canal Galván.

Taxa	Estaciones		Disimilitud media	% de Contribución
	E1	E2		
<i>Priapulida indet.</i>	0,35	2,10	9,90	21,71
<i>Tagelus plebeius</i>	0	1,67	8,38	40,08
<i>Eteone sp.</i>	1,24	1,08	6,96	55,35
<i>Malacoceros sp.</i>	2,38	3,34	6,33	69,22

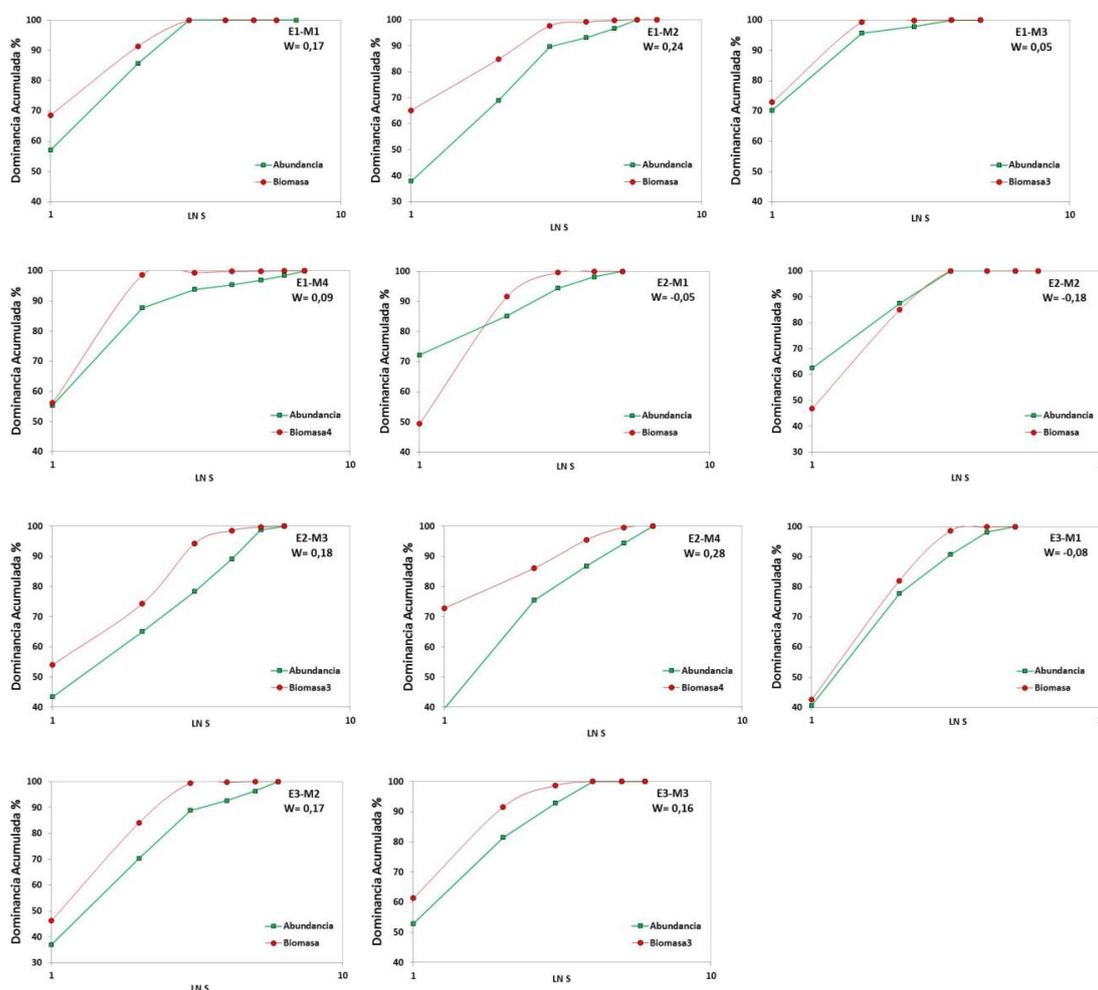


Figura IV.8. Gráficos de curvas Abundancia-Biomasa acumuladas para las estaciones monitoreadas a lo largo del Canal Galván, ejemplificando el comportamiento de la abundancia y la biomasa.

En los sedimentos superficiales del canal predomina una granulometría de grano muy fino a fino (limo-arenosa), con una clasificación de los granos buena. El porcentaje de materia orgánica de los sedimentos aumenta hacia la zona interna del canal (**Tabla IV.16**). El análisis bacteriológico indica que los recuentos de *Escherichia coli* y de bacterias degradadoras de hidrocarburos registran los valores máximos en la zona interna del Canal Galván (E1) (**Tabla IV.17**).

Tabla IV.16. Granulometría y porcentaje promedio (\pm desvío) de materia orgánica total de los sedimentos colectados en la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017.

Estación	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación	% Materia Orgánica
1	16,6%	76,8%	6,7%	Limo-arenosa	
1	10,6%	82,1%	7,4%	Limo-arenosa	5,58 \pm 0,59
1	4,7%	82,7%	12,6%	Limo-arcillosa	
1	18,0%	76,3%	5,8%	Limo-arenosa	
2	5,0%	86,7%	8,4%	Limo-arcillosa	
2	12,5%	81,2%	6,3%	Limo-arenosa	4,39 \pm 1,78
2	30,3%	62,6%	7,1%	Limo-arenosa	
2	30,5%	62,2%	7,3%	Limo-arenosa	
3	28,0%	61,7%	10,3%	Limo-arenosa	
3	16,3%	76,2%	7,5%	Limo-arenosa	3,77 \pm 0,29
3	15,0%	77,2%	7,8%	Limo-arenosa	
3	14,9%	77,8%	7,3%	Limo-arenosa	

Tabla IV.17. Bacterias en sedimentos de la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017. (Referencia UFC/gss: unidades formadoras de colonias/gramo sedimento seco, NMP número más probable).

Bacterias/g de sedimento seco	Estaciones		
	E1	E2	E3
<i>Escherichia coli</i> UFC/gss	200	10	80
NMP Bacterias degradadoras de hidrocarburos/g	34.794	25.636	26.829

En la **Tabla IV.18** se presentan los resultados de los análisis químicos de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos. En la **Tabla IV.19** se presentan los resultados de la concentración de los metales en sedimentos.

Tabla IV.18. Concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, (nanogramos/gramo de sedimento seco) en sedimentos de la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017.

CONCENTRACIÓN PAHI (NG/G, P.S.)	E 1	E2	E3
Acenafteno	2,45	19,2	3,0
Acenaftileno	6,49	26,4	8,9
Antraceno	16,89	4,3	16,1
Benzo-a-antraceno	4,22	7,7	8,6
Benzo-a-Pireno	-	2,4	2,0
Benzo-b-Fluoranteno	2,11	3,1	4,0
Benzo-ghi-perileno	1,48	1,8	-
Benzo-k-Fluoranteno	0,91	3,5	1,8
Criseno	17,05	24,3	11,1
Dibenzoantraceno	-	-	-
Fenantreno	32,28	83,0	98,3
Fluoranteno	63,48	150,4	75,5
Fluoreno	7,23	24,0	6,1
Indeno-1,2,3-pireno	1,91	4,0	-
Naftaleno	49,24	345,9	20,9
Pireno	131,01	36,4	22,9
Total	336,7	736,4	279,0

Tabla IV.19. Concentración (mg/Kg) de metales en sedimento (Fracción Total) de la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017. (Referencia MQ dato Monitoreo Campaña Química 11-12-2018).

Estaciones	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Fe
E1	0,052	20,39	7,460	45,66	8,93	12,105	22085
E2	0,078	22,85	4,022	49,34	10,03	13,205	25595
E3	0,035	12,86	5,191	31,66	7,81	10,713	19825
MQ	0,035	12,86	8,308	53,18	9,10	14,255	27970

Canal Vieja

En el monitoreo de Canal Vieja la estación E1 se ubicó en la intersección del canal que recibe el emisario de la descarga cloacal y el Canal Vieja, quedando a 1,5 km de la salida de dicho emisario, mientras que E2 y E3 se ubicaron a 2 km y 4 km de E1. Las muestras se tomaron a una profundidad promedio de 2,2 m (\pm 0,26m). En el muestreo de Canal Vieja se contabilizaron 447 individuos en total pertenecientes a 37 taxa (21 poliquetos, 8 moluscos, 6 crustáceos, 1 equinodermo y 1 cnidario). El grupo mejor representado en abundancia en las tres estaciones fue el de los poliquetos (**Figura IV.9; Tabla IV.20**), correspondiendo el 58% de la abundancia total a 4 especies de poliquetos (23% *Aphelochaeta* sp, 13% *Leodamas verax*, 12% *Aricidea* sp y 10% *Axiiothella* sp). En relación a la biomasa, la contribución de los poliquetos disminuye hacia E3, mientras que la biomasa de los moluscos va en aumento de E1 a E3. Los valores de los índices calculados, indican que la dominancia aumenta hacia la boca del canal y la diversidad, la equitatividad, la densidad y la biomasa comunitaria total aumentan hacia la desembocadura (**Tabla IV.21**).

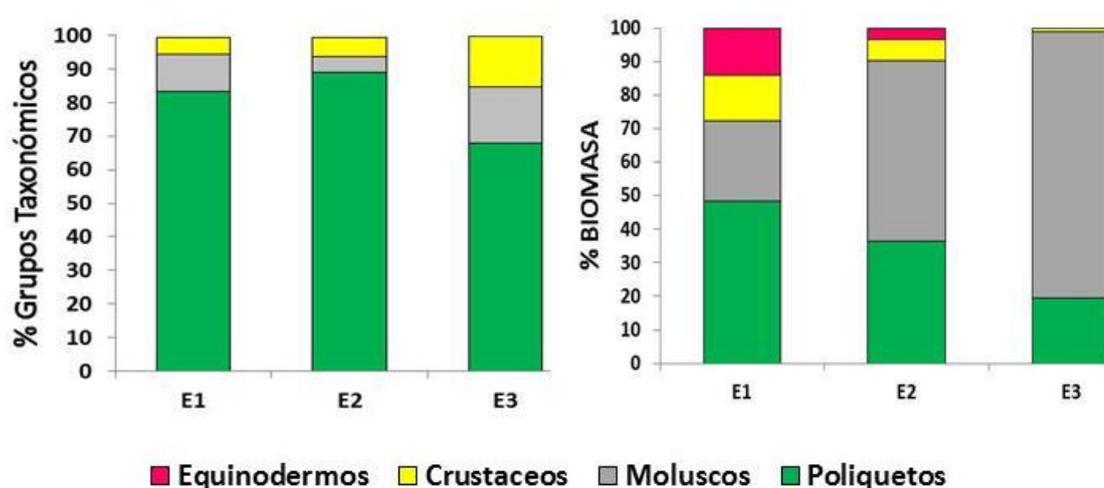


Figura IV.9. Porcentaje de abundancia y biomasa de los grupos taxonómicos presentes en cada estación de monitoreo a lo largo del Canal Vieja, en diciembre de 2017.

Tabla IV.20. Listado y densidad (individuos/m²) de especies bentónicas colectadas, durante 2017, en la zona submareal del Canal Vieja, en el estuario de Bahía Blanca.

ESPECIES	Estación 1		Estación 2		Estación 3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Phylum CNIDARIA						
Clase Anthozoa						
<i>Stylatula darwini</i>					2,5	5,0
Phylum ANNELIDA						
Clase Polychaeta						
<i>aff. Arabellidae</i>					2,5	05,0
<i>aff. Capitellidae</i>	30,0	60,0	15,0	13,0	27,5	35,0
<i>aff. Aphelochaeta sp.</i>	2,5	5,0	182,5	154,2	72,5	49,9
<i>Glycera americana</i>					2,5	5,0
<i>Lumbrineridae indet.</i>	2,5	5,0	02,5	05,0	15,0	17,3
<i>Axiiothella sp.</i>			57,5	82,3	50,0	74,4
<i>Laonereis acuta</i>			02,5	05,0	17,5	23,6
<i>Nereididae indet.</i>			075	15,0		
<i>Malacoceros sp.</i>			35,0	43,6		
<i>Leodamas verax</i>	2,5	5,0	72,5	75,0	72,5	62,9
<i>Aricidea sp.</i>			132,5	83,8		
<i>Paraonidae indet.</i>			20,0	40,0	7,5	9,6
<i>Eteone sp.</i>					7,5	5,0
<i>Halosydnella sp.</i>					7,5	15,0
<i>Syllidae indet.</i>					2,5	5,0
<i>Chone sp.</i>					2,5	5,0
<i>Nothria setosa</i>			15,0	30,0		
<i>Terebellidae indet.</i>					2,5	5,0
<i>Eteone sp.</i>			05,0	10,0		
<i>Terebellides totae</i>					5,0	10,0
<i>aff. Terebella plagiostoma</i>			05,0	10,0	7,5	5,0
Phylum MOLLUSCA						
Clase Bivalvia						
<i>Malletia cumingi</i>			2,5	5,0	2,5	05,0
<i>Pitar rostratus</i>			5,0	5,8		
<i>Nucula semiornata</i>	2,5	5,0	12,5	18,9	67,5	46,5
<i>Corbula patagonica</i>	2,5	5,0	2,5	5,0		
<i>Corbula pulchella</i>			2,5	5,0		
<i>Tegula patagonica</i>			2,5	5,0		
Clase Gastropoda						
<i>Buccinanops deformis</i>					2,5	5,0
Clase Polyplacophora						
<i>Chaetopleura angulata</i>					2,5	5,0

Tabla IV.20. Continuación

ESPECIES	Estación 1		Estación 2		Estación 3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Phylum ARTHROPODA						
Clase Malacostraca						
<i>Amphipoda indet.</i>					2,5	5,0
<i>Pagurus criniticornis</i>			12,5	25,0	62,5	112,6
<i>Caprella equilibra</i>	2,5	5,0	20,0	27,8		
Cirolanidae			2,5	5,0		
Rectarcturidae			5,0	10,0		
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>					2,5	5,0
Ph Echinodermata						
Ophiuroidea						
<i>Amphiura eugeniae</i>			2,5	5,0	2,5	5,0

Tabla IV.21. Valores de densidad, biomasa, riqueza, diversidad y equitatividad para cada estación de muestreo (**E1**: zona interna, **E2**: zona media, **E3**: desembocadura) de la comunidad bentónica asociada al sector submareal del Canal Vieja en el estuario de Bahía Blanca.

Variables	Estación 1		Estación 2		Estación 3	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
Densidad (indiv/m ²)	45,00	59,22	622,53	330,00	450,00	243,75
Biomasa (g/m ²)	2,04	0,06	44,29	0,51	33,92	31,41
Taxa S	2,33	1,53	10,50	4,73	11,50	4,51
Margalef (D _M)	0,85	1,15	2,29	0,88	2,78	0,77
Dominancia (λ)	0,70	0,40	0,25	0,08	0,22	0,10
Shannon (H')	0,55	0,73	1,71	0,39	1,87	0,35
Equitatividad (J)	0,70	0,43	0,75	0,08	0,79	0,07

En la **Figura IV.10** se presenta la ordenación de las muestras biológicas en un espacio multidimensional (n-MDS) (stress: 0,07). La estructura de la comunidad macrobentónica mostró diferencias entre estaciones a lo largo del canal (ANOSIM: $R_{global}=0,28$; $p<0,01$). El test de comparación de a pares encuentra diferencias significativas entre E2 y E3 ($R=0,41$; $p=0,03$). Un total de 10 especies contribuyeron casi al 70% las diferencias entre las estaciones (rutina SIMPER) (**Tabla IV.22**).

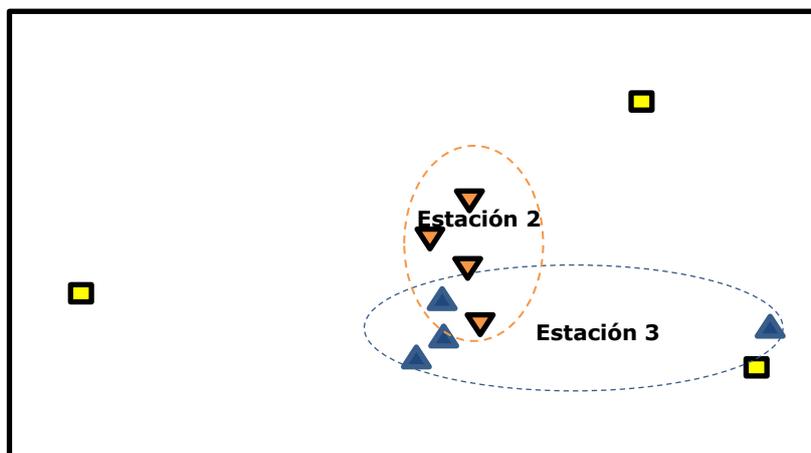


Figura IV.10. Diagrama de ordenación obtenido por el método n-MDS de las estaciones realizadas a lo largo del Canal Vieja en función de la abundancia de las especies macrobentónicas.

Tabla IV.22. Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos formados por el MDS, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre estaciones (E1 y E2) del Canal Vieja.

Taxon	E3	E2	Disimilitud media	% de Contribución
<i>Aricidea sp.</i>	0	2,42	16,11	18,37
<i>Aphelochaeta sp.</i>	0,23	2,64	14,55	34,95
<i>Leodamas verax</i>	0,23	1,64	8,86	45,05
<i>Axiothella sp.</i>	0,00	1,43	7,28	53,34
<i>Malacoceros sp.</i>	0	1,02	6,82	61,11
<i>aff. Capitellidae</i>	0,85	0,79	6,57	68,60

La **Figura IV.11** muestra las curvas de abundancia y biomasa (ABC) asociadas a cada estación de monitoreo indicando que hay condiciones de severa perturbación en E2 y de perturbación moderada en E3. En E1 casi no hubo registro de especies, por lo que no pudieron realizarse todas las curvas, los sedimentos de esta estación resultaron ser fuertemente anóxicos y con pH ligeramente ácido.

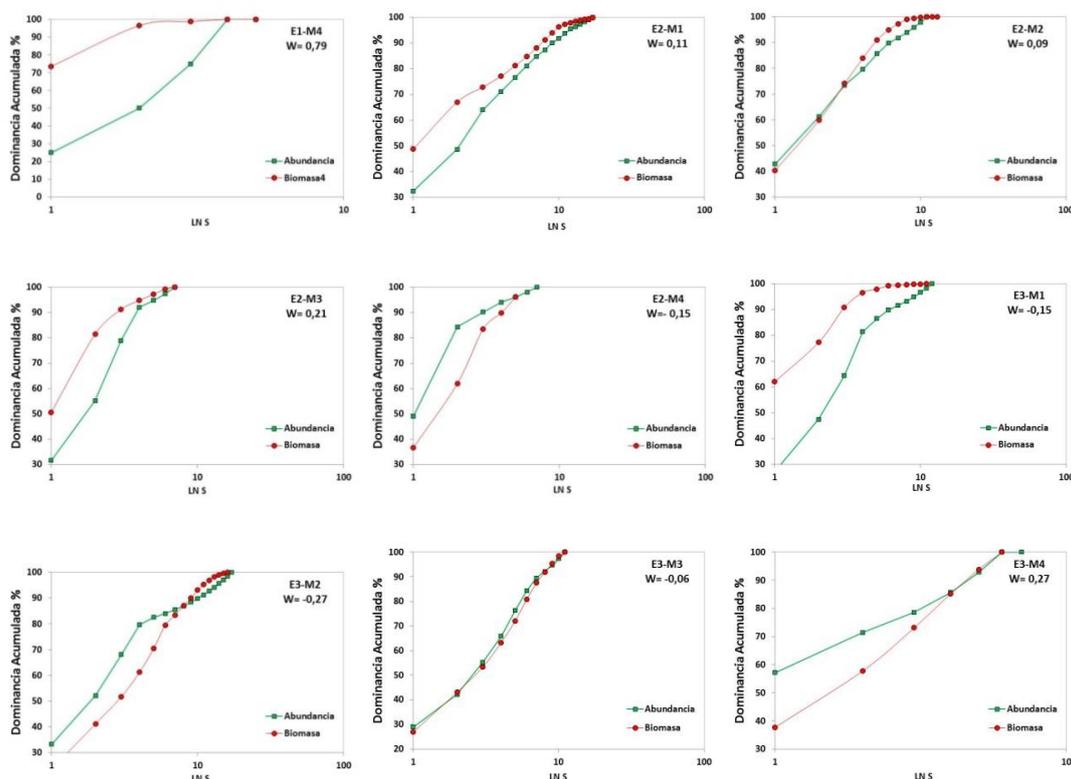


Figura IV.11. Gráficos de curvas ABC para las estaciones monitoreadas a lo largo del Canal Vieja, ejemplificando el comportamiento de la abundancia y la biomasa.

La mayoría de estas muestras de sedimentos analizadas presentan una granulometría limo-arenosa con restos de materia orgánica, fragmentos de conchillas y caracoles (**Tabla IV.23**). La temperatura, el porcentaje de materia orgánica y el potencial redox de los sedimentos es muy negativo, indicando condiciones de anoxia, los valores se hacen más positivos hacia la desembocadura del canal, mientras que el pH aumenta (**Tabla IV.24**). En relación a los parámetros medidos en la columna de agua, la estación cercana a la boca del canal es la que presenta una mayor turbidez (**Tabla IV.25**). Los recuentos de *Escherichia coli* y bacterias degradadoras de hidrocarburos, presentes en los sedimentos, registran sus valores máximos en E1 y E3 (**Tabla IV.26**).

Tabla IV.23. Granulometría de los sedimentos, durante 2017, en la zona submareal del Canal Vieja, en el estuario de Bahía Blanca.

Estación	Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación
1	1	32,1%	57,2%	10,7%	Limo-arenosa
1	2	42,9%	50,5%	6,6%	Limo-arenosa
1	3	53,6%	36,9%	9,5%	Arena-limosa
1	4	48,4%	47,4%	4,2%	Arena-limosa
2	1	18,5%	75,1%	6,4%	Limo-arenosa
2	2	27,5%	64%	8,5%	Limo-arenosa
2	3	36,8%	58%	5,2%	Limo-arenosa
3	1	14,5%	70,6%	14,8%	Limo-arenosa
3	2	47,8%	48,6%	3,7%	Limo-arenosa
3	3	29,1%	63,9%	7%	Limo-arenosa
3	4	42,3%	53,7%	3,9%	Limo-arenosa

Tabla IV.24. Parámetros físicos de los sedimentos, durante 2017, en la zona submareal del Canal Vieja, en el estuario de Bahía Blanca.

Estación	pH		Temperatura (°C)		Potencial Redox		% Materia Orgánica	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
E1	6,23	0,44	22,20	1,44	-308,00	50,98	3,71	1,68
E2	6,58	0,66	20,70	0,62	-119,00	48,08	2,80	0,87
E3	7,30	0,13	19,80	0,88	-87,75	39,14	2,45	0,41

Tabla IV.25. Parámetros físicos de columna de agua, durante 2017, en el Canal Vieja, en el estuario de Bahía Blanca.

Estación	pH (upH)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)	Profundidad (m)
E1	7,60	43,50	96,90	22,34	2,50
E2	7,86	59,10	29,40	21,23	2,50
E3	7,86	54,70	61,80	20,50	2,00

Tabla IV.26. Bacterias en sedimentos del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, diciembre de 2017. (Referencia UFC/gss: unidades formadoras de colonias/gramo sedimento seco, NMP número más probable).

Bacterias/g de sedimento seco	E1	E2	E3
<i>Escherichia coli</i> UFC/gss	500	30	400
NMP Bacterias degradadoras de hidrocarburos/g	40.286	22.000	35.250

En la **Tabla IV.27** se presentan los resultados de los análisis químicos de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos. En la **Tabla IV.28** se presentan los resultados de la concentración de los metales en sedimentos.

Tabla IV.27. Concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, (nanogramos/gramo de sedimento seco) en sedimentos de la zona submareal del Canal Galván, en el estuario de Bahía Blanca, durante diciembre de 2017.

CONCENTRACIÓN PAHI (ng/g, p.s.)	E 1	E2	E3
Acenafteno	4,95	2,52	3,61
Acenaftileno	-	-	16,43
Antraceno	30,91	33,92	61,82
Benzo-a-antraceno	44,74	16,79	6,48
Benzo-a-Pireno	10,25	3,08	2,14
Benzo-b-Fluoranteno	4,10	1,52	1,74
Benzo-ghi-perileno	2,95	-	2,23
Benzo-k-Fluoranteno	9,02	1,3	-
Criseno	20,61	3,8	3,11
Dibenzoantraceno	0,00	-	2,39
Fenantreno	33,83	108,84	30,55
Fluoranteno	115,62	319,62	-
Fluoreno	6,88	28,43	23,21
Indeno-1,2,3-pireno	3,29	-	6,07
Naftaleno	92,13	31,7	21,98
Pireno	33,15	36,4	8,55
Total	412,4	587,9	190,3

Tabla IV.28. Concentraciones (mg/Kg) de metales en sedimento (Fracción Total) subamreales del Canal Vieja, en el estuario de Bahía Blanca, diciembre de 2017. (Referencia MQ dato Monitoreo Campaña Química 11-12-2018).

Estaciones	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Fe
E1	0,161	51,30	18,68	82,66	10,40	14,71	27110
E2	0,074	22,91	6,44	49,71	10,16	12,80	26990
E3	ND	12,61	4,86	32,10	6,94	8,44	17815
MQ	0,134	24,04	9,329	60,43	9,96	14,885	29425

Comparación entre Canales

Comunidad biológica

En los 3 canales muestreados, el grupo taxonómico más abundante fue el de los poliquetos, mientras que los que más aportaron a la biomasa comunitaria fueron los moluscos en Canal Maldonado; los poliquetos en Canal Galván y en igual porcentaje los moluscos y los poliquetos en Canal Vieja (**Figura IV.12**).

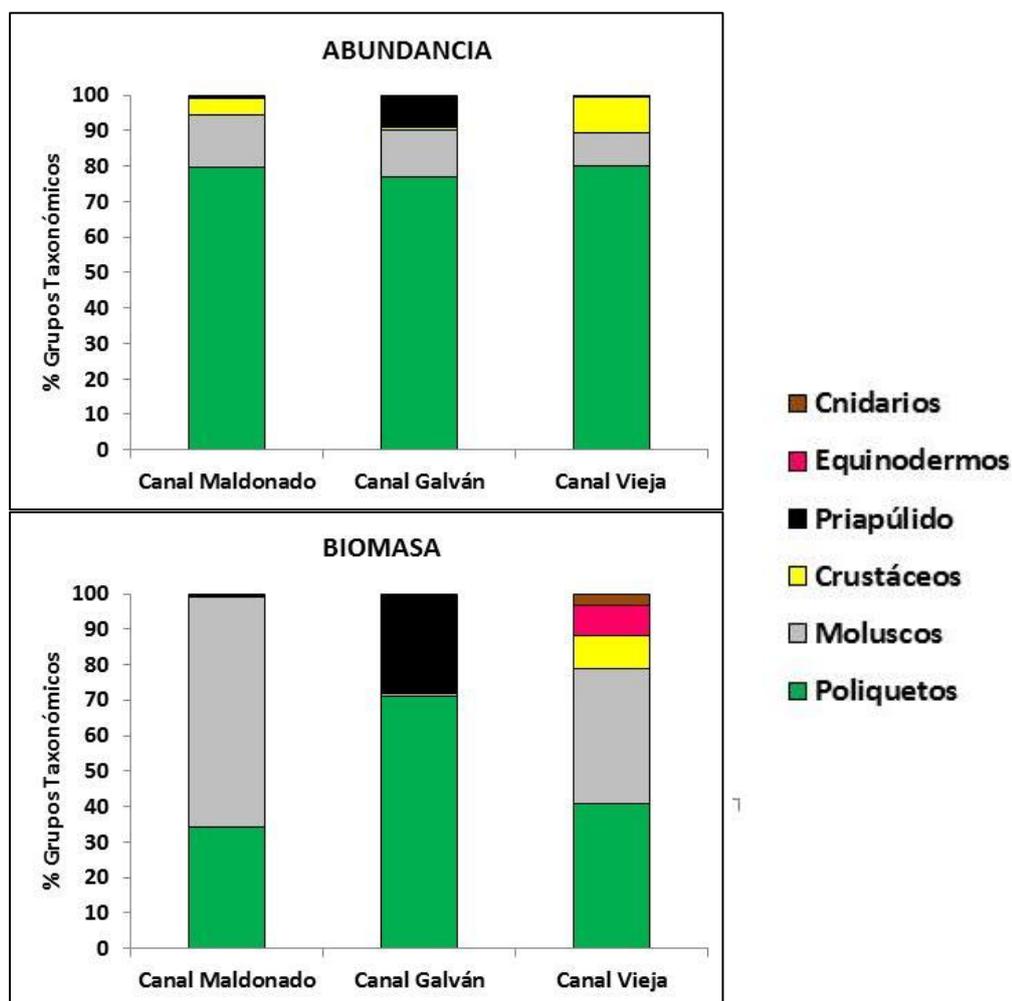


Figura IV.12. Porcentaje de abundancia y biomasa de los grupos taxonómicos presentes en los canales del estuario de Bahía Blanca muestreados en diciembre de 2017.

En la **Figura IV.13** se presenta la ordenación de las muestras biológicas de los 3 canales en un espacio multidimensional (stress: 0,06), los resultados indican que la composición de especies fue diferente en cada canal (ANOSIM: $R=0,63$; $p=0,0001$). El test de comparación de a pares encontró diferencias significativas entre los tres canales: Galván y Maldonado ($R=0,39$; $p=0,002$); Vieja y Galván ($R=0,92$; $p=0,001$) y Vieja y Maldonado ($R=0,69$; $p=0,001$). Un total de 11 especies contribuyeron al 70% de las diferencias, entre ellas se destaca que el bivalvo *Tagelus plebeius* y el crustáceo *Monocorophium insidiosum* fueron las especies que presentaron los mayores porcentajes de contribución al promedio de disimilitud entre Canal Maldonado y el resto de los canales. Además, *T. plebeius* y una especie de Priapulido fueron la que más contribuyeron a las diferencias entre Canal Galván y los otros canales, mientras que los poliquetos *Aphelocheta* sp, *Capitellidae* sp son los que diferencian al Canal Vieja del resto (rutina SIMPER) (**Tabla IV.29**).

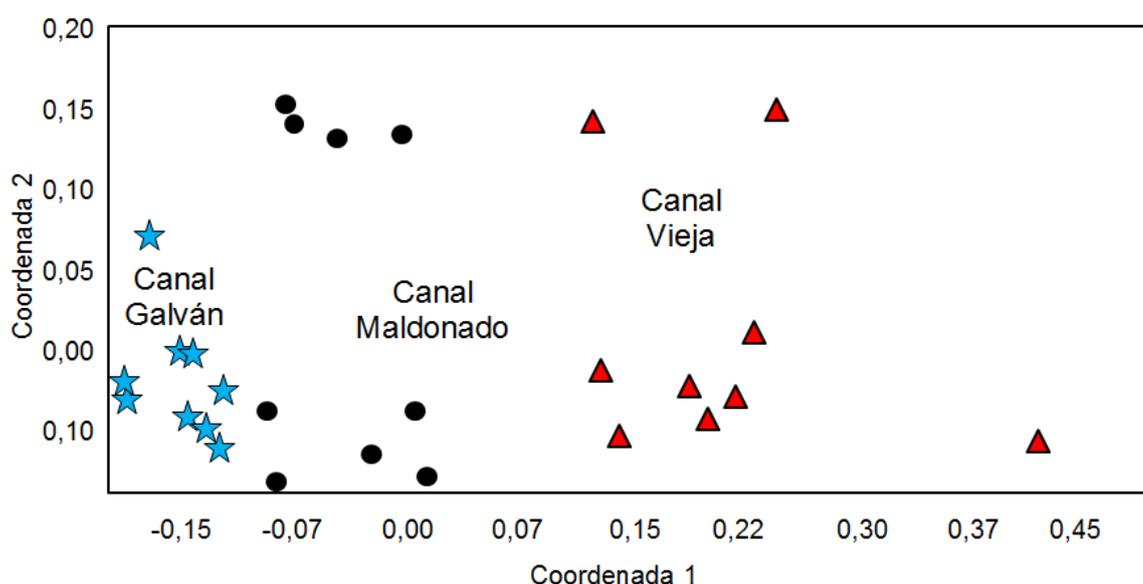


Figura IV.13. Análisis de ordenamiento multidimensional (n-MDS) de la estructura de la comunidad macrobentónica, mostrando las diferencias entre los canales Maldonado, Galván y Vieja.

Tabla IV.29. Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descritos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre los canales (CG Canal Galván, CV canal Vieja, CM Canal Maldonado).

TAXA	ABUNDANCIA			Disimilitud Media	Porcentaje Contribución
	CG	CM	CV		
<i>Tagelus plebeius</i>	0,51	0,89	0	11,24	12,37
<i>Priapulida indet.</i>	0,73	0,38	0	10,29	23,69
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0,15	0,45	0	7,83	32,31
<i>aff. Aphelochaeta sp.</i>	0	0	0,79	6,11	39,03
<i>aff. Capitellidae</i>	0	0	0,43	5,01	44,55
<i>Heterophoxus trichosus</i>	0	0,47	0	4,52	49,53
<i>Malacoceros sp.</i>	0	0,40	0,18	4,46	54,44
<i>Leodamas verax</i>	0	0,03	0,58	4,15	59,00
<i>Aricidea sp.</i>	0	0,04	0,42	3,67	63,04
<i>Buccinanops deformis</i>	0	0,25	0,03	3,24	66,61
<i>Axiothella sp.</i>	0	0	0,46	3,08	69,99

Al comprar la información de este estudio, con los resultados de la campaña realizada sobre el Canal Principal en 2015 (CP₂₀₁₅) para zonas cercanas a los canales monitoreados (Estaciones M, G y CLO ver Informe IADO, 2016), se observa que la densidad comunitaria total es similar para el Canal Maldonado y la estación M₂₀₁₅ (Canal Maldonado 1305 ind/m²; CP₂₀₁₅ 1037 ind/m²), mientras que en Galván es mayor dentro del canal que en la estación G realizada sobre el CP (Canal Galván 1341 ind/m²; CP₂₀₁₅ 582 ind/m²). En relación a Canal Vieja en 2015 los muestreos se realizaron en el Canal Vieja (Estación CLO, informe IADO, 2016) sobre el veril opuesto al que se realizaron las muestras en este estudio, las comparaciones indican que la densidad sobre el veril estudiado es menor que la de 2015 (Canal Vieja 45 ind/m²; CLO₂₀₁₅ 689 ind/m²). En relación a la riqueza (índice de Margalef) y la diversidad (índice de Shannon) en 2015 los valores obtenidos fueron mayores, para las zonas cercanas a los 3 canales en estudio, que en 2017, dentro de los canales (**Tabla IV.30**). En relación a la composición de especies *Leodamas verax* (antes *Scoloplos L. verax*) fue la especie que caracterizó la zona interna del CP₂₀₁₅, desde Puerto Cuatros hasta Canal Vieja, mientras que en el presente estudio esta especie fue una de las más relevantes para Canal Maldonado y Canal Vieja, pero no fue registrada para en el Canal

Galván donde los poliquetos *Laonereis acuta* y *Malacoceros* sp fueron las especies más abundantes, estas diferencias podrían ser explicadas por las variación en las profundidades, ya que el Canal Galván es muy somero llegando en algunos puntos a ser de unos 50 cm de profundidad (en marea baja), a diferencia del Canal Principal donde las profundidades fueron del rango de 2-6 m.

Tabla IV.30. Índices de diversidad para los Canales Maldonado, Galván y Vieja durante 2017 y para zonas cercanas a dichos canales relevadas en el monitoreo de 2015 (ver informe IADO, 2016)

	Canal Maldonado		Canal Galván		Canal Vieja	
	2017	2015	2017	2015	2017	2015
Campañas						
Shannon (H')	1,06	1,25	1,18	1,51	1,45	2,04
Margalef (D _M)	1,61	2,55	1,06	2,27	2,07	2,88
Dominancia	0,52	0,57	1,06	0,66	0,36	0,84

Columna de Agua – Granulometría y Materia Orgánica

En relación a los parámetros medidos en la columna de agua, comparando los tres canales estudiados, la principal diferencia hallada en la columna de agua es la mayor turbidez registrada en Canal Maldonado. En la **Tabla IV.31** se presentan los valores de este estudio y los datos de monitoreos previos (IADO 2014, 2016 ver Sección Comunidades Bentónicas). Comprando los datos con diciembre de 2013, la principal diferencia que surge es la menor conductividad y turbidez en 2017, con valores similares a los de 2015.

Sedimentos – Granulometría y Materia Orgánica

Los sedimentos de los tres canales presentan una granulometría limo-arenosa, aunque en Canal Vieja hay un menor porcentaje de limo y mayor de arena (Figura IV.14). Esta diferencia en la composición del sustrato de Canal Vieja, explica en parte las diferencias en la estructura comunitaria de esta canal

en relación a los canales interiores (Maldonado y Galván), por ejemplo la presencia de ciertas especies como las ofiuras (equinodermos) en Canal Vieja podría estar relacionada con el mayor porcentaje de arena de este canal. El porcentaje de materia orgánica en los sedimentos es similar en los Canales Galván ($4,58 \pm 1,26$) y Canal Maldonado ($4,48 \pm 0,72$), y levemente menor en Canal Vieja ($3,00 \pm 1,18$). En el Canal Maldonado todas las estaciones fueron homogéneas respecto de esta variable, mientras que en los otros canales la estación E1 (más interna) fue la que presentó los valores máximos. Además, en E1 del Canal Vieja se registró el potencial redox de los sedimentos más negativo y el pH más ácido indicando severas condiciones de anoxia (**Figura IV.15**). Comparando los resultados obtenidos en este estudio con los de los monitoreos previos (informes IADO, 2014; 2016), los valores obtenidos en 2017 son menores a los de diciembre de 2013 e intermedios respecto de agosto 2013 abril 2015 (**Tabla IV.31**).

Tabla IV.31. Parámetros físicos de columna de agua, durante el monitoreo de emisarios 2017 y los monitoreos realizados en 2013 y 2015 sobre el Canal Principal, en el estuario de Bahía Blanca. Referencias: CM, M. Canal Maldonado; CG G Canal Galván, CV, CLO Canal Vieja (Datos 2013 y 2015 tomados de los informes IADO, 2014; 2016).

Variables	Canal ó Estación		Diciembre 2017	Abril 2015	Agosto 2013	Diciembre 2013
Columna de agua pH (upH)	CM	M	7,85	7,90	8,95	8,70
	CG	PG	--	7,80	8,91	8,70
	CV	CLO	7,77	7,80	8,84	8,60
Columna de agua Conductividad (mS/cm)	CM	M	47,23	44,40	73,20	76,50
	CG	PG	--	45,70	74,00	75,40
	CV	CLO	52,43	49,70	74,90	74,30
Columna de agua Turbidez (UNT)	CM	M	142,67	220,00	84,00	145,00
	CG	PG	--	140,00	91,00	137,00
	CV	CLO	62,70	37,00	132,00	323,00
Columna de agua Temperatura (°C)	CM	M	20,07	16,90	8,80	18,80
	CG	PG	--	17,10	8,50	19,00
	CV	CLO	21,35	17,30	8,40	19,50
Sedimentos % Materia Orgánica	CM	M	4,48	2,94	6,74	8,31
	CG	PG	4,58	3,28	5,54	6,33
	CV	CLO	3,00	3,98	5,83	11,67

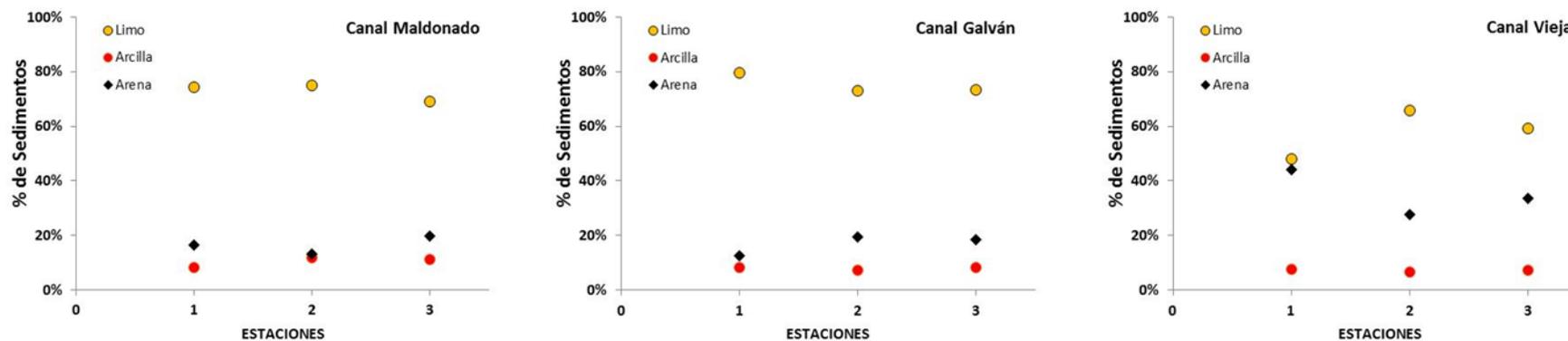


Figura IV.14. Composición granulométrica de los sedimentos muestreados, en la zona submareal de las distintas estaciones (E1 boca, E2 medio, E3 desembocadura) de los Canales Maldonado, Galván y Vieja, durante 2017 en el estuario de Bahía Blanca.

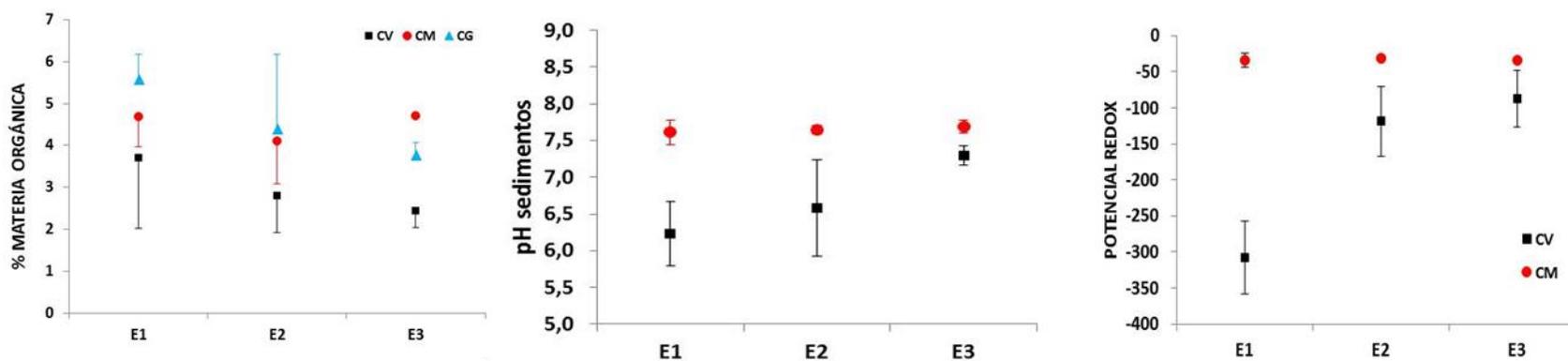


Figura IV.15. Contenido de materia orgánica, pH y potencial redox de los sedimentos muestreados, en la zona submareal de las distintas estaciones (E1 boca, E2 medio, E3 desembocadura) de los Canales Maldonado (CM), Galván (CG) y Vieja (CV) durante 2017.

Sedimentos – Microbiología

En la **Figura IV.16 A** se presentan los resultados de los recuentos de *Escherichia coli* (expresados como UFC.g-1) en los sedimentos provenientes de los canales monitoreados. Analizando la distribución de los recuentos de la bacteria indicadora de contaminación fecal, dentro de cada canal, se observa que los valores mínimos se dan en las estaciones E2 de Canal Galván y Vieja. Analizando los valores promedio se evidencia que la zona más afectada por la contaminación fecal corresponde al Canal Vieja, en particular E1 y E3. Esta área está afectada por el volcado de emisario Primera Cuenca. Le sigue Canal Galván y por último Canal Maldonado. En la **Figura IV.16 B** se presentan los resultados del NMP de bacterias degradadoras de hidrocarburo (BDH), que presentan valores máximos en las estaciones E2 de Canal Maldonado, E1 de Canal Galván y en E1 y E3 de Canal Vieja. Analizando los valores promedio se ve una tendencia de los valores a incrementar desde la Canal Maldonado hacia el Canal Vieja.

Sedimentos - Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs)

Los máximos valores de PAHs totales se hallaron en las estaciones E2 y de los Canales Galván y Vieja (**Figura IV.17**) alcanzando valores de 736 y 587 ppb (p.s.), los cuales se encontraron cercanos a la media de los valores hallados para el Canal Principal de navegación (627 ppb). Las concentraciones medias para cada zona de muestreo fueron 143, 451 y 397 ppb para Tercera Cuenca, Galván y Canal Vieja respectivamente (**Figura IV.18**). El Fluoreno, Fenantreno y Antraceno fueron los compuestos mayoritarios en cada sitio, siendo Fluoreno un factor común para los tres emisarios

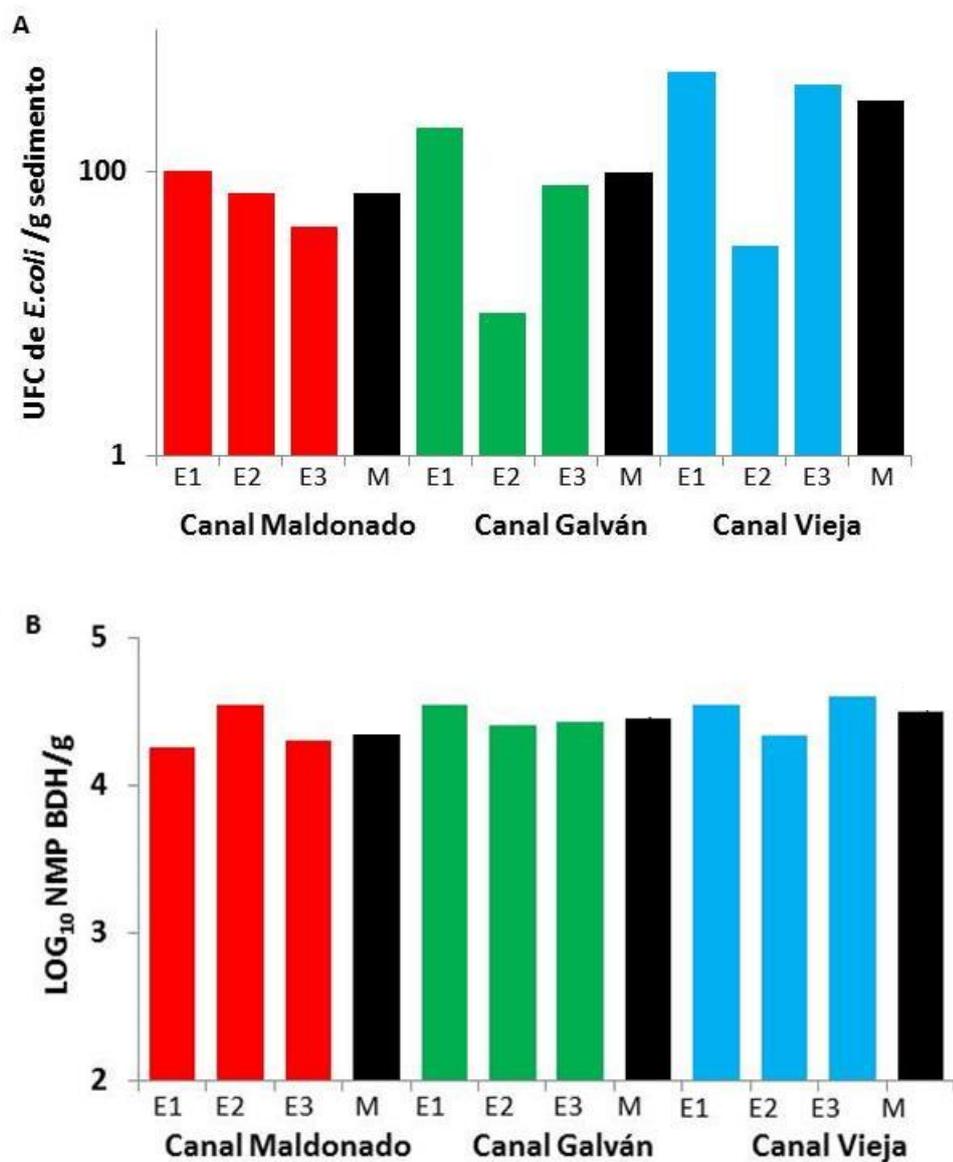


Figura IV.16. Valores por estación (E#) y medios (M) de **A) *Escherichia coli*** **B) Bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH)** (expresados como al medias del Log₁₀ NMP BDH por gramos de sedimento seco ± Desvío Estándar).



Figura IV.17. Sumatoria de PAHs hallada en las estaciones ubicadas a lo largo del **A)** Canal Galván (G) que recibe el emisario del polo petroquímico y Canal Maldonado (M), que recibe el emisario de la Tercera Cuenca. **B)** Canal Vieja, que recibe el emisario de la Primera Cuenca.

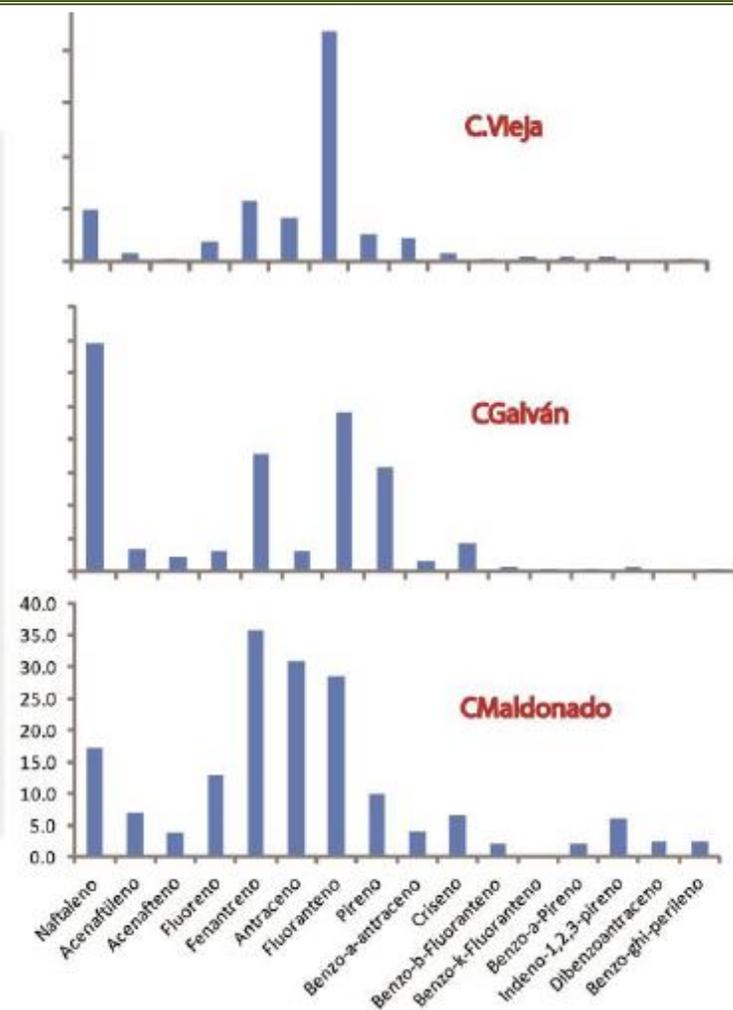
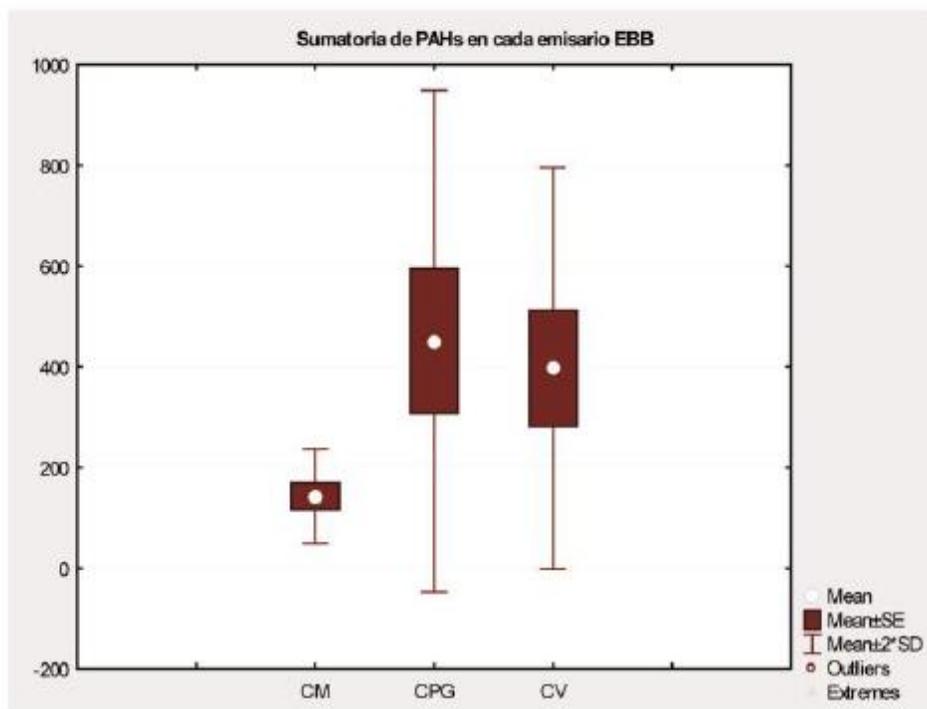


Figura IV. 18. Huella de PAHs en los Canales Maldonado, Galván y Vieja y medias para cada sitio

Análisis de ecotoxicidad asociada Al ser contrastados con los niveles guía, los niveles de PAHs hallados en los 3 canales analizados presentaron 6 excedencias, con el 44% de las muestras excediendo algún ERL individual. Esto indicó la probabilidad de efectos adversos ocasionales sobre la biota bentónica adyacente a las estaciones E1 del Canal Maldonado y E2 de los canales Galván y Vieja. El mayor porcentaje de excedencias se ubicó en la zona de Canal Vieja y Canal Galván, en acuerdo con el análisis ecotoxicológico desagregado para el Canal Principal de Navegación (**Figura IV.19**).

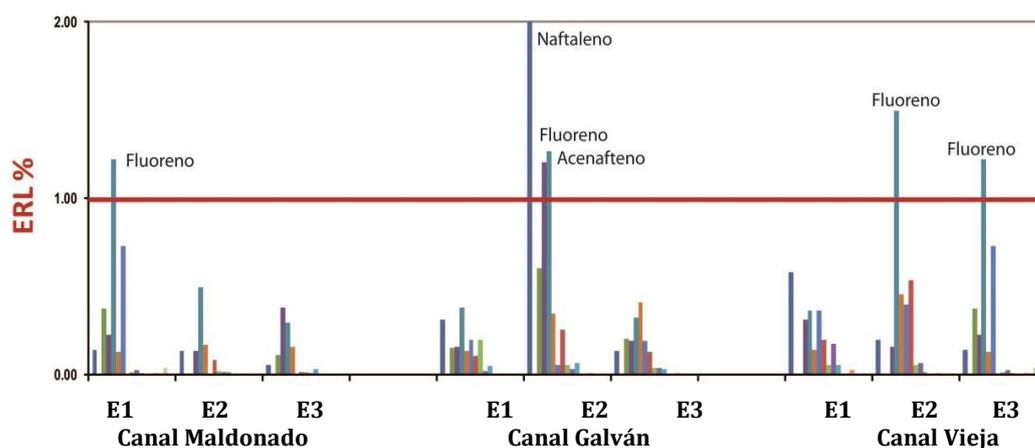


Figura IV.19. Contraste con niveles guía (ERLs) para los sedimentos asociados a los canales Maldonado, Galván y Vieja del estuario de Bahía Blanca.

Sedimentos – Metales

En relación a los metales en sedimentos en la Figura IV.20 se graficaron las concentraciones para ver la distribución espacial respecto al punto de ingreso del efluente (E1). Se incluyó en el mismo gráfico el valor obtenido para los mismos sitios por el grupo de química en la campaña número tres (Diciembre 2017).

Cadmio: en relación a este metal los sedimentos de las zonas influenciadas por efluentes, cloacales y del polo petroquímico, muestran

valores entre nd y un máximo de 0,161 mg/Kg en Canal Vieja. La distribución espacial entre E1 y E3 sólo muestra un decaimiento en Canal Vieja. Datos previos en sedimentos intermareales en la zona de Almirante Brown (Serra *et al.*, 2017) fueron menores a los del presente trabajo. Comparados con los valores guía para sedimentos marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQiRTs (Buchman, 2008), ningún resultado supera las concentraciones por encima de las cuales se estima se pueden producir efectos adversos (PEL = 4,2 ppm). Según NOAA las concentraciones halladas en todos los sedimentos evaluados pueden considerarse niveles background.

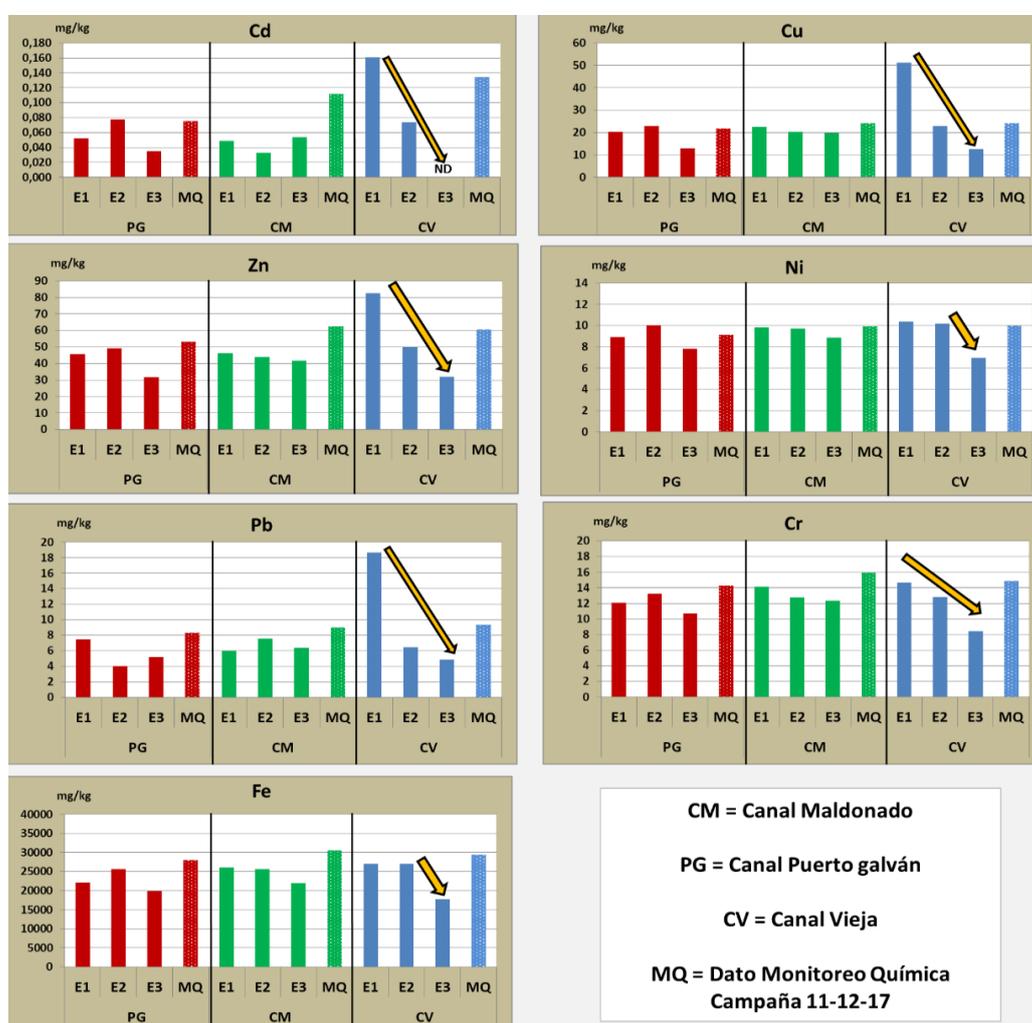


Figura IV.20. Concentraciones promedio históricas \pm error estándar de cada metal en la fracción total del sedimento del estuario de Bahía Blanca, correspondiente al periodo 2002-2016.

Plomo: Los sedimentos evaluados en los canales Maldonado y Galván indican poca variación entre los puntos y respecto al valor encontrado por monitoreo química. Sin embargo en Canal Vieja nuevamente se observa una tendencia clara a disminuir entre E1 y E3. A su vez el máximo alcanzado es E1 (18,68 mg/Kg) duplica el valor obtenido en diciembre por monitoreo química. Las concentraciones son muy inferiores a los valores guía para sedimentos marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs (Buchman, 2008), aunque el valor encontrado en E1 de Canal Vieja debe ser tenido en cuenta dado que se aproxima al ISQG/TEL, al ERL (rango de efectos bajos) y supera levemente al valor background.

Cobre: Las concentraciones de Cu en los 3 canales evaluados muestran diferente distribución: en Canal Galván y Canal Maldonado son más homogéneas entre las estaciones E1, E2 y E3, y también respecto a los valores obtenidos por monitoreo química. Sin embargo en Canal Vieja la distribución es diferente, primero muestra una disminución desde E1 a E3 y segundo el valor en E1 es muy superior a todos los otros resultados alcanzando una concentración de 51,3 mg/Kg que supera ampliamente el nivel guía (TEL) umbral para sedimentos marinos, aunque no alcanza el valor de PEL (rango en el que se producen con frecuencia efectos adversos).

Zinc: se observó que tanto en Canal Maldonado como en Canal Galván la distribución entre estaciones (E1, E2 y E3) es homogénea y con valores similares a los obtenidos por el monitoreo de química (rango entre los dos sitios 31,66 a 49,34 mg/Kg). Sin embargo en Canal Vieja el comportamiento entre estaciones fue distinto, con una clara disminución desde E1 (más influenciado por el canal que deriva de la cloaca) hacia E3. A la vez la concentración hallada en E1 de 82,66 mg/Kg fue muy superior a las mediciones realizadas por el monitoreo de química como también a valores históricos, aunque todavía resulta inferior a los valores que podrían estar causando algún tipo de efecto biológico adverso a la biota del lugar. Esta concentración medida lleva a

proponer firmemente realizar una evaluación más exhaustiva del área teniendo a la vez muy en cuenta el punto de muestreo sobre el área a monitorear. El sedimento de la E1 corresponde al veril norte en la confluencia del canal que proviene de la cloaca y Canal Vieja.

Cromo: la distribución entre estaciones (E1, E2 y E3) en cada canal muestreado fue homogénea y con valores similares a los obtenidos por el monitoreo de química (rango considerando todos los sitios 8,44 a 14,72 mg/Kg). Aunque vale destacar en Canal Vieja la leve tendencia a disminuir desde la estación más interna a la más externa. La máxima concentración detectada fue en la estación E1 en Canal Vieja (14,72 mg/Kg). Este valor es superior a los históricos promedios para la zona media-interna del estuario de Bahía Blanca.

Niquel: del estudios se observó que la distribución entre estaciones (E1, E2 y E3) en cada canal muestreado fue bastante homogénea y con valores similares a los obtenidos por el monitoreo de química (rango considerando todos los sitios 6,94 a 10,40 mg/Kg). Aunque en Canal Galván el pico fue en E2, en Canal Maldonado y Canal Vieja fue en E1 seguido con poca diferencia por E2 y menor en E3 principalmente en Canal Vieja. La máxima concentración detectada fue en la estación E1 en Canal Vieja y es inferior al máximo promedio históricos.

Hierro: la distribución entre las 3 estaciones (E1, E2 y E3) en cada canal de muestreo fue bastante homogénea y con valores similares a los obtenidos por el monitoreo de química (rango considerando todos los sitios 17,82 a 27,11 mg/g). Sin embargo, algunas consideraciones deben ser hechas: en Canal Galván el pico fue en E2, en Canal Maldonado y Canal Vieja fue en E1 seguido con poca diferencia por E2 y menor en E3 principalmente en Canal Vieja. La máxima concentración detectada fue en la estación E1 en Canal Vieja y es inferior al máximo promedio histórico.

IV.5. CONSIDERACIONES FINALES

Inventario

Se ha realizado el inventario de las comunidades bentónicas del Canal Principal de Navegación y de la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca. Se recomienda: i) completar el inventario de las zonas portuarias con un muestreo submareal en el Puerto de Ingeniero White a fin de detectar la presencia de otras especies exóticas, ii) actualizar el inventario de ambas comunidades (zonas portuarias y de fondos blandos) dentro de un período que no supere los 5 años.

Emisarios

El muestreo de los emisarios aporta la primera información de las comunidades bentónicas asociadas a los canales que reciben o están afectados por los efluentes de emisarios urbanos e industriales y que conectan con el Canal Principal de Navegación. Además, se ha analizado en forma conjunta el ambiente donde se desarrollan dichas comunidades (análisis de los sedimentos). Se presenta a continuación un resumen con los datos más relevantes para cada canal monitoreado. Se recomienda continuar con este monitoreo semestralmente (estación fría y cálida).

IV.6. SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y AMBIENTAL DE LOS MUESTREOS DE LOS EMISARIOS

CANAL MALDONADO

Comunidad biológica

Total 28 taxa

E1 *Laeonereis acuta*; *Tagelus plebeius* y *Malacoceros* sp.

E2 *Tagelus plebeius* y *Malacoceros* sp.

E3 *Leodamas verax* y *Monocorophium insidiosum*

La densidad comunitaria, la riqueza de especies y la dominancia aumentan hacia E3. La biomasa es mínima en E3

Las curvas Biomasa-Abundancia indican enriquecimiento orgánico en E3.

Parámetros ambientales

Columna de agua: mayor turbidez en las estaciones internas E1 y E2.

Sedimentos: limo-arcillosos

E1 mayor abundancia de *Escherichia coli*

E2 mayor abundancia de Bacterias degradadoras de Hidrocarburos (BDH) y de Hidrocarburos Aromaticos Policiclicos Totales (PAH) (excedencia de Fluoreno)



Figura IV.21. Imagen del estuario de Bahía Blanca, donde se indican las Estaciones de muestreo realizadas sobre el Canal Maldonado. Imagen tomada del Google Earth.

CANAL GALVÁN

Comunidad biológica

Total 10 taxa

E1 y E2 *Laeonereis acuta* y *Malacoceros* sp.

E3 *Tagelus plebeius*.

E2 máxima densidad comunitaria y mínima biomasa

Riqueza, diversidad y dominancia homogéneos en las 3 estaciones

Las curvas Biomasa-Abundancia indican enriquecimiento orgánico en E2.

Parámetros ambientales

Sedimentos: limo-arcillosos

Materia orgánica disminuye de E1 a E3

E1 mayor abundancia de *Escherichia coli* y de BDH

E2 mayor abundancia de PAH Totales (excedencia de Fluoreno, Naftaleno y Acenafteno)



Figura IV.22. Imagen del estuario de Bahía Blanca, donde se indican las Estaciones de muestreo realizadas sobre el Canal Galván. Imagen tomada del Google Earth.

CANAL VIEJA

Comunidad biológica

Total 37 taxa

E1 *casi ausencia de especies.*

E2 y E3 *Aphelocheta sp, Aricidia sp. y Leodamas verax.*

E2 mayor densidad y biomasa comunitaria

E3 mayor riqueza de especies

Las curvas Biomasa-Abundancia indican enriquecimiento orgánico en E1 y E3.

Parámetros ambientales

Columna de agua: mayor turbidez en E1

Sedimentos: limo-arenosa y Areno-limoso

E1 mayor % de Materia orgánica, potencial redox negativo (indicando condiciones de anoxia). Valores altos de Pb, Cu, Zn y Cr

E1 y E3 mayores abundancias de *Escherichia coli* y BDH

E2 mayor concentración de PAH totales (excedencia de Fluoreno)

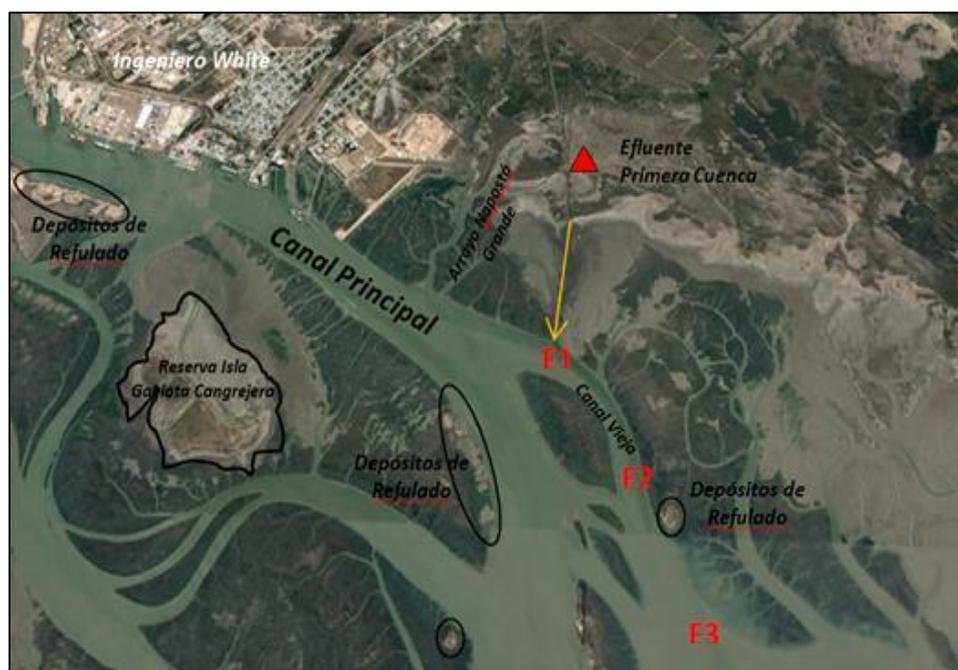


Figura IV.23. Imagen del estuario de Bahía Blanca, donde se indican las Estaciones de muestreo realizadas sobre el Canal Vieja. Imagen tomada del Google Earth.

IV.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso G.M., Chiesa I.L. (2014).** Phoxocephalidae. *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*, 3, 205-213.
- Banse K., Hobson K. (1974).** Benthic errantiate polychaetes of British Columbia and Washington. *Fisheries and Marine Service, Ottawa, Bull. N 185*.
- Bernasconi I., D'Agostino M.M. (1971).** Ofiuroideos argentinos. *Physis*, 30 (81), 447-469.
- Bernasconi I., D'Agostino M.M. (1977).** Ofiuroideos del mar epicontinental argentino. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia*, 5(1), 66-114.
- Bernasconi I. (1969).** Equinodermos argentinos. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia*, 9(9), 197-210.
- Borja Á., Franco J., Pérez V. (2000).** A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114
- Borja Á., Ranasinghe A., Weisberg S.B. (2009).** Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 59, 1–4
- Boschi E.E., Fischbach C.E., IORIO M.I. (1992).** Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de la Argentina. *Frente Marítimo*, 10, 7-94.
- Bremec C.S., Martínez D.E., Elías R. (2004).** Asociaciones bentónicas de fondos duros y comunidades incrustantes. Pp. 171-178. En: *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca* (Piccolo M.C. & M.S. Hoffmeyer, eds.). Instituto Argentino de Oceanografía. Bahía Blanca, Argentina.
- Castellanos Z.J.A. de. (1992).** Catálogo descriptivo de la malacofauna magallánica. Neogastropoda, Columbelloidea, Pyrenoidae, Cominelloidea y Fasciolarioidea. Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. 41 pp.
- Clarke K.R., Warwick R. (1993).** Environmental effects on benthic communities. Training Workshop on "Multivariate Analysis of Benthic Community Data". Lecture Notes for SEAS/EPOSII Workshop, Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Clarke K.R., Gorley R.N. (2006).** PRIMER V6: User Manual/Tutorial. Primer-E, Plymouth: 190 p.

-
- Dauvin J.C. (2007).** Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6), 271-81
- Dean H.K. (2008).** The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical*, 56, 11-38.
- Fauchald K. (1977).** The polychaete worms; definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County & the Allan Hancock Foundation. *Science Series* 28: 188 p.
- Forcelli D., Narosky T. (2015).** Moluscos marinos de Argentina, Uruguay y Brasil. 2015. Vazquez Mazzini editores, Buenos Aires, Argentina: 272 p.
- Hobson K., Banse K. (1981).** Sedentariate and archiannelid polychaetes of British Columbia and Washington. *Fisheries and Marine Service*, Ottawa, Bull. N° 209
- IADO (2014).** Programa de Monitoreo de la calidad ambiental del Estuario de Bahía Blanca. <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medio-ambientales>
- IADO (2016).** Programa de Monitoreo de la calidad ambiental del Estuario de Bahía Blanca. <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medio-ambientales>
- Magurran A.E. (1988).** Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Serra A.V., Botté S.E., Cuadrado D.G., La Colla N.S., Negrin V.L. (2017).** Metals in tidal flats colonized by microbial mats within a South-American estuary (Argentina). *Environmental Earth Sciences*, 76 (6), 254.
- Orensanz J.M. (1976).** Los anélidos poliquetos de la Provincia Biogeográfica Magallánica. I. Catálogo de las especies citadas hasta 1974. Contribución Técnica N° 1. Lab. de Comunidades Bentónicas. Santa Clara del Mar. 83 pp.
- Warwick R.M. (1986).** A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.

CAPÍTULO V

Caracterización Química marina de la zona interna del estuario.

Coordinador: Dr. Jorge Marcovecchio

CAPÍTULO V

Sección V.1

Parámetros oceanográficos y nutrientes inorgánicos

Coordinadora: Dra. Carla SPETTER

V.1.1. OBJETIVO

En el presente informe, esta sección tiene como objetivo describir la distribución estacional de los parámetros oceanográficos y macronutrientes en agua de mar superficial de seis (6) estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante el período comprendido entre el invierno de 2017 y otoño de 2018.

V.1.2. MATERIALES Y METODOS

Toma y procesamiento de las muestras

Las muestras de agua de mar superficial (≈ 0.50 m prof.) para la determinación de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fósforo reactivo soluble (FRS, como PO_4^{3-}), silicatos (DSi), clorofila *a*, feopigmentos y materia orgánica particulada (MOP, como Carbono Orgánico Particulado) se recolectaron usando una botella de tipo Van Dorn de 2.5 L (Margalef, 1980; APHA, 1998) y se transportaron, en recipientes plásticos acondicionados, refrigerados en heladera portátil hasta el laboratorio. Simultáneamente, se midieron *in situ* los parámetros físico-químicos (temperatura, pH, conductividad/salinidad y turbidez) mediante una sonda multisensor HANNA HI 769828 y se fijaron las muestras de agua para posterior determinación del Oxígeno Disuelto.

Las muestras de agua para la determinación de los macronutrientes disueltos y MOP fueron filtradas, a baja intensidad luminosa, a través de filtros de fibra de vidrio grado F (47 mm de diámetro y un tamaño de poro de $0,7 \mu\text{m}$) previamente muflados ($450 - 500$ °C, 1h) a una presión de vacío controlada. Las muestras de agua (~ 50 mL) se conservaron en botellas plásticas, acondicionadas, en el freezer (a -20°C) hasta el momento de su análisis (Grasshoff, 1976; McDonald y McLaughlin, 1982; APHA, 1998). En el caso de

las muestras destinadas a la determinación de NH_4^+ (~13 mL) se conservaron en tubos de plástico tipo “Falcon” acondicionados a los cuales se les agregó 35 μL de HgCl_2 3,5% (p/v) como conservante (Grasshoff, 1976). Los filtros utilizados en este caso (para un volumen mínimo de muestra de 250 mL) fueron fijados con Na_2SO_4 0,32 M, plegados y conservados en sobres de papel aluminio muflados, en la heladera (-4°C) hasta el momento de la determinación de MOP (Strickland y Parsons, 1968).

Para la determinación de clorofila *ay* feopigmentos, un volumen no menor a 250 mL de agua se filtró a través de filtros de fibra de vidrio grado F (47 mm de diámetro y un tamaño de poro de 0,7 μm), a baja intensidad luminosa y a una presión de vacío controlada. A los filtros utilizados en este caso se les agregó unas gotas de una solución saturada de MgCO_3 y fueron plegados, conservados en la oscuridad en sobres de papel aluminio y refrigerados en heladera (-4°C) hasta su análisis (APHA, 1998).

Métodos Analíticos

La determinación de la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos se realizó en forma automática mediante el uso del equipo Autoanalyzer Technicon II. Este analizador automático consta de cuatro canales, para la determinación de nitrito, nitrato, fosfato y silicatos en simultáneo. A continuación se realiza un detalle de los métodos seguidos en cada caso:

Nitrito (NO_2^-): Benschneider y Robinson (1952) automatizado por Grasshoff et al. (1983). LC: 0,02 μM

Nitrato (NO_3^-): Treguer y Le Corre (1975). LC: 0,10 μM .

Fosfatos (PO_4^{3-}): Eberlein y Kattner (1987), basado en el método original de azul de molibdeno de Murphy y Riley (1962). LC: 0,01 μM .

Silicatos Disueltos (DSi): Technicon®, 1973. LD: 1,00 μM .

La concentración de amonio se determinó de manera manual siguiendo el método de Solorzano (1969) usando el espectrofotómetro UV-Vis Jenway 6715. LD: 0,10 μM .

El contenido de pigmentos fotosintéticos (Clorofila *a* y Feopigmentos) se determinó mediante la extracción con Acetona 90% y el agregado de HCl 0,1 N para obtener la lectura de los feopigmentos de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA (1998). Las lecturas de los extractos se realizaron en un espectrofotómetro UV-vis Jenway 6715. LD: 0,02 $\mu\text{g L}^{-1}$.

El contenido de Materia Orgánica en el material particulado en suspensión se determinó siguiendo el método descrito por Strickland y Parsons (1968). Las lecturas de absorbancia se realizaron utilizando un espectrofotómetro UV-visible, Jenway 6715. Rango: 10 – 4000 mgC m^{-3} .

Análisis Estadístico

Las diferencias entre sitios fueron analizadas combinando todos los datos para el período de estudio completo (es decir, ignorando las diferencias estacionales) aplicando un ANOVA Simple, trabajando con un nivel de significación del 5%. La distribución normal y la homocedasticidad de cada grupo de datos se probaron con el test de Shapiro-Wilk modificado ($p > 0,05$) y de Levene ($p > 0,05$). Cuando alguno de los supuestos no se cumplió, los análisis de los datos se llevaron a cabo mediante un ANOVA no paramétrico. A su vez, se aplicó una correlación de Spearman entre los datos de los macronutrientes y el recuento de bacterias en aguas descrito en el **Capítulo III** de este Informe (*Microbiología*). Para ello, se empleó la versión 2016 de Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

V.1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables físico-químicas:

La distribución estacional del pH mostró los mayores valores en Agosto de 2017 (7,9 – 8,2) para todas las estaciones analizadas (**Figura V.1.1a**). Los menores valores de pH se detectaron en Mayo de 2018 (6,7 – 7,0) en todas las estaciones analizadas excepto en la estación 1 (CLO) en donde se detectó un valor de 6,3 en diciembre de 2017 y cabe destacar que fue el mínimo valor registrado para todo el período analizado y el menor valor de pH registrado respecto a los estudios de monitoreo anteriores (IADO 2014 y referencias allí citadas, IADO 2016). En general, el pH fue de $7,3 \pm 0,5$, detectándose la mayor variabilidad en la estación 1 (CLO) (**Tabla V.1.1**). Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo. Dichos valores se encuentran dentro de los valores reportados para el estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003; Spetter 2006; IADO 2010, 2014, 2016).

La temperatura del agua superficial siguió una marcada tendencia estacional presentando los menores valores en Mayo de 2018 (11,3 – 13,0°C), que como la campaña se realizó hacia fines de dicho mes fue coincidente con el comienzo de la época fría en la zona, excepto la estación 2 (IW) que presentó el mínimo en Agosto de 2017 (11,9 °C) (**Figura V.1.1b**). Los mayores valores de temperatura se observaron en verano, Febrero de 2018 (21,9 – 24,1 °C). Teniendo en cuenta todo el período muestreado, la temperatura del agua superficial fue de $17,1 \pm 5,0$ °C. En cuanto a este parámetro, no se hallaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo para el período analizado.

La variación estacional de la salinidad (**Figura V.1.1c**) mostró los mayores valores en Febrero de 2018 (34,77 – 39,24) coincidente con las altas temperaturas y una mayor evaporación del agua superficial. Los menores valores de Salinidad se observaron en Agosto de 2017 (26,29 – 32,16), excepto para las estaciones 4 (M) y 5 (3a C) donde el mínimo valor fue registrado en

Diciembre de 2017. Para todo el período analizado, el menor valor medio de salinidad se registró en la estación 5 (3a C), mientras que el mayor valor medio en la estación 2 (IW) (**Tabla 1**); sin embargo, del análisis estadístico se concluye que no se hallaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo.

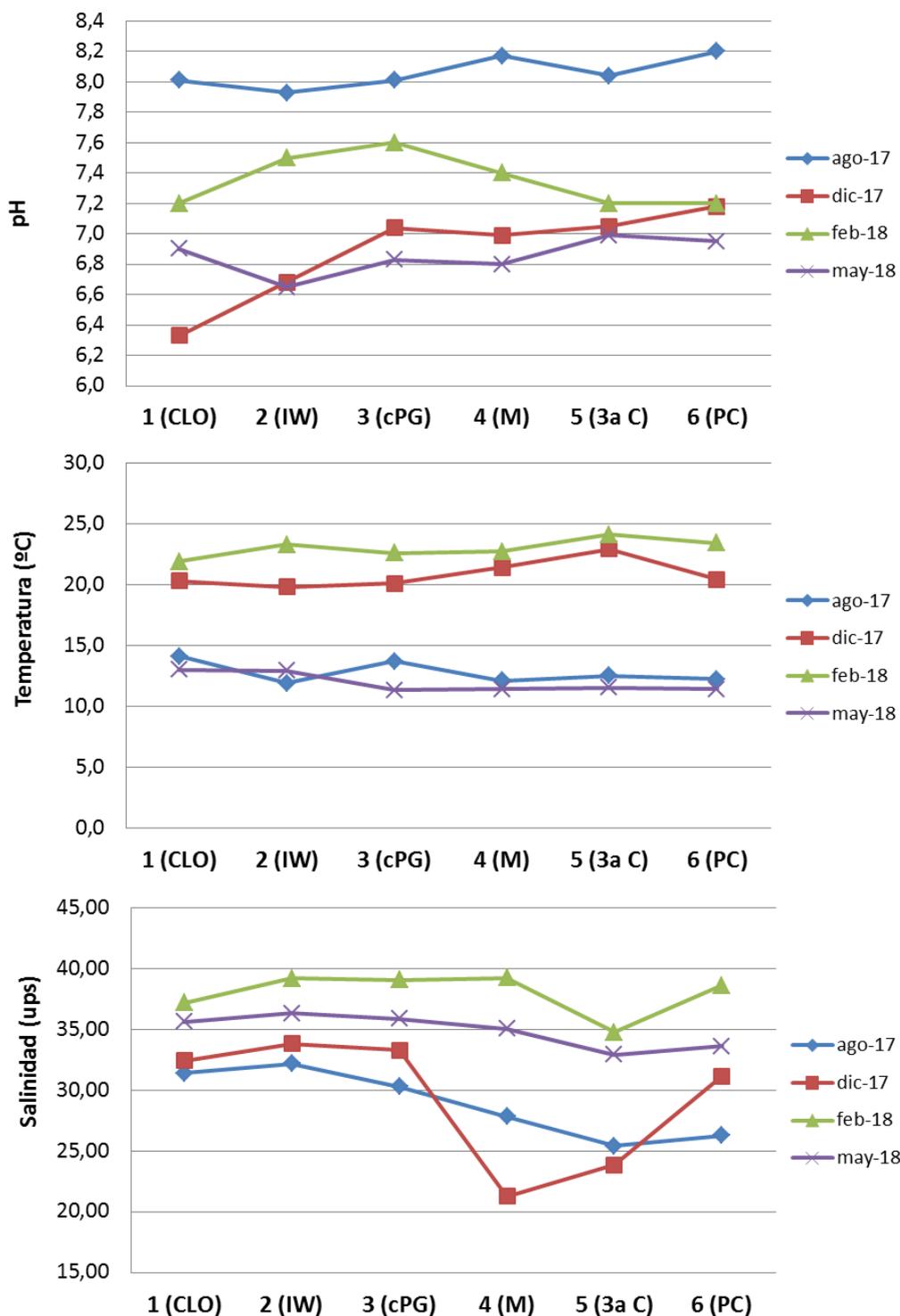


Figura V.1.1: Distribución de (a) pH, (b) temperatura y (c) salinidad en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

La distribución estacional de la turbidez fue muy variable (15 – 229 UNT) con un valor medio de 41 ± 51 UNT. El mínimo valor se registró en la estación 6 (PC) y el máximo en la estación 3 (cPG), ambos en Diciembre de 2017 (**Figura V.1.2a**). En este caso, las estaciones 3 (cPG) y 5 (3a C) presentaron valores medios de turbidez significativamente mayores a los de la estación 1 (CLO) ($p=0,02$) (**Tabla V.1.1**). Si bien, los valores de turbidez reportados en este estudio son similares a los reportados para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010, 2014, 2016) cabe destacar que en los últimos dos estudios de monitoreo tanto la estación 3 (cPG) como la 5 (3a C) han ido incrementando los valores de turbidez. Un incremento en los valores de turbidez no solo limitan la floración fitoplanctónica sino que también podrían llegar a producir cambios en la dominancia de las especies del fitoplancton presente en las floraciones típicas (*blooms*) del estuario (Guinder *et al.*, 2012).

En el caso del oxígeno disuelto (OD) se detectaron concentraciones medias de $7,38 \pm 1,64$ mg L⁻¹. Los máximos valores medios se hallaron en las estaciones 3 (cPG) y 6 (PC), mientras que el mínimo valor medio se encontró en la estación 1 (CLO) (**Figura V.1.2b, Tabla V.1.1**). No se hallaron diferencias entre sitios; sin embargo, se detectó un mínimo valor de 3,14 mg L⁻¹ en la estación 1 (CLO) en Diciembre de 2017 (**Figura V.1.2b**). Si bien la literatura considera una concentración de OD ≤ 2 mg L⁻¹ como límite para identificar “zonas muertas” (hipoxia), actualmente se conoce que existe una sobreestimación en dicho valor ya que, combinado con la demanda de oxígeno para la respiración de los organismos, el incremento de la temperatura que disminuye la solubilidad del oxígeno y el aumento en el contenido de materia orgánica, por debajo de los 4 mg L⁻¹ produce efectos en la reproducción de algunos organismos (en algunos casos entre 4 y 7 mg L⁻¹), un descenso en el consumo de alimentos y una situación de estrés para los organismos benthicos, entre otras consecuencias para la vida en el ambiente acuático (Diaz y Rosenberg, 1995; Vaquer-Sunyer y Duarte, 2008; Yoann *et al.*, 2018). Teniendo en cuenta lo anteriormente descrito es que el bajo valor detectado en

Diciembre de 2017 (época cálida) es una señal de alarma que debe considerarse y controlarse para evitar la degradación del hábitat general.

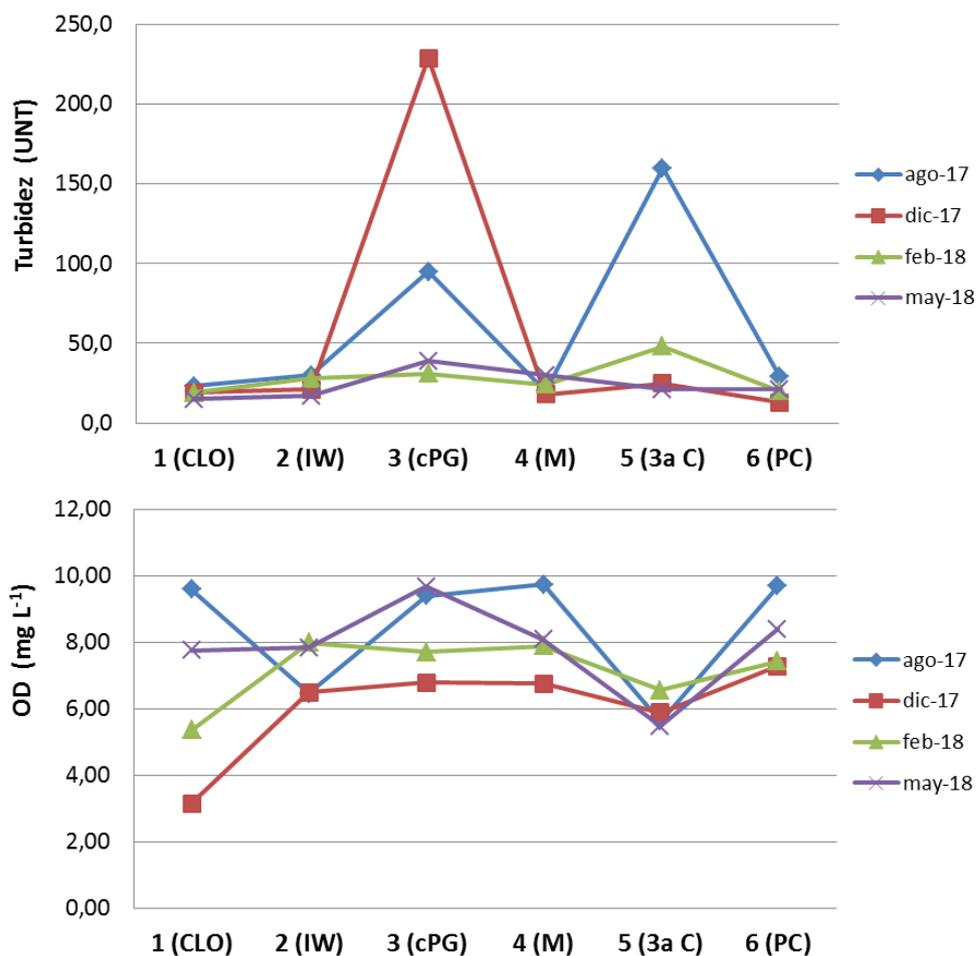


Figura V.1.2: Distribución de (a) turbidez y (b) oxígeno disuelto en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

Materia Orgánica Particulada

La variación estacional del contenido de materia orgánica particulada presentó las mayores concentraciones en Febrero de 2018 (3310 – 5181 mgC m⁻³) para todas las estaciones de muestreo excepto en el caso de las estaciones 2 (IW, 4174 mgC m⁻³) y 3 (cPG, 5855 mgC m⁻³) cuyos máximos se observaron en Diciembre de 2017 (**Figura V.1.3**). Durante Agosto de 2017 se detectaron niveles constantes y estables de MOP (2977 ± 327 mgC m⁻³). Los

mínimos valores de MOP se reportaron en las estaciones 5 (3a C, 1477 mgC m⁻³) y 6 (PC, 1694 mgC m⁻³) en Mayo de 2018 (**Figura V.1.3, Tabla V.1.1**). El análisis estadístico no arrojó diferencias entre los sitios analizados. Los valores de MOP reportados en este estudio se encuentran dentro de los valores normales reportados en estudios previos para la zona interna del Estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2003, 2008, 2009, 2010, 2014, 2016).

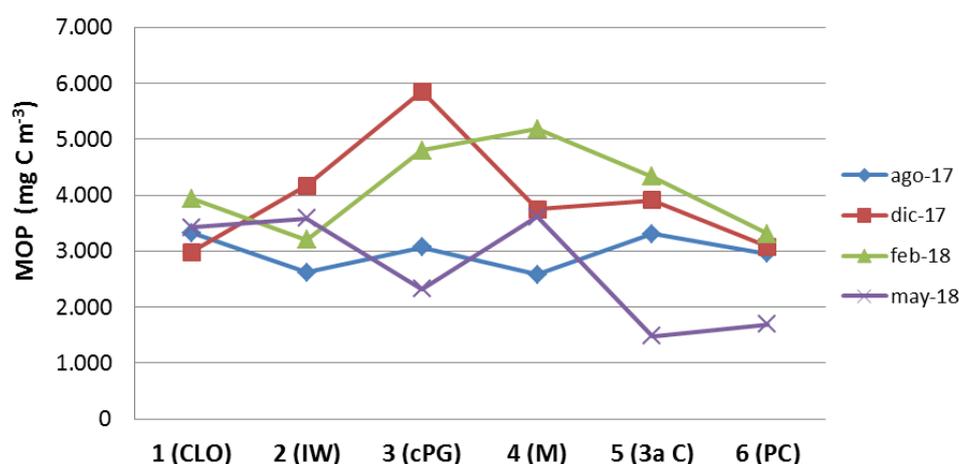


Figura V.1.3: Distribución de la concentración de la materia orgánica particulada en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

Clorofila a y Feopigmentos

Los pigmentos participantes de la fotosíntesis constituyen una buena estimación de la biomasa fitoplanctónica; de hecho, la determinación de la concentración de Clorofila a es una medida directa de ésta (Zeitzerschel, 1978; Smayda, 1978). La relación entre la concentración de la Clorofila a y la de feopigmentos es un indicador del estado de la población fitoplanctónica, tendiendo a disminuir a medida que envejece la misma.

En este estudio, los mayores valores de Clorofila *a* fueron detectados en Agosto de 2017 (10,25 – 19,81 $\mu\text{g L}^{-1}$) para todas las estaciones analizadas, observándose un incremento desde la estación más externa (1, CLO) a la más interna (6, PC) (**Figura V.1.4a**). Las menores concentraciones de Clorofila *a* se detectaron en Diciembre de 2017 para la estación 3 (cPG), Febrero de 2018 para las estaciones 1 (CLO), 5 (3a C) y 6 (PC) y Mayo de 2018 para las estaciones 2 (IW) y 4 (M); todas no detectables excepto la estación 2 (IW) cuyo mínimo fue de 1,34 $\mu\text{g L}^{-1}$ (**Figura V.1.4a, Tabla V.1.1**). Si bien la estación 2 (IW) presentó los mayores valores medios para este parámetro, no se hallaron diferencias significativas entre sitios de muestreo.

La concentración de feopigmentos mostró un pico máximo en Febrero de 2018 en la estación 6 (PC, 16,47 $\mu\text{g L}^{-1}$) y otro en la estación 5 (3a C, 13,07 $\mu\text{g L}^{-1}$) (**Figura V.1.4b**). Durante el mes de Diciembre de 2017, la concentración de los feopigmentos se mantuvo generalmente en valores no detectables en todas las estaciones analizadas, excepto en la estación 3 (cPG) en donde se detectó un pico de 9,35 $\mu\text{g L}^{-1}$ (**Figura V.1.4b**). El análisis estadístico no arrojó diferencias significativas entre estaciones de muestreo para el caso de los feopigmentos.

Al igual que en informes previos, los máximos de Clorofila *a* estarían relacionados con la floración fitoplanctónica invernal típica del estuario de Bahía Blanca (Spetter *et al.*, 2015 y referencias allí citadas).

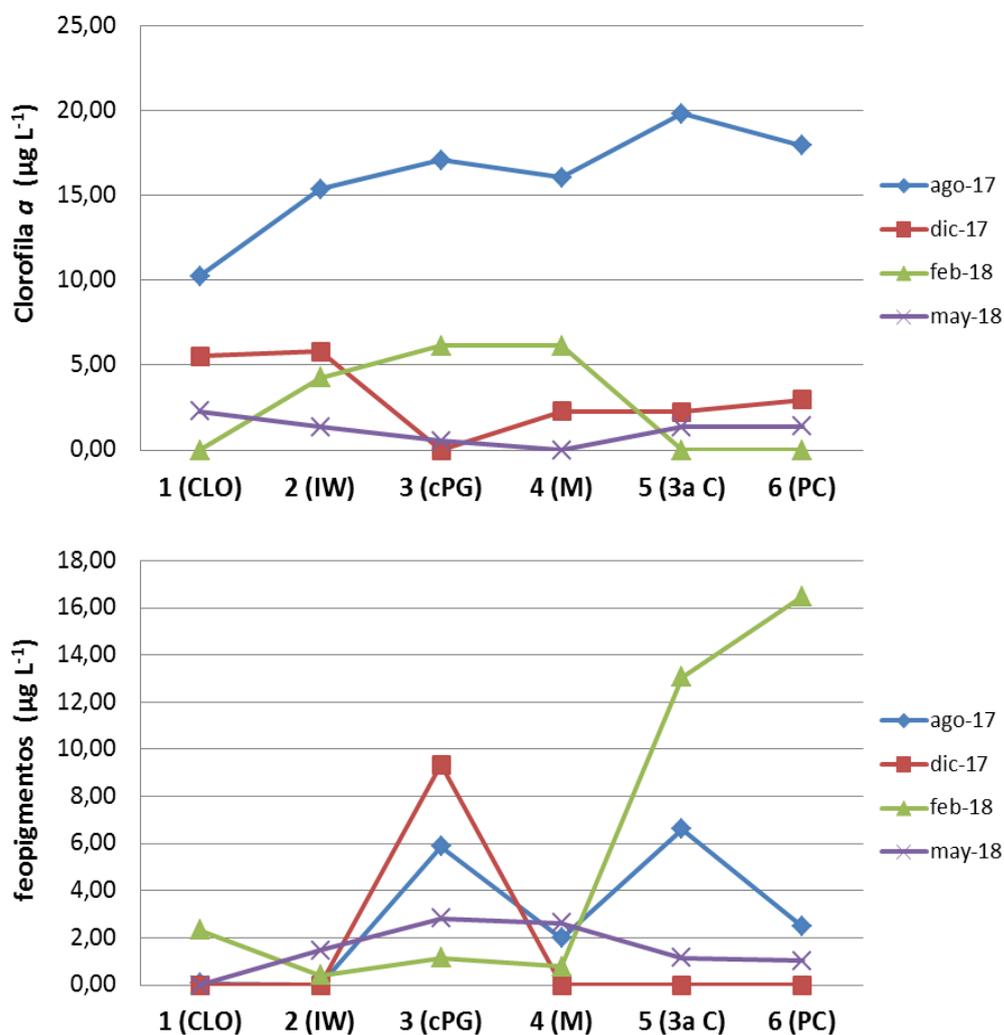


Figura V.1.4: Distribución de la concentración de (a) clorofila a y (b) feopigmentos en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

Nutrientes Inorgánicos Disueltos

La concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos durante todo el período muestreado fue de $1,50 \pm 1,09 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NO_2^- , $11,04 \pm 12,76$ para NO_3^- , $62,42 \pm 145,82 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NH_4^+ , $2,46 \pm 1,23 \mu\text{mol L}^{-1}$ para FRS y $49,56 \pm 26,34 \mu\text{mol L}^{-1}$ para DSi.

En cuanto a los macronutrientes de nitrógeno, se pudo observar en la distribución estacional que las menores concentraciones de NO_2^- y NO_3^- se registraron en Agosto de 2017 ($0,17 - 0,89 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $\text{nd} - 1,35 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente), a excepción de la estación 1 (CLO) que para el caso de NO_2^- se reportó en Febrero de 2018 ($0,30 \mu\text{mol L}^{-1}$) (**Figura V.1.5a y V.1.5b, Tabla V.1.1**). Los mayores niveles de NO_2^- se observaron en Febrero de 2018 para todas las estaciones de muestreo ($2,46 - 3,84 \mu\text{mol L}^{-1}$) a excepción de la estación 1 (CLO) que se dio en Mayo de 2018 ($1,32 \mu\text{mol L}^{-1}$). Por su parte, NO_3^- presentó los mayores valores en Mayo de 2018 ($14,57 - 23,47 \mu\text{mol L}^{-1}$) a excepción de las estaciones 1 (CLO) y 5 (3a C) quienes presentaron los mayores valores en Diciembre de 2017 ($13,72 \mu\text{mol L}^{-1}$) y Febrero de 2018 ($58,20 \mu\text{mol L}^{-1}$), respectivamente (**Figura V.1.5b**). En el caso del NH_4^+ , se observaron valores muy variables ($\text{nd} - 662,90 \mu\text{mol L}^{-1}$), independientemente de la época del año (**Figura V.1.6a, Tabla V.1.1**).

En cuanto a la distribución espacial, se reportaron los mayores valores medios de NO_2^- y NO_3^- en la estación 5 (3a C), de $2,16 \pm 1,23 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $23,41 \pm 24,66 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente (**Tabla V.1.1**). Para el caso del NH_4^+ , esto se dio en la estación 1 (CLO), $268,42 \pm 287,46 \mu\text{mol L}^{-1}$ (**Tabla V.1.1**). El análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre sitios para NO_2^- y NO_3^- ; sin embargo, para el NH_4^+ las estaciones 1 (CLO) y 5 (3aC) presentaron concentraciones significativamente mayores a las de la estación 3 (cPG) ($p = 0,0053$) (**Tabla V.1.1**). Por otro lado, se observó una correlación positiva entre el NH_4^+ y los recuentos de *E. Coli* (indicadora de contaminación fecal reciente); así como con las bacterias heterótrofas de origen terrestre. Todo esto pone en

evidencia el ingreso de amonio y de este tipo de bacterias por parte de la descarga cloacal de la ciudad de Bahía Blanca.

En Agosto de 2017, el amonio NH_4^+ fue la especie predominante en la composición del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN, por sus siglas en Inglés Dissolved Inorganic Nitrogen) tal como se ha encontrado en trabajos previos realizados en la zona interna del estuario de Bahía Blanca (Spetter, 2006; Spetter *et al.*, 2008; Popovich *et al.*, 2008; Spetter *et al.*, 2015); de todos modos, en el resto de las campañas su predominancia se alternó con la del NO_3^- en todas las estaciones de muestreo a excepción de la estación 1 (CLO) en donde el NH_4^+ predominó en todas las campañas realizadas. El incremento en la concentración de NO_3^- ha sido detectada en informes anteriores (IADO 2014 y 2016) sobre todo en las estaciones más internas, tal como nuevamente se ha observado en este informe. La alta carga de NO_3^- en la zona costera puede alterar la eficiencia en la asimilación de NO_3^- por parte fitoplancton (Lunau *et al.*, 2013).

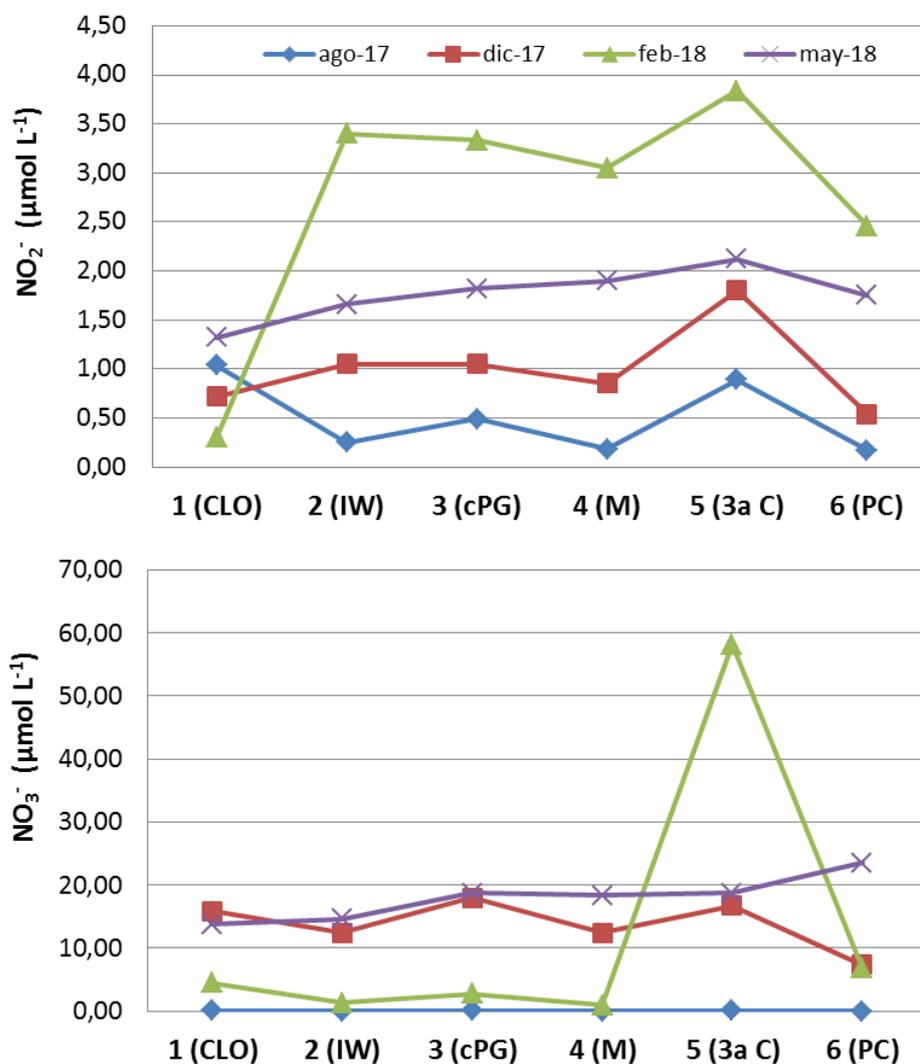


Figura V.1.5: Distribución de la concentración de (a) nitrito y (b) nitrato en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

En las estaciones 1 (CLO) y 5 (3a C) se reportaron concentraciones de NH_4^+ de $662,90 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $205,70 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente (**Figura V.1.6a y Tabla V.1.1**). El NH_4^+ es considerado un estresor para la biota (ANZACC/ARMCANZ, 2000) y su toxicidad es atribuida principalmente a su forma no ionizada, el NH_3 (amoníaco), el cual es más abundante a $\text{pH} > 9$. Por lo tanto, los efectos tóxicos generados por el NH_4^+ (ion amonio) son mayores a mayores valores de pH (Collos y Harrison, 2014). Existen estudios realizados

por Collos y Harrison (2014), con respecto a la tolerancia del fitoplancton a las altas concentraciones de NH_4^+ que indican que, por ejemplo, para las diatomeas, el umbral óptimo para el crecimiento en cultivos es de $340 \mu\text{mol L}^{-1}$ y que la inhibición del crecimiento se produce a los $750 \mu\text{mol L}^{-1}$. Por otro lado, dichos autores estimaron un ranking de tolerancia de las algas a altos niveles de NH_4^+ que indican el siguiente orden:

Chlorophyceae > Cyanophyceae > Diatomophyceae > Raphidophyceae > Prymnesiophyceae > Dinophyceae.

Esto implica que ante las altas concentraciones de NH_4^+ detectadas en el presente informe pueden ocurrir cambios en la dominancia de las especies del fitoplancton presentes en la floración fitoplanctónica del estuario de Bahía Blanca produciendo cambios en la sucesión natural y/o la proliferación de algas inusuales o indeseadas. El NH_4^+ además es tóxico para todos los vertebrados pues se supone que desplaza al K^+ y despolariza a las neuronas causando la activación del receptor glutamato (Randall y Tsui, 2002); a pesar de ello, hay especies adaptadas a tolerar altas concentraciones de $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (Randall y Tsui, 2002). Teniendo en cuenta los niveles guía internacionales (USEPA, 1989, 1999; ANZECC/ARMCANZ, 2000), los valores medios de NH_4^+ reportados en este informe para las estaciones 1 (CLO) y 5 (3aC) se encontraron por encima de los mismos (**Tabla V.1.1, Figura V.1.6b**) y son mayores a los informados hasta el momento en este tipo de estudios de monitoreo para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO 2014, 2016 y referencias allí citadas).

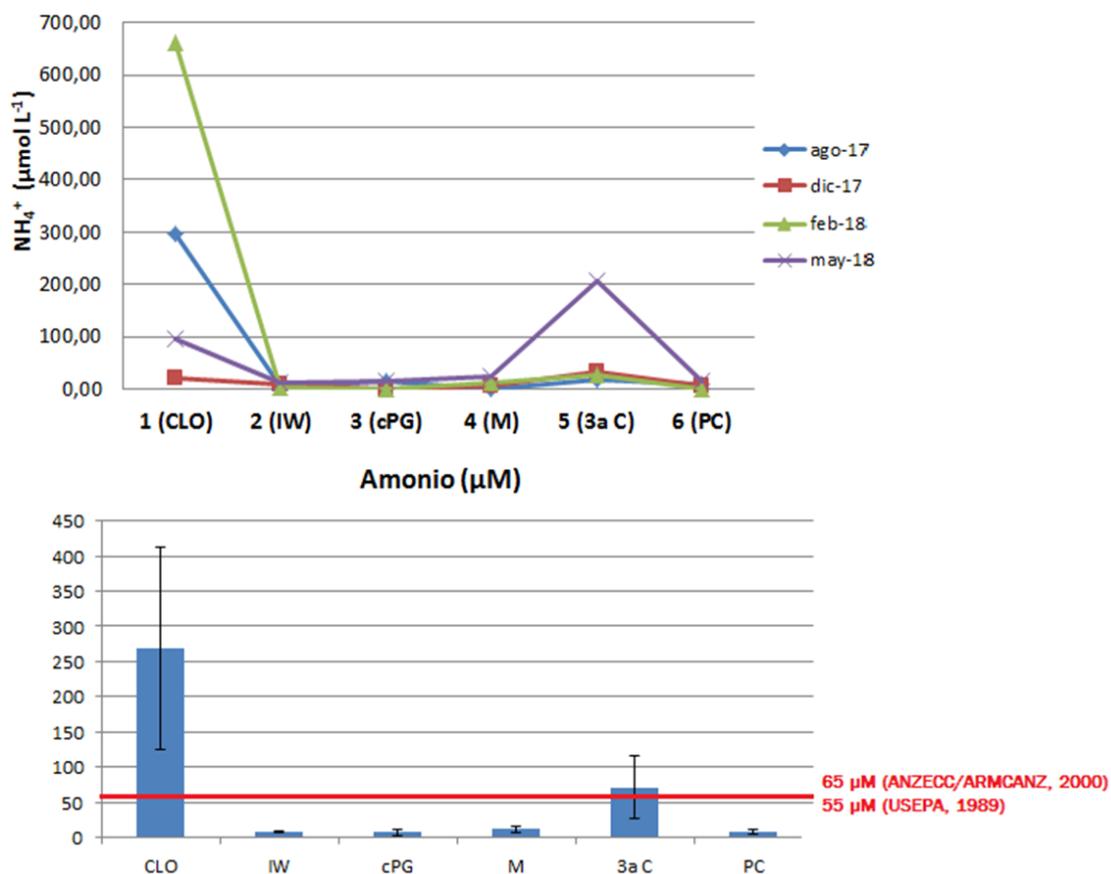


Figura V.1.6: (a) Distribución estacional de la concentración de amonio en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018; (b) concentraciones medias de amonio y ES para cada estación de muestreo durante todo el período analizado.

El Fósforo Reactivo Soluble (FRS) presentó las concentraciones más altas en Agosto de 2017 para la estación 1 (CLO, 5,50 $\mu\text{mol L}^{-1}$), en Diciembre de 2017 para las estaciones 3 (cPG, 2,56 $\mu\text{mol L}^{-1}$) y 5 (3a C, 4,82 $\mu\text{mol L}^{-1}$), en Mayo de 2018 para las estaciones 2 (IW, 2,26 $\mu\text{mol L}^{-1}$) y 4 (M, 3,33 $\mu\text{mol L}^{-1}$) (**Figura V.1.7a**). En cuanto a las concentraciones más bajas, se observaron en Agosto de 2017 (0,67 – 3,11 $\mu\text{mol L}^{-1}$) para todas las estaciones de muestreo excepto para la estación 1 (CLO) cuyo mínimo de 1,75 $\mu\text{mol L}^{-1}$ se reportó en Febrero de 2018 (**Figura V.1.7a**). Las estaciones 1 (CLO) y 5 (3a C) presentaron concentraciones de FRS significativamente mayores a la estación 2 (IW) ($p=0.00053$) (**Tabla V.1.1**). A su vez, se observó una correlación positiva

entre el FRS y *E. coli*, poniendo así en evidencia el ingreso de bacterias y de FRS a través de la descarga cloacal de la ciudad de Bahía Blanca.

Tanto para el caso del NH_4^+ como del FRS, la correlación positiva hallada con *E. coli* puede no solo estar indicando la fuente sino también que la materia orgánica presente (particularmente la disuelta) estaría siendo degradada por las bacterias dando NH_4^+ y FRS como productos finales.

El Fósforo (P, en su forma de PO_4^{3-}), así como el Nitrógeno (como NO_3^- y NH_4^+), juega un papel fundamental en la fotosíntesis (es decir, en la producción primaria). Así, la disponibilidad de P puede influenciar en el ciclo del Carbono marino y en el secuestro del CO_2 atmosférico (Paytan y McLaughlin, 2007). El P es uno de los macronutrientes limitantes para la producción primaria. Sin embargo, las zonas marino costas han ido incrementando la concentración de P debido a las actividades humanas desarrolladas a su alrededor (el uso de P en fertilizantes para la agricultura, en aerosoles, en detergentes y productos de limpieza, entre otros). Este incremento en la concentración de macronutrientes de N y P conduce a serios problemas de eutroficación (Valiela *et al.* 1985; Rabouille *et al.* 2001; UNEP, 2006; NOAA, 2017).

En el caso de los silicatos disueltos (DSi) se observó una marcada tendencia con concentraciones medias en aumento desde la estación 2 (IW, $37,77 \pm 9,59 \mu\text{mol L}^{-1}$) a la 5 (3a C, $67,07 \pm 51,72 \mu\text{mol L}^{-1}$) (**Tabla V.1.1**). Durante Febrero y Mayo de 2018 se detectaron las concentraciones más bajas ($24,25 - 41,24 \mu\text{mol L}^{-1}$), mientras que en Agosto de 2017 las concentraciones más altas ($50,50 - 140,78 \mu\text{mol L}^{-1}$) (**Figura V.1.7b**). El pico máximo se registró en la estación 5 (3ª C) y el mínimo en la estación 6 (PC). En promedio, para todo el período analizado, las concentraciones más altas de silicatos disueltos fueron detectadas en la estación 5 (3ª C) (Tabla 1) en coincidencia con lo informado para el período 2015 – 2016 (IADO 2016). Del análisis estadístico se concluye que no hubo diferencias significativas entre estaciones de muestreo para este parámetro. Los valores de DSi en agua superficial determinados en este estudio se encuentran dentro de los valores reportados para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO 2014, 2016 y referencias allí citadas).

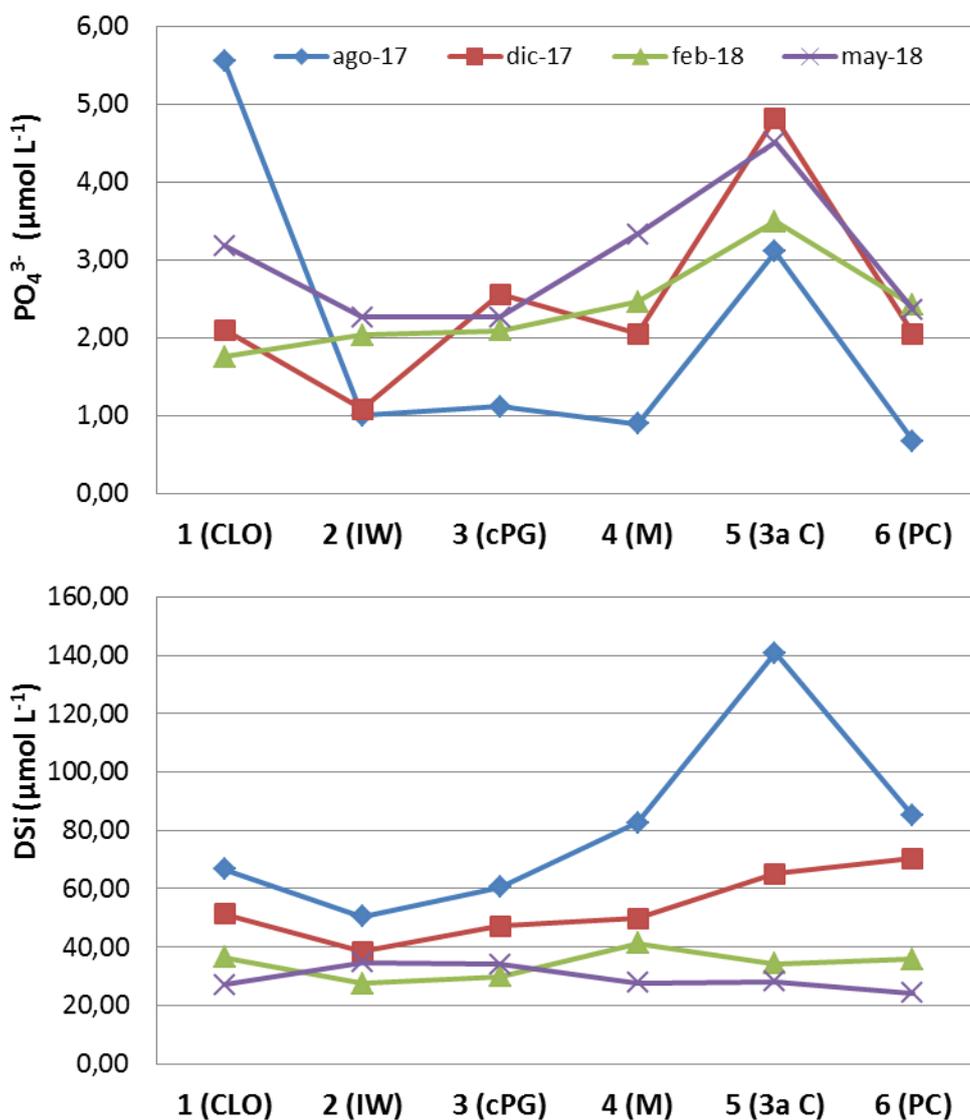


Figura V.1.7: Distribución de la concentración de (a) fósforo reactivo soluble (FSR) como PO_4^{3-} y (b) silicatos disueltos (DSi) en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2017, Diciembre 2017, Febrero 2018 y Mayo 2018.

El ingreso de nutrientes al sistema puede provenir de fuentes naturales o bien de fuentes relacionadas con las actividades humanas (uso de fertilizantes en agricultura, la quema de combustibles fósiles y la descarga de desechos municipales e industriales, algunas ya mencionadas) que producen un aumento de los niveles de macronutrientes que llegan a los ecosistemas. La óptima relación molar para consumo por parte del fitoplancton en un sistema acuático

se la considera 16:16:1 para la relación Si:N:P según Redfield *et al.* (1963) y Brzezinski (1995). Si bien existen diferentes opiniones respecto a esta relación se la puede considerar para evaluar el stock de nutrientes en un ecosistema acuático. Históricamente, el estuario de Bahía Blanca ha sido considerado como altamente eutrófico debido a su elevado contenido de nutrientes (Spetter *et al.*, 2015 y referencias allí citadas). En este estudio debemos resaltar que se han detectado relaciones DIN:FRS > 16 para la estación 1 (CLO) en todos los muestreos analizados debido a las altas concentraciones de NH_4^+ detectadas en el sitio, observando allí un enriquecimiento de N por sobre el P; así como también se ha observado dicho comportamiento en la estación 5 (3a C) en Febrero y Mayo de 2018. Sin embargo, cabe destacar que para el resto de las estaciones y sitios de muestreo se observó una relación DIN:FRS < 16, a excepción de la estación 6 (PC) que en Mayo de 2018 la relación DIN:FRS fue de 17. Este hecho, pone de manifiesto un enriquecimiento del P por sobre el N. En el caso de la relación DSi:DIN, durante Agosto de 2017 y Diciembre de 2017 los valores hallados fueron > 1, debido a las altas concentraciones de DSi respecto a las de DIN, a excepción de la estación 1 (CLO) que en Agosto de 2017 la relación DSi/DIN fue de 0,2, coincidente con el máximo valor de NH_4^+ reportado. En la campaña realizada en Mayo de 2018, la relación DSi:DIN estuvo por debajo de 1 a excepción de la estación 2 (IW) que dio una DSi:DIN de 1,3. Los resultados arrojados por la campaña realizada en Febrero de 2018 reflejan DSi:DIN > 1 para las estaciones 2 (IW), 3 (cPG), 4 (M) y 6 (PC); mientras que para las estaciones 1 (CLO) y 5 (3^a C) dicha relación fue < 1 debido a las elevadas concentraciones de NH_4^+ detectadas. Para todo el período analizado, el silicio nunca llegó a valores limitantes de acuerdo los niveles considerados por otros autores (Domingues *et al.*, 2005; Ragueneau *et al.*, 2006). Las modificaciones en los valores de la relación Si:N:P puede conducir a cambios en la dominancia de las diatomeas o en las especies de floración (Ferreira *et al.*, 2011).

Comparando este estuario con estudios realizados en otros estuarios del mundo (Bricker *et al.*, 1999) y de acuerdo a las concentraciones medias de

Clorofila *a*, OD, DIN y FRS encontradas en todo el período estudiado ($n = 24$), la zona interna del Estuario de Bahía Blanca fue *moderadamente eutrófica* y, según el índice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), *altamente productiva*. Cabe destacar que si se tienen en cuenta los máximos y mínimos valores reportados para los parámetros anteriormente mencionados hubo condiciones de *estrés biológico* (especialmente en la Estación 1, CLO, con altos niveles de macronutrientes y un mínimo valor de OD).

Tabla V.1.1: Medias \pm Desvío Estándar ($n = 4$), valores máximos y mínimos de las variables físico-químicas, Clorofila a , materia orgánica particulada y nutrientes inorgánicos disueltos determinados en agua superficial de seis estaciones a lo largo del Canal Principal en la zona interna del Estuario de Bahía Blanca durante el período Agosto de 2017 – Mayo de 2018.

		CLO	IW	cPG	M	3ª C	PC
		1	2	3	4	5	6
pH	Media \pm DS	7,1 \pm 0,7	7,2 \pm 0,6	7,4 \pm 0,5	7,3 \pm 0,6	7,3 \pm 0,5	7,4 \pm 0,6
	Máx.	8,0	7,9	8,0	8,2	8,0	8,2
	Mín.	6,3	6,7	6,8	6,8	7,0	7,0
Salinidad (ups)	Media \pm DS	34,15 \pm 2,71	35,36 \pm 3,06	34,63 \pm 2,12	30,83 \pm 7,94	29,24 \pm 5,41	32,41 \pm 5,13
	Máx.	37,20	39,17	39,05	39,24	34,77	38,60
	Mín.	31,39	32,16	30,31	21,25	23,86	26,29
Temperatura (°C)	Media \pm DS	17,3 \pm 4,4	17,0 \pm 5,5	16,9 \pm 4,5	16,9 \pm 6,0	17,8 \pm 6,7	16,9 \pm 6,0
	Máx.	21,9	23,3	22,6	22,7	24,1	23,4
	Mín.	13	11,9	11,3	11,4	11,5	11,4
Turbidez (UNT)	Media \pm DS	19 \pm 3	24 \pm 6	99 \pm 95	23 \pm 5	64 \pm 65	21 \pm 7
	Máx.	23	30	229	30	160	29
	Mín.	15	17	31	18	21	13
OD (mg L ⁻¹)	Media \pm DS	6,47 \pm 2,82	7,20 \pm 0,83	8,39 \pm 1,85	8,12 \pm 1,23	5,89 \pm 0,47	8,20 \pm 1,11
	Máx.	9,60	7,98	9,68	9,74	6,55	9,69
	Mín.	3,14	6,46	6,78	6,76	5,48	7,28
MOP (mgC m ⁻³)	Media \pm DS	3421 \pm 396	3395 \pm 635	4013 \pm 1969	3781 \pm 1070	3257 \pm 1258	2759 \pm 725
	Máx.	3942	4174	5855	5181	4330	3310
	Mín.	2985	2621	2327	2578	1477	1694
Clorofila α (μ g L ⁻¹)	Media \pm DS	4,52 \pm 4,44	6,70 \pm 6,08	5,94 \pm 12,08	6,13 \pm 7,10	5,85 \pm 9,36	5,57 \pm 8,33
	Máx.	10,25	15,38	17,09	16,07	19,81	17,94
	Mín.	nd	1,34	nd	nd	nd	nd
Nitrito (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	0,85 \pm 0,44	1,59 \pm 1,34	1,67 \pm 1,23	1,50 \pm 1,26	2,16 \pm 1,23	1,23 \pm 1,06
	Máx.	1,32	3,40	3,33	3,05	3,84	2,46
	Mín.	0,30	0,25	0,49	0,18	0,89	0,17
Nitrato (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	8,53 \pm 7,47	7,09 \pm 7,48	9,85 \pm 9,87	7,94 \pm 8,98	23,41 \pm 24,66	9,40 \pm 9,96
	Máx.	15,82	14,57	17,93	18,39	58,20	23,47
	Mín.	0,09	nd	0,02	nd	0,03	nd
Amonio (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	268,42 \pm 287,46	8,13 \pm 3,24	7,05 \pm 8,14	11,47 \pm 10,60	71,50 \pm 89,68	7,93 \pm 6,07
	Máx.	662,90	11,24	14,23	24,91	205,70	14,32
	Mín.	20,17	4,60	nd	nd	18,49	nd
FRS (PO₄³⁻) (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	3,15 \pm 1,71	1,59 \pm 0,65	2,01 \pm 0,63	2,18 \pm 1,01	3,98 \pm 0,81	1,88 \pm 0,82
	Máx.	5,55	2,26	2,56	3,33	4,82	2,42
	Mín.	1,75	1,00	1,11	0,89	3,11	0,67
DSi (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	45,39 \pm 17,29	37,77 \pm 9,59	42,94 \pm 13,87	50,34 \pm 23,35	67,07 \pm 51,72	53,88 \pm 28,54
	Máx.	66,54	50,50	60,61	82,60	140,78	84,97
	Mín.	27,15	27,56	29,97	27,73	28,23	24,25

nd: no detectable

V.1.4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ANZECC/ARMCANZ (2000). Australian and New Zeland Guideline for Fresh and Marine Water Quality, Vol.1. Australian and New Zeland Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zeland, Canberra, Australia.

APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E.; Eaton, A. D. (Eds.), 20th Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington.

Bendschneider K., Robinson R.J. (1952). A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research*, 11, 87 – 96.

Bricker S.B., Clement C.G., Pirhalla D.E., Orlando S.P., Farrow D.R.G. (1999). *National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries.* NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 71 pp.

Brzezinski M.A. (1985). The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21(3): 347–357.

Collos Y., Harrison P.J. (2014). Acclimation of toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. *Marine Pollution Bulletin* 80, 8–23

Diaz R. J., Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology Annual Review Abbreviation*, 33, 245-303.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión (2016). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Domingues R.B., Barbosa A., Galvão H. (2005). Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 249 – 260.

Eberlein K., Kattner G. (1987). Automatic method for determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, 326, 354 – 357.

Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Cardoso da Silva M., Garcés E., Heiskanen A., Humborg C., Ignatiades, L.; Lancelot C.,

-
- Menesguen A., Tett P., Hoepffner N., Claussen U. (2011).** Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 (2), 117 – 131.
- Grashoff K. (1976).** Filtration and Storage. In: *Methods of Seawater Analysis*, VerlagChemie, Weinheim, New York: 21 – 24.
- Grasshof K., Erhardt M., Kremling K. (1983).** *Methods of Seawater Analysis*, 2nd Edition, Verlag-Chemie, Weinheim: 365 – 366.
- Guinder V.A., Molinero J.C., Popovich J.C., Marcovecchio J.E., Sommers U. (2012).** Dominance of the planktonic diatom *Thalassiosira minima* in recent summers in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Journal of Plankton Research*, 34 (11), 995 – 1000.
- IADO (1997).** Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 60 pp.
- IADO (2000).** Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca, 2da.Etapa. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 55 pp.
- IADO (2003).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 105 pp.
- IADO (2008).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 179 pp.
- IADO (2009).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 89 pp.
- IADO (2010).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 117 pp.
- IADO (2014).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 240 pp.
- IADO (2016).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final, Instituto Argentino de Oceanografía: 231 pp.
- Lunau M., Voss M., Erickson M., Dziallas C., Casciotti K., Ducklow H. (2013).** Excess nitrate loads to coastal waters reduces nitrate removal efficiency:

Mechanism and implications for coastal eutrophication. *Environmental Microbiology*, 15(5), 1492-504.

McDonald R.W., McLaughlin F.A. (1982). The effect of storage by freezing on dissolved inorganic phosphate, nitrate and reactive silicate for samples from coastal and estuarine waters. *Water Resource Research*, 29, 95-104.

Margalef R. (1980). *Ecología*. Omega (Ed.), Barcelona: 21–22.

Murphy J., Riley J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36.

NOAA. What is eutrophication? National Ocean Service website, <https://oceanservice.noaa.gov/facts/eutrophication.html> 10/05/17

Paytan A., McLaughlin K. (2007). The oceanic phosphorus cycle. *Chem. Rev.*, 107, 563–576.

Popovich C.A., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Freije R.H. (2008). Dissolved nutrients availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research*, 24(1), 95–102.

Rabouille C, Mackenzi FT, May Ver L. (2001). Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65 (21), 3615–3641.

Ragueneau O., Conley D., Leynaert A., Longphuir S.N., Slomp C.P. (2006). Chap. 11: Role of Diatoms in Silicon Cycling and Coastal Marine Food Webs. En: Ittekkot, V.; Unger, D.; Humborg, Ch.; An, N.T. (Eds), *The Silicon Cycle: Human Perturbations and Impacts on Aquatic Systems*, SCOPE Report 66, ISBN-1-59726-114-9: 168–195.

Randall D.J., Tsui T.K.N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, 45, 17–23.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill, M.N. (ed.), *The Sea*, Vol. 2, New York: Wiley Interscience, pp. 26–77.

Smayda T.J. (1978). Estimating cell numbers. En: Sournia, A. (Ed.), *Phytoplankton manual*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. Unesco: 165–180.

Solorzano L. (1969). Determination of Ammonia in Natural Waters by the Phenolhypochlorite Method. *Limnology and Oceanography*, 14, 799-801

Spetter C.V. (2006). Ciclo Biogeoquímico de Nutrientes Inorgánicos de Nitrógeno en los Humedales del Estuario de Bahía Blanca. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, 158p.

-
- Spetter C.V., Popovich C.A., Asteasuain R.O., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2008).** Cambios en la concentración de DIN, DIP y DSi en la zona interna del estuario de Bahía Blanca y su relación con los factores ambientales. En: Blesa, M.A.; Dos Santos Alfonso, M., y Torres Sanchez, R.M. (eds.), *Las Fronteras de la Física y la Química Ambiental en Iberoamérica: Ponencias Completas del V Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental*. San Martín, Buenos Aires, Argentina: Universidad de San Martín, CD-ROM, pp. 31–035.
- Spetter C.V., Popovich C.A., Arias A.H., Asteasuain R.O., Freije R.H. Marcovecchio J.E. (2015).** Role of Nutrients Phytoplankton Development during a Winter Diatom Bloom in a Eutrophic South American Estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research*, 31 (1), 76–87.
- Strickland J.D., Parsons T.R. (1968).** Determination of particulate organic carbon. In: Strickland, J.D. and Parsons, T.R. (eds.), *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, Bulletin 167. Ottawa, Canada: Fisheries Research Board of Canada, pp. 207–211.
- UNEP (2006).** The State of the Marine Environment: trends and processes. United Nations Environment Programme, The Hague. 28 pp.
- USEPA (1989).** Ambient Water Quality Criteria for Ammonia (Saltwater). EPA 440/5-88-004. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC, USA.
- USEPA (1999).** Water Quality Criteria for Ammonia. EPA 882-R-99-014. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC, USA.
- Technicon Autoanalyzer II® (1973).** Industrial Methods N° 186-72 W/B.
- Treguer P., Le Corre P. (1975).** Analyse des sels nutritifs sur autoanalyzer II. Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans L'Eau de Mer, Univ. Bretagne Occidentale, France, pp. 11-22.
- Valiela I., Teal J.M., Cogwells C., Hartman J., Allen S., Van Etten R., Goehring D. (1985).** Some long-term consequences of sewage contamination in salt marsh ecosystems. En: Godfrey PJ, Kaynor ER, Pelczarski S, Benforado J (eds.). *Ecological Considerations in Wetland Treatment of Municipal Wastewaters*. Van Nostrand-Reinhold, New York, pp. 301–316.
- Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M. (2008).** Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *PNAS*, 15 (40). 15452–15457. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0803833105
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. (1998).** Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.

Yoann T., Flye-Sainte-Marie J., Chabot D., Aguirre-Velarde A., Marque G.M., Pecquerie L. (2019). Effects of hypoxia on metabolic functions in marine organisms: Observed patterns and modelling assumptions within the context of Dynamic Energy Budget (DEB) theory. *Journal of Sea Research*, 143, 231–242.

Zeitzschel B. (1978). Why study phytoplankton? En: Sournia, A. (Ed.), *Phytoplankton manual*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. Unesco: 1–5.

CAPÍTULO V

Sección V.2

Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y Organoclorados.

Coordinador: Dr. Andres ARIAS

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

V.2.1. OBJETIVO Y MARCO:

La presente sección tiene como objetivo describir los niveles, distribución y frecuencia de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en sedimentos de la zona interna del Estuario de Bahía Blanca, en el período comprendido entre los meses de Junio de Agosto de 2017 y Junio de 2018. Se trata de una serie de compuestos orgánicos persistentes (vida media > 6 meses) constituyentes naturales del petróleo crudo, que conforman una fracción de hasta el 20% del total de sus hidrocarburos. También resultan de los procesos de combustión incompleta a alta temperatura de diversos tipos de materia orgánica. Este grupo de compuestos, entre todos los hidrocarburos, es potencialmente el más tóxico. Anualmente, aproximadamente 6.1 millones de toneladas métricas de productos derivados del petróleo y su combustión, previo paso a través de las zonas costeras, van a dar al océano. La mayor proporción de estos hidrocarburos deriva de fuentes antropogénicas; si bien las mareas negras son espectaculares en cuanto al impacto sobre el público, el medio marino es víctima de atropellos silenciosos con consecuencias mucho más graves, como son la eliminación de gases de los barcos o el vertido de lubricantes usados.

V.2.2. ANÁLISIS DE PAHs:

Las muestras se procesaron según protocolos estandarizados (EPA 3540C y IOC N° 20, UNEP, 1992) y se analizaron por cromatografía gaseosa capilar y espectrometría de masas (GC Hewlett-Packard 68906C/MS Hewlett-Packard 5972, adheridos al Sistema Nacional de Espectrometría de Masas). Las muestras fueron liofilizadas y extraídas en dispositivos Soxhlet (8 hs), utilizando una mezcla Hexano/Acetona 1:1. El volumen de los extractos fue reducido (Rotavap) hasta aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza (silicagel/alúmina neutra 63 μ m *mesh*) y evaporado bajo corriente de

N₂ de alta pureza hasta 1 mL. Previo al análisis cromatográfico, se adicionó a cada muestra Benzo-a-pireno-d₁₂ a fines de evaluar la correspondiente recuperación. Para el caso de muestras biológicas se realizó un paso adicional de saponificación en caliente con KOH (0,1M) y extracción L/L con hexano. Durante el análisis cromatográfico la columna utilizada fue HP-5MS, 30 m; 0,25 mm d.i.; 0,25 µm espesor de capa, el gas acarreador fue Helio y el espectrómetro de masas fue operado en el modo de impacto de electrones (EIM, del inglés “electron impact mode”) (70 eV). Las muestras fueron inyectadas en modo “sin purga” a 250° C y el programa de temperaturas utilizado fue el siguiente: Temperatura inicial: 70° C (2 min), calentamiento hasta 150° C a una tasa de 30° C min⁻¹, calentamiento hasta 310° C a una tasa de 4° C min⁻¹; finalmente 310° C durante 10 min. Los PAHs fueron monitoreados a partir de espectrómetro de masas en modo de iones seleccionados (SIM, del inglés: *Selected Ion Monitoring*). Cada PAH fue confirmado mediante su tiempo de retención y la abundancia de sus iones de cuantificación en relación a los obtenidos por estándares auténticos de 16 PAHs certificados. Los PAHs evaluados fueron: Naftaleno (Na), Acenaftileno (Ac), Acenafteno (Ace), Fluoreno (Fl), Antraceno (An), Fenantreno (Phe), Fluoranteno (Flu), Pireno (Py), Benzo(a)antraceno (BaA), Criseno (Cr), Benzo(b)fluoranteno (BbF), Benzo(k)fluoranteno (BkF), Benzo(a)pireno (BaP), Dibenzo(ah)antraceno (DBA), Benzo(ghi)perileno (BghiP), Indeno-pireno (IP). La cuantificación se realizó mediante el método de estándar externo. Durante el análisis se implementaron blancos de método, blancos instrumentales y blancos de solvente.

V.2.3. ANÁLISIS DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN SEDIMENTOS

- *En concordancia con los datos de registro histórico, se demostró la existencia de un nivel dinámico de contaminación por PAHs, definido por niveles generales moderados, con casos puntuales de altos registros.*
- *Se resalta la persistencia de mayores concentraciones de PAHs en sedimentos de CLO, 3aC y PC, al igual que las series de muestreos inmediatas anteriores (2014-2015 y 2015-2016) lo que sugiere la presencia de aportes crónicos en estos sitios.*
- *CLO y 3aC presentan un ensamble diferencial de fuentes de PAHs respecto al resto de las estaciones, al mismo tiempo estas estaciones son las únicas que excedieron el nivel guía para la sumatoria de PAHs (ERLs)*
- *La fuente originaria de los PAHs hallados en sedimento fue preeminentemente pirolítica.*
- *29 % muestras del Canal Principal de Navegación excedieron niveles guía planteando distintos niveles de riesgo ecotoxicológico.*
- *44% de muestras de emisarios excedieron algún nivel de toxicidad. El mayor porcentaje de excedencias se ubicó en la zona de Canal Vieja y Puerto Galván.*

Se presentan a continuación los resultados de los análisis de las muestras obtenidas durante la totalidad del presente programa, lo largo de la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

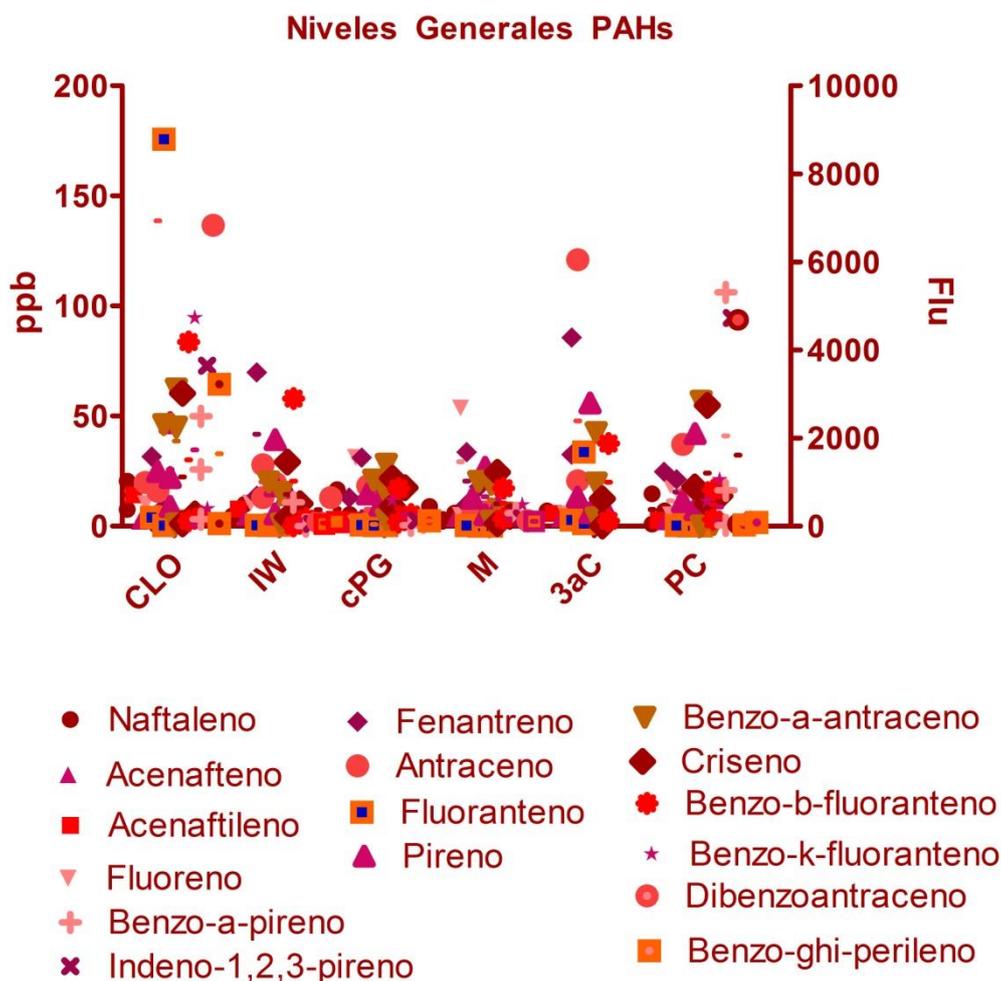


Figura V.2.1. Niveles Generales de PAHs por estación y campaña de muestreo. Cada barra indica el rango min-max.

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs, la media de concentraciones totales para el área en estudio fue de 667 ppb (n=24, peso seco), con un mínimo de 11.9 ppb, p.s. (concentración M, C#3) y un máximo de 9927 ppb, p.s. (CLO, C#1).

En comparación con el monitoreo anterior, aumenta el valor medio general (de 231 a 667 ppb) y las concentraciones máximas individuales (de 628 a 8796 ppb), repitiendo el patrón de compuestos más abundantes y más frecuentes. En términos de tendencia interanual, es el tercer monitoreo año con concentraciones en ascenso desde 2014 (203-2014-, 231-2015-, 667 ppb-2018)

En las cuatro campañas de muestreo la distribución espacial situó los máximos en CLO > 3aC > PC, sugiriendo estos sitios como potenciales puntos de ingreso de PAHs. Esto se asemeja al patrón de distribución espacial hallado durante el monitoreo 2015-2016, en este caso poniendo en un lugar preponderante a los emisarios de cloacas. Esto es un indicio sólido de la presencia de aportes crónicos de similar origen para dichas estaciones.

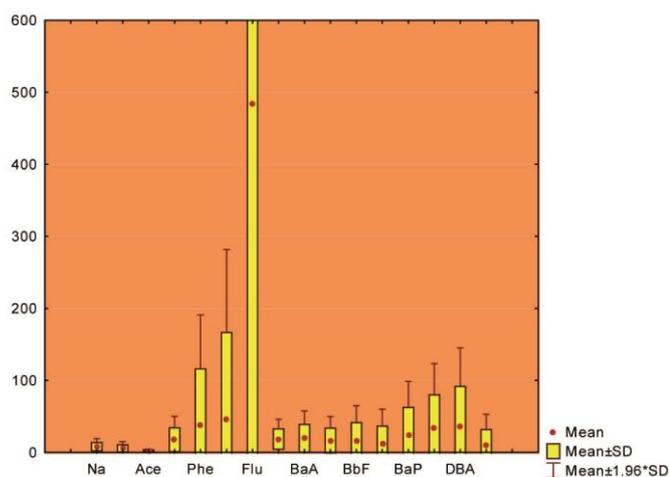


Figura V.2.2. Niveles Promedio de PAHs incluyendo todas las estaciones y períodos de muestreo.

Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Antraceno, Fenantreno, Dibenzoantraceno e Indenopireno (repite los mas abundantes FLU+PHE con el monitoreo anterior; ver **Figura V.2.2**).

Los compuestos más frecuentemente detectados fueron Fluoranteno+Pireno (n=24), BaA (n=22), Phe (n=21), Antraceno y Criseno (n=18).

El análisis geoespacial ubicó a las estaciones CLO y 3aC como las estaciones con mayores concentraciones promedio en el período estudiado (Figura 4). Los máximos en orden cronológico se situaron en CLO, cPG y PC, sugiriendo estos sitios como potenciales puntos de ingreso de PAHs.

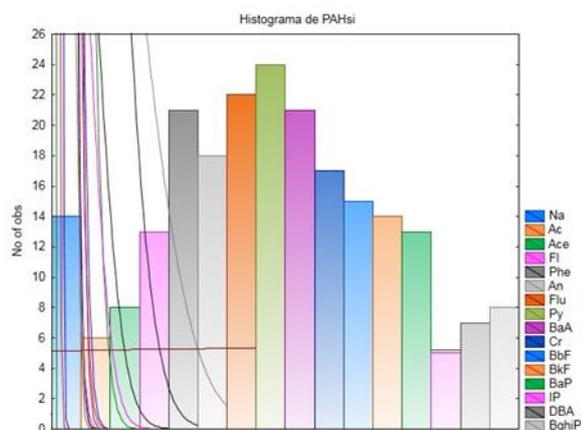


Figura V.2.3. Histograma de frecuencias de detección de PAHs en sedimentos del canal Principal de Navegación.

En términos cuantitativos, la concentración media de PAHs para el área de estudio (667 ppb) fue significativamente superior al muestreo inmediato anterior (2015-2016; 203 ppb) ($p < 0,001$; Tukey Test). Por un lado, se mantuvo el patrón de algunos compuestos mayoritarios como el Fluoranteno y Fenantreno así como el registro de estaciones que evidencian mayores concentraciones de PAHs (CLO, cPG y PC); esto es un indicio sólido de la presencia de aportes crónicos de similar origen para dichas estaciones (**Figura I.2**). Por otro, se evidenció una disminución de los valores de Naftaleno, un compuesto protagonista en las series anteriores.

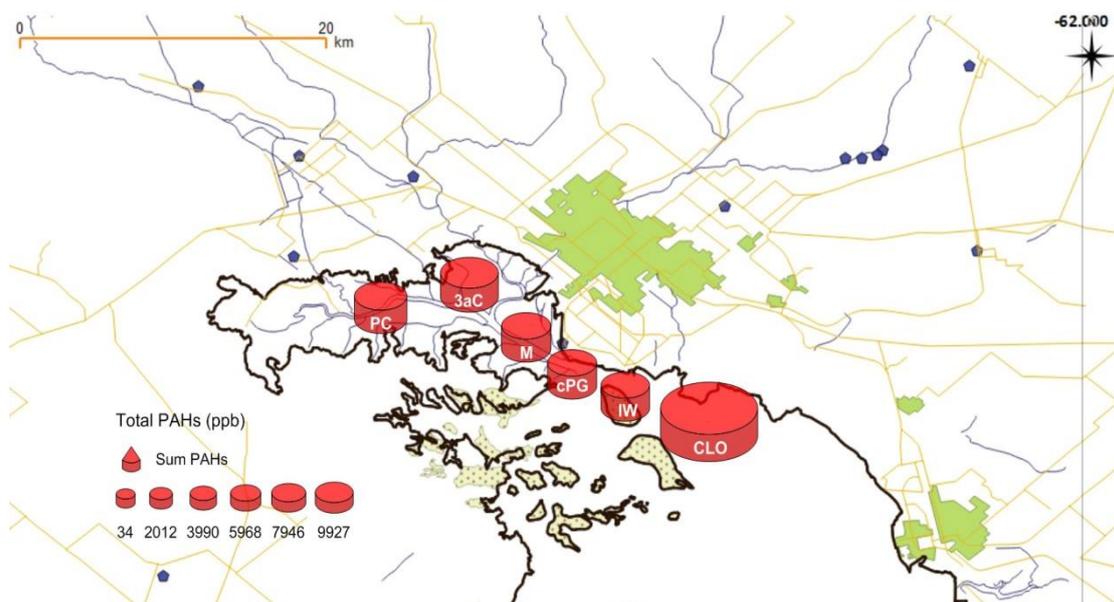


Figura V.2.4. Niveles Promedio de PAHs Totales en sedimentos por cada estación incluyendo todo el período de muestreo.

Es de amplio consenso científico que los valores de PAHs en sedimentos menores a 10 ng.g^{-1} corresponden a un nivel de distribución basal o *background* de los ecosistemas. Estos valores son hallados en lugares prístinos y/o alejados de poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ng.g^{-1} corresponden a niveles con baja contaminación, encontrados por ejemplo en zonas turísticas (Baumard *et al.*, 1998). Por otro lado, los niveles de PAHs en el rango de 100 - 1000 ng.g^{-1} identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAHs por encima de 1000 ng.g^{-1} indican niveles de moderados a altos de contaminación y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas. Los valores por encima de 10000 ng.g^{-1} responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long *et al.*, 1995). Tomando esto en consideración, los resultados del presente informe evidenciaron la existencia de un nivel dinámico de impacto por PAHs, definido por valores bajos a moderados, los cuales son esperados para el tipo de presión antrópica en la zona; sin embargo también se evidenciaron aportes ocasionales de niveles altos de PAHs (CLO y 3^aC, Agosto

2017). En comparación con los valores históricos medidos por el presente programa, los valores obtenidos para el presente monitoreo se ubican en un rango medio de valores.

V.2.4. Análisis de fuentes

V.2.4.1. Perfil sedimentario de PAHs de acuerdo al número de anillos bencénicos

La **Figura V.2.5** muestra la distribución relativa de los grupos de PAHs para los sedimentos de fondo del Canal Principal de Navegación según el número de anillos bencénicos que conforman su estructura molecular. El patrón de composición de los PAHs del sedimento fue dominado por compuestos con 4, 3 y 5 anillos en su estructura, en ese orden, con promedios porcentuales en el rango de 7 a 85 % de abundancia relativa para el grupo de 4 anillos, 11 a 64 % para el grupo de 3 anillos, y 0.3 a 23% para el grupo de 5 anillos. Sólo ocasionalmente los PAHs de 6 anillos presentaron altas concentraciones en sedimento.

Los valores porcentuales promedio de cada grupo de PAHs divididos por el número de anillos mostraron relativa homogeneidad a lo largo de la zona interna del estuario, a excepción de 3aC, la cual presenta mayoritariamente PAHs de 4 anillos en su estructura. En primera instancia esto sugiere un grupo homogéneo de fuentes aportando perfiles similares de PAHs al sistema y/o así también, mecanismos de degradación comunes para los sitios estudiados (meteorización, biodegradación, etc). Los cambios composicionales en el patrón sedimentario de PAHs registrados entre algunas estaciones muestreadas a lo largo del tiempo pueden tener origen en fuentes puntuales específicas de cada sitio (por ej., procesos de combustión de media o alta temperatura –quemadas a cielo abierto, escape de motores, procesos industriales, etc.- o diferentes combustibles fósiles). En particular, el grupo mayoritario de 4 anillos bencénicos está compuesto por Fluoranteno, Pireno,

Benzo-a-antraceno y Pireno, compuestos netamente indicativos de combustión de combustibles y materia orgánica.

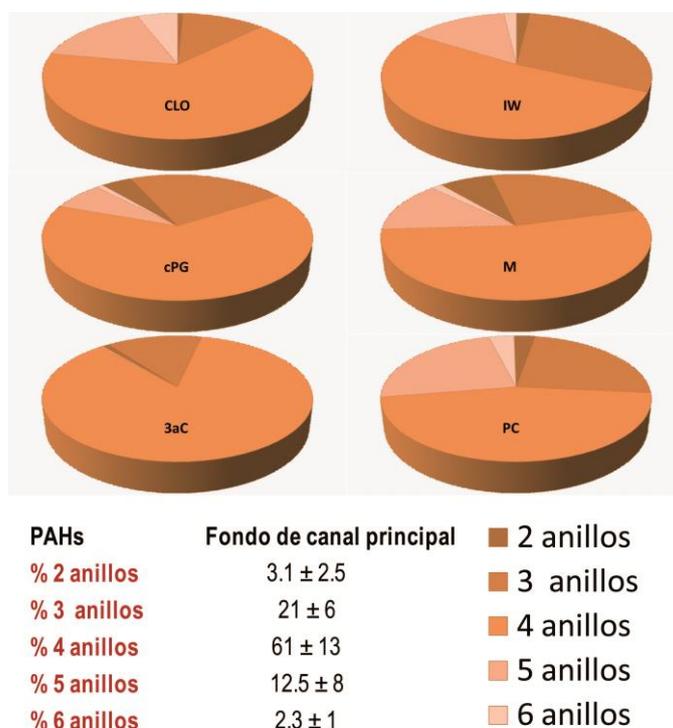


Figura V.2.5. Distribución de congéneres de PAHs de acuerdo al número de anillos, como índice de la fuente dominante (% ± DE).

La dominancia de PAHs de más de dos anillos estructurales evidenciada para el estuario de Bahía Blanca ha sido hallada también en otros sistemas costeros antropizados, como la Bahía de San Francisco (Pereira *et al.*, 1996). Los PAHs de alto peso molecular son comunmente observados en sedimentos marinos costeros, en ríos y lagunas (Hites *et al.*, 1980; Bates *et al.*, 1987; Readman *et al.*, 1987), así como en aerosoles atmosféricos (Cretney *et al.*, 1985; Sicre *et al.*, 1985). El origen de estos compuestos es ampliamente reconocido en la pirólisis y la combustión de combustibles fósiles, los cuales son introducidos en estos ambiente mediante los procesos previamente descritos. La presencia de PAHs de 5 anillos catacondensados (por ej., Benzofluorantenos) con altas abundancias relativas, sugiere un origen principal en procesos pirolíticos de alta temperatura (Simoneit *et al.*, 1985). En

conclusión, el patrón de deposición de PAHs en sedimentos hallado para fondo de canal Principal, da lugar a postular:

- a) Que existe un grupo uniforme de fuentes aportando PAHs al sistema estuarial.
- b) Que la dominancia de los grupos de 4, 3 y 5 anillos, sumada a ocasionales significativas presencia de grupos de 2 y 6 anillos, indican un núcleo central de PAHs pirolíticos más el aporte de contribuciones “mixtas” (petrogénicas + pirolíticas), tales como vertidos directos de combustible, lavado de tierras, aportes a través de la carga de los tributarios (principalmente el Arroyo Maldonado) y descarga de la red cloacal de la ciudad (CLO+3aC).
- c) 3aC y CLO presentan un patrón de descarga lo suficientemente distante del resto de las estaciones como para suponer un conformado de fuentes distinto para estos puntos.

En base al postulado c), se profundizó el análisis por medio de análisis de similitudes y diferencias en el patrón de datos (Hierarchical Cluster Analysis), utilizando los 24 puntos de muestreo (4 campañas por 6 estaciones). El resultado (**Figura V.2.6**) confirmó la presencia de tres grandes clusters, dos de ellos conformados por ambas estaciones de descarga urbana (CLO y 3^aC). El tercer cluster agrupa la mayoría de las muestras en un grupo relativamente homogéneo (por similitudes), dentro del cual las estaciones mas alejadas (es decir, las que mas se diferencian) continúan siendo CLO y 3^aC.

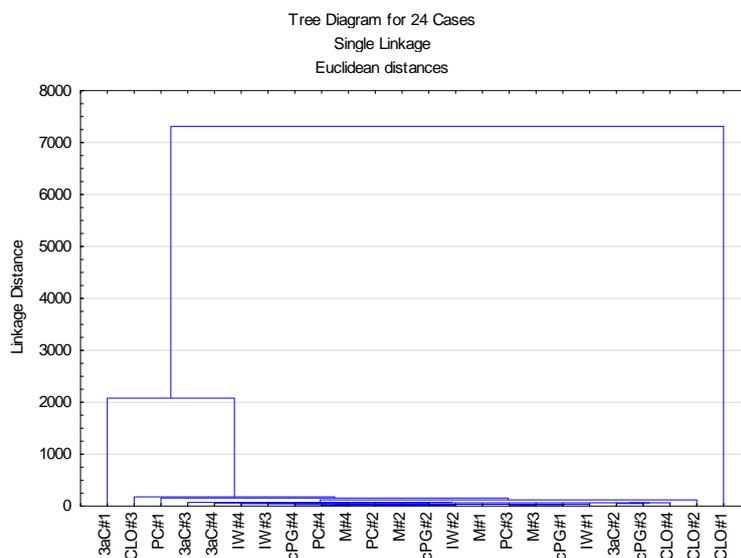


Figura V.2.6. Hierarchical Cluster Analysis utilizando los casos de muestreo como variable (unión simple, distancias euclidianas).

V.2.4.2. Análisis de Fuentes de origen mediante índices moleculares

Los índices moleculares de PAHs son tradicionalmente utilizados para determinar las potenciales fuentes de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, clasificar muestras por sitio y estimar la importancia de los PAHs derivados del petróleo y/o de procesos de combustión (Lipiatou y Saliot, 1991; Yunker *et al.*, 1999; 2001; Budzinsky *et al.*, 1997).

El índice comúnmente usado para caracterizar ingresos provenientes de procesos de combustión es un incremento en la proporción de los isómeros de PAHs menos estables (cinéticamente originados) en relación a los isómeros termodinámicamente estables. Como ejemplo podemos mencionar los índices fluoranteno relativo a pireno, o bien al total de las masas moleculares (Yunker *et al.*, 2001). Los cálculos de estos índices usualmente se restringen a especies de PAHs de una cierta masa molecular, de manera de minimizar factores de ruido tales como las diferencias en la volatilidad, coeficientes de partición agua/carbono orgánico, adsorción, etc. (Mc Veety y Hites, 1988), y en la mayoría de los casos reflejan con certeza las características de origen de los PAHs (Yunker *et al.*, 2002).

En este estudio, para alcanzar el potencial máximo de interpretación de la geoquímica sedimentaria de los PAHs, se seleccionó un grupo de 5 índices moleculares para su consideración simultánea.

En principio se evaluó la relación fluoranteno vs fluoranteno + pireno (FI/202) e indeno-[1,2,3-cd]pireno (IP) vs IP + benzo[ghi]perileno (IP/276); dos de los índices más robustos en cuanto a su interpretación (Yunker et al., 2002). El índice molecular FI/202 < 0,40 usualmente indica un origen petrogénico (diesel, carbón, aceites); entre 0,40 y 0,50 indica combustión de combustibles fósiles líquidos (tráfico automotor, combustión de fuel oil), mientras que los valores de este índice superiores a 0,50 son atribuidos a la quema de pasturas, maderas y carbón.

De manera similar, la puntuación del índice IP/276 < 0,20 indica petróleo como fuente de PAHs; entre 0,20 y 0,50, combustión de combustibles líquidos fósiles, mientras que valores de índices por encima de 0,50 son generalmente atribuidos a la combustión de productos naturales (Yunker et al., 2001).

Estos dos índices son suplementados mediante los índices Antraceno vs Antraceno + Fenantreno (An/178) y Benzo-a-antraceno vs Benzo-a-antraceno + Criseno (BaA/228). Los índices An/178 < 0,10 son usualmente interpretados como indicadores de petróleo, mientras que los índices > 0,10 indican combustión (Budzinsky et al., 1997; Soclo et al., 2000; Yunker et al., 2001). Adicionalmente, el índice de PAHs de bajo PM/ PAHs de alto PM (LMW/HMW) puede ser usado para determinar fuentes petrogénicas y/o pirolíticas: valores relativamente bajos (<1) sugieren una carga de PAHs pirolíticos, mientras que valores altos indican fuentes petrogénicas (Yuam et al., 2001). Estos índices moleculares y su interpretación se encuentran resumidos en la **Tabla V.2.1**.

Tabla V.2.1.

Puntuaciones características de índices moleculares seleccionados de acuerdo a su fuente de origen

	Origen Pirolític	Origen Petrogénic
FLU/202 (1,2)	>0.40	<0.40
IP/276 (2)	>0.20	<0.20
An/178 (2)	>0.10	<0.10
BaA/228 (2)	>0.35	<0.20
LMW/HMW (3)	<1	>1

(1): Budzinsky et al., 1997.
 (2): Yunker et al., 2002.
 (3): Yuan et al., 2001; Tam et al., 2001.

La evaluación de índices diagnósticos para los sedimentos muestreados sobre el canal principal durante todo el período mostró signos de una impronta pirolítica (64%, quema de combustibles fósiles) sobre los aportes petrogénicos (36%, vertido de petróleo, aceite y combustibles), lo cual queda evidenciado en la **Figura V.2.7.**

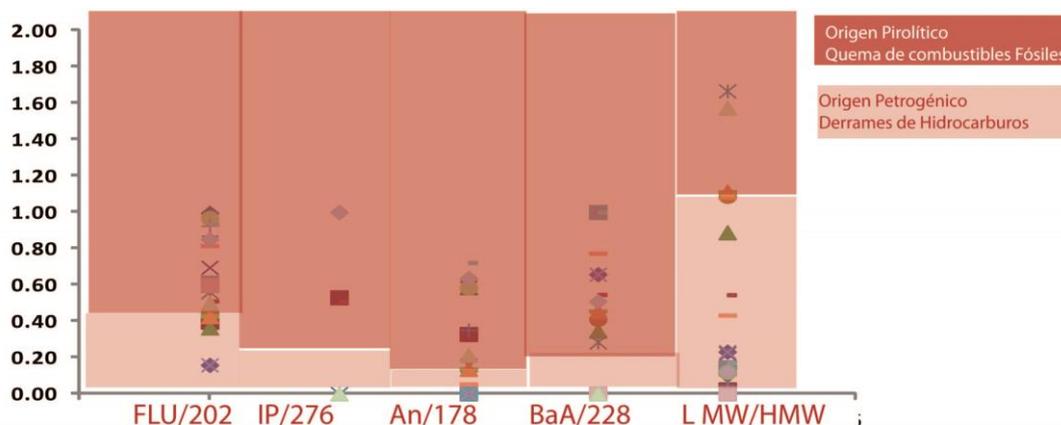


Figura V.2.7. Puntuaciones obtenidas para cada índice diagnóstico aplicado para todas las muestras obtenidas del sistema en el período en estudio (FLU/202=Fluoranteno/(Flu+Pireno); IP/276=Indenopireno/(IP+BghiP); An/178= Antraceno/(An+Fenantreno); BaA/228=Benzo-a-antraceno/(BaA+Criseno); LMW/HMW=PAHs de bajo peso molecular/PAHs de alto peso molecular).

Los índices moleculares obtenidos como medias \pm desvío estándar de todos los valores disponibles para cada sitio muestreado se presentan en la **Figura V.2.8**. El análisis muestra que los índices se ubican mayoritariamente sobre la zona pirolítica, es decir, se presenta una dominancia de PAHs originados ya sea por combustión de sustancias líquidas fósiles o bien por la quema de productos naturales tales como pasturas, madera y/o carbón (biomasa). En ocasiones, los índices evidenciaron aportes de matriz petrogénica, por ejemplo, para las estaciones Maldonado y Cuatrerros.

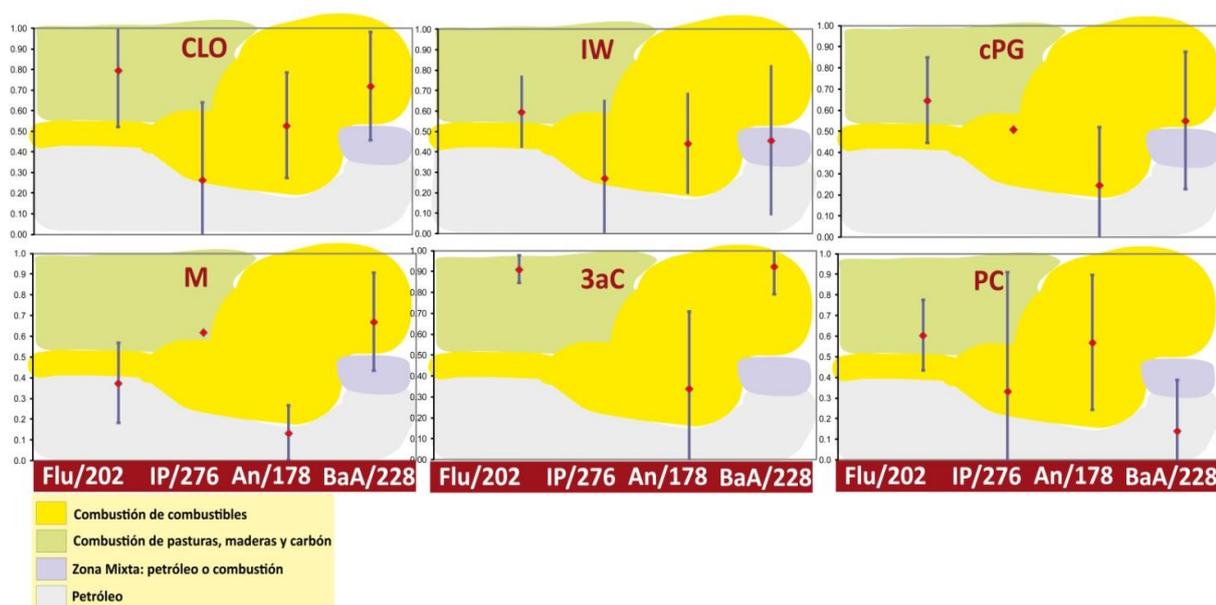


Figura V.2.8. Selección de índices moleculares diagnósticos promedio para cada estación de muestreo durante el período de estudio.

V.2.4.3. Niveles guía y Ecotoxicidad asociada en sedimentos

Se dispone de varios niveles guía o umbrales para estimar objetivamente la calidad de los sedimentos (Buchman M., 1999). Por ejemplo, los llamados “Rango de efectos bajos” (ERL) y “Rango de efectos medios” (ERM) (Long *et al.*, 1995) han sido extensamente utilizados (Miles y Delfino, 1999; Mai *et al.*, 2002; Qiao *et al.*, 2006; Xu *et al.*, 2007; y otros) en la evaluación y clasificación de sedimentos acuáticos debido a que pueden ser bien extrapolados a otros sitios contaminados. Los ERLs y ERMs fueron desarrollados como guías no regulatorias (informales) y corresponden al 10^{mo} y 50^{mo} percentil

respectivamente de un grupo de concentraciones de PAHs en sedimentos, todos ellos asociados a efectos adversos sobre organismos biológicos. En este sentido, intentan definir concentraciones químicas para las cuales los efectos agudos sobre los sistemas biológicos son raros (debajo de ERL), ocasionales (entre ERL y ERM) y frecuentes (niveles por sobre ERM).

Los resultados mostraron que un 3,8% de los contrastes excedió un nivel de “rango de efectos bajos” correspondiente a compuestos individuales (ERL, Long *et al.*, 1995); esto correspondió a 7 muestras (29% sedimentos muestreados sobre el canal Principal) correspondientes a CLO (#1 y #3), IW#1, cPG#1, 3aC#1, M#1 y PC#1). Estas muestras pudieron presentar efectos ocasionales sobre la biota adyacente, mientras que raramente se pudieron esperar ocurrencia de efectos adversos en el resto de las muestras.

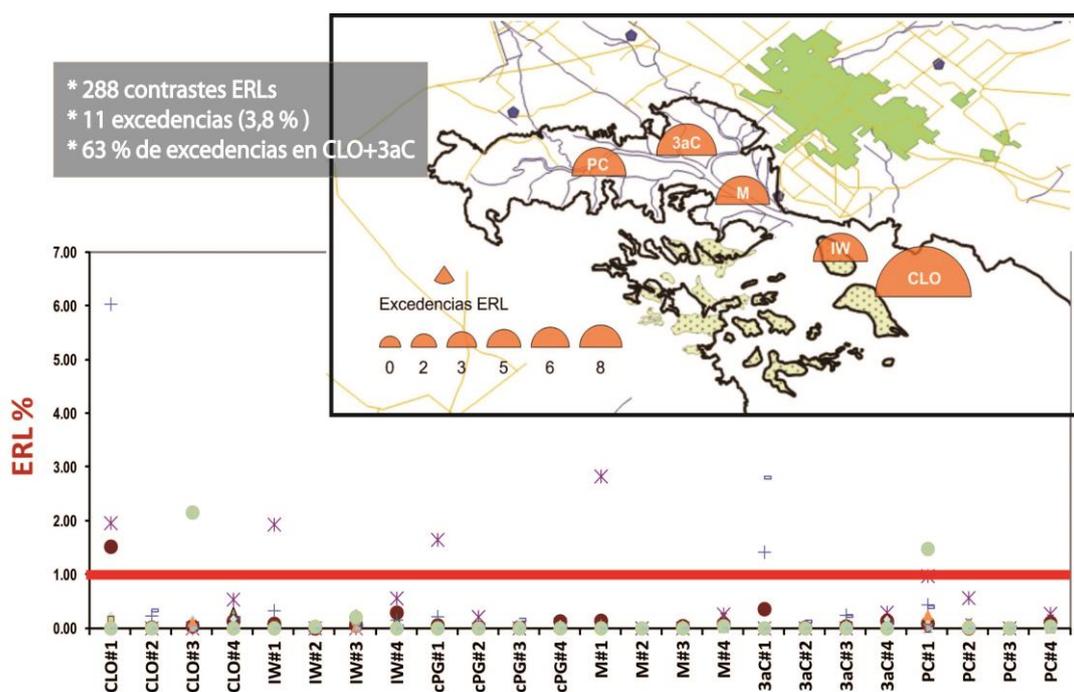
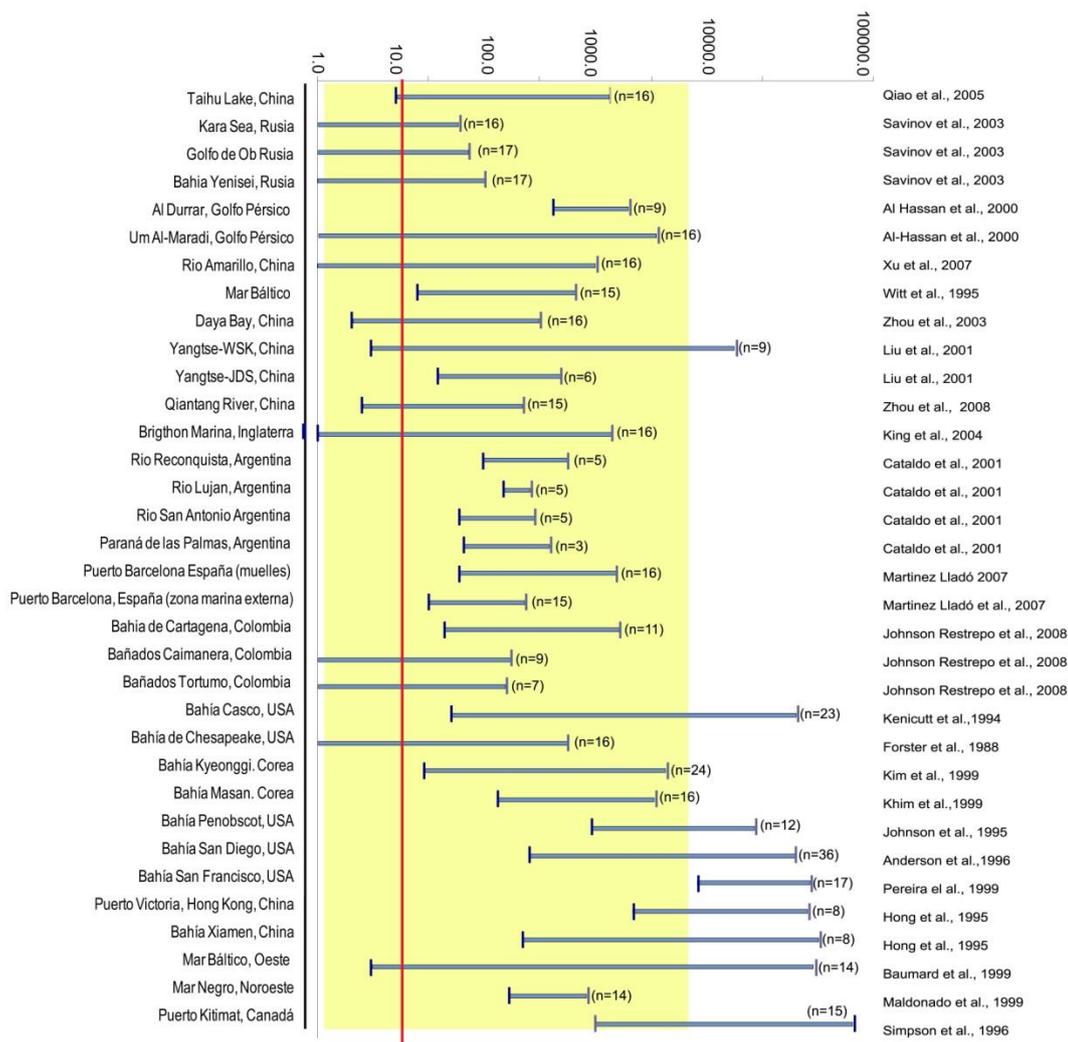


Figura V.2.9. Excedencia de concentraciones individuales de PAHs en relación a los respectivos ERLs (Long *et al.*, 1995) para sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

Solo en dos casos se excedió el nivel de ERL de sumatoria de PAHs (ERL PAHs Totales= 4022 ng/g); esto correspondió a CLO y 3aC (#1).

V.2.4.4. Niveles de PAHs en relación a otros sitios costeros

Las mediciones de PAHs en muestras ambientales (suelos, sedimentos, etc.) comenzaron en los 40's con el descubrimiento de Criseno en sedimentos; a partir de allí se han desarrollado numerosos trabajos de investigación sobre la distribución de PAHs, los que han provisto valiosa información sobre la concentración y distribución de estos compuestos alrededor del mundo. De esta manera, los niveles de PAHs hallados para el estuario se colocaron en contexto con los niveles de PAHs en otros sitios de condiciones ambientales similares, estudiados alrededor del mundo por numerosos autores. La **Figura V.2.10** presenta el rango de concentraciones halladas por diversos autores para la suma de PAHs analizados en cada caso. La zona sombreada representa el rango de concentraciones halladas por el presente estudio de monitoreo para el estuario de Bahía Blanca.



Comparación entre los rangos de variabilidad de los PAHs medidos en sedimentos de diferentes sitios costeros urbanizados alrededor del mundo.

 Rango de variabilidad de los niveles de PAHs en sedimentos de fondo del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca
 Mediana

Figura V.2.10. Comparación de rango y mediana de PAHs en sedimentos del Canal Principal de Navegación vs. otros sitios costeros del mundo.

Como resultado, y de acuerdo a los datos obtenidos, el estuario se ubicó para el período muestreado entre las calificadas como “zonas costeras extensivamente antropizadas”, como son las Bahía San Diego (USA), Kyeonggi (Corea), o la Bahía Xiamen (China), con niveles promedio moderados. En ocasiones aisladas se detectaron áreas puntuales con alto impacto.

CAPÍTULO V

Sección V.3

Compuestos organoclorados (OCs).

Coordinador: Dr. Andres ARIAS

V.3. Análisis de Pesticidas Organoclorados en Sedimentos

- En sedimentos los compuestos más abundantes fueron α -Endosulfan y δ -HCH (o δ -HCB), los cuales a su vez ocurrieron mayoritariamente en las estaciones de emisiones urbanas CLO y 3aC.
- La mayor proporción de delta-HCH en sedimentos indicaría aportes no recientes y sometidos a procesos de meteorización.
- La baja proporción de concentraciones detectables de DDT en el sedimento del EBB indicaría un real abatimiento de las fuentes y meteorización de aportes antiguos en dicha matriz.
- α - Endosulfan fue el compuesto organoclorado mas abundante y mas frecuentemente detectado en el EBB, incluyendo 3aC e IW, seguido por M. Su concentración media previa eliminación de valores extremo arrojó una media de 21.7, siendo aun un valor de orden ambiental de observación.
- Los OCs detectados en sedimentos del EBB excedieron los ERL en 12 ocasiones, 9 de las cuales (75%) ocurrieron en CLO y 3aC. El resto de las excedencias ocurrieron en IW y cPG. Aprox 40% de las excedencias se produjeron por 4,4'-DDE, seguido por Dieldrin y el resto de los derivados del DDT. El ERL se excedió en 6 ocasiones, 2 en CLO, 2 en 3aC y 2 en IW. Estas excedencias estuvieron marcadas por Dieldrin y el grupo de los DDxs.
- En cuanto al target value, los valores de organoclorados lo excedieron en 45 ocasiones, dominadas por β HCB (15), γ HCB (7), δ HCB (6), Heptaclor (5), 4,4'-DDE (5), β -Endosulfan (5) y α HCB (2). Las estaciones que dominaron estas excedencias fueron CLO y 3aC.
- EL valor "intervention value" fue superado sólo en una ocasión en la estación CLO#1 para el compuesto δ HCB.
- Se concluye que el estuario no ha recibido aportes de compuestos organoclorados que lo coloquen en una situación crítica, por el contrario ambas matrices estudiadas (peces y sedimentos) se ubican en zona de seguridad.

Los Compuestos persistentes corresponden a un grupo de sustancias de origen natural o antropogénico, resistentes a la degradación fotolítica, química y biológica. En muchos casos se trata de compuestos hidrófobos, lo cual

genera bioacumulación en el tejido adiposo de los distintos niveles de la cadena trófica, dando lugar a la biomagnificación en sentido ascendente de la cadena (Sangster, 1989; Yalkoswky, 2010). La toxicidad consecuente incluye diversas alteraciones en la reproducción, desarrollo y en algunas funciones inmunológicas de animales y vegetales (Chora *et al.*, 2009; Langston *et al.*, 2010). Dentro de los compuestos persistentes, los compuestos organoclorados incluyen los conocidos pesticidas: hexaclorociclohexanos (HCHs), hexaclorobenceno (HCB), diclorodifeniltricloroetano (DDT), clordanos, endosulfanes. Todos los compuestos mencionados están clasificados como plaguicidas que han sido prohibidos o severamente restringidos por razones sanitarias o ambientales en el Anexo III del Convenio de Róterdam (2004). Además se encuentran prohibidos para su uso en Argentina a excepción del DDT que presenta uso restringido para ciertas aplicaciones (**Tabla V.3.1**).

Tabla V.3.1: Marco regulatorio de pesticidas organoclorados en Argentina

Principio activo	Norma Legal	Resolución
Clordanos y Lindano	Resolución SAGPyA 513/98	Prohibida su importación, comercialización y uso como fitosanitarios, así como los productos formulados con base en éstos
DDT, Endrin, Aldrin	Decreto Nº 2121/90	Prohibida su importación, fabricación, fraccionamiento, comercialización y uso de productos de aplicación agrícola formulados a base a estos principios activos
Hexaclorobenceno (H.C.B)	Resolución SAGPyA Nº 750/2000	Prohibición Total
Hexaclorociclohexano (H.C.H), Dieldrin	Ley 22.289	Prohibición Total
Endosulfan	Resolución de SENASA 511/11	Prohibición Total. Sólo reexportación o destrucción a partir del 1 de Julio de 2013.

De acuerdo al Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncerⁱ (**IARC** del inglés: *International Agency for Research on Cancer*) de la

Organización Mundial de la Salud los Hexaclorociclohexanos se pueden clasificar como cancerígenos para los seres humanos (1); al DDT como probablemente cancerígeno para los seres humanos (2A) y a los Hexaclorobencenos y los Clordanos como posiblemente cancerígenos para los seres humanos (2B).

Metodología Analítica

Se procedió a la extracción en dispositivos Soxhlet por 12 horas, utilizando una mezcla Hexano/Acetona (1:1). En el caso de los peces, cada extracto Soxhlet se sometió a saponificación con hidróxido de potasio con el propósito de extraer los lípidos del tejido. Para separar las fases se realizó una extracción líquido- líquido y posterior filtración con sulfato.

En el caso de sedimentos o peces luego de la saponificación, el volumen de los extractos fue reducido por rotaevaporación hasta un volumen de aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza de sílicagel/alúmina desactivada al 5%, y evaporado bajo corriente de N₂ hasta 1 mL (Arias *et al.*, 2010).

El análisis de la serie de pesticidas clorados siguió los procedimientos de UNEP-IAEA (1982) –extracción con solventes en dispositivos Soxhlet-, según se encuentra descripto en Arias *et al.* (2010). Brevemente, se determinaron mediante GC/ECD (Hewlett-Packard 5890 GC/ECD ⁶³Ni): Aldrin, HCHs - α , β , γ , δ -, DDTs - 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT-, Dieldrin, α Endosulfan, β Endosulfan, Endosulfan sulfate, Endrin, Endrin aldehyde, Heptachlor. El límite de detección promedio (n=15) fue 0,060 ppb (p.s); 0,010 ppb (p.h.).

En todos los casos se trabajó con los siguientes controles de calidad: blancos, muestras fortificadas y muestras certificadas.

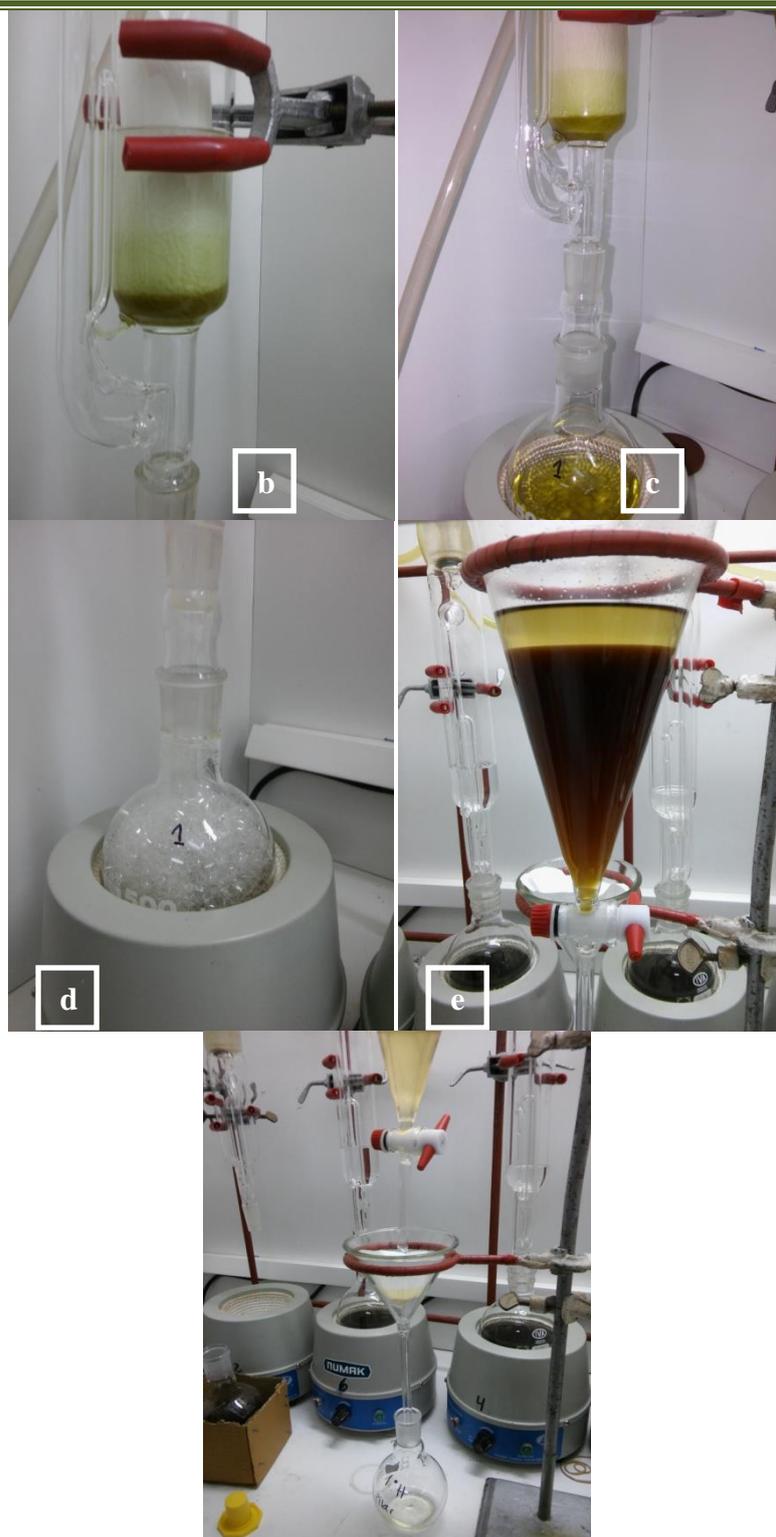


Figura V.3.1. Tejido de muestras de peces en el cartucho del soxhlet; b: Inicio del proceso de extracción en el soxhlet con solventes; c: Proceso de saponificación; d: Extracción líquido-líquido y e: Filtración con sulfato de sodio.



Figura V.3.2. Columnas de *clean-up* (sílica-alúmina) listas para sembrar la muestra; b: Sembrado de la muestra y c: Elución de la muestra en columna.

V.3.1. Organoclorados en Sedimentos

Se determinó el contenido de 15 pesticidas organoclorados en sedimentos superficiales del Canal Principal de Navegación del Estuario de Bahía Blanca (6 estaciones de muestreo), durante cuatro campañas oceanográficas en el período estudiado.

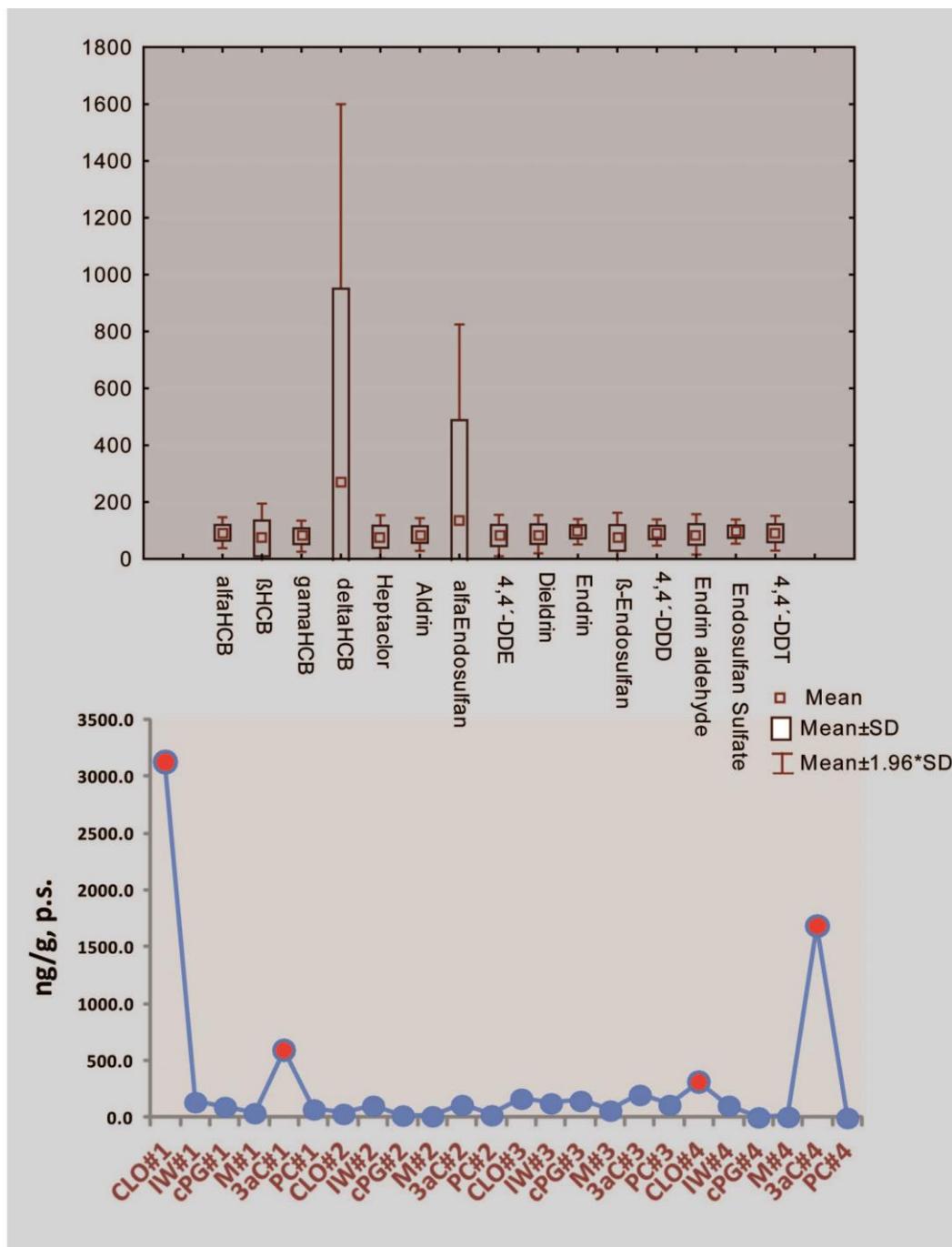


Figura V.3.3. a. Concentraciones medias y dispersión general de los 15 compuestos target estudiados de. **b.** Concentraciones medias por estación y campaña de muestreo para la sumatoria de los 15 compuestos target.

Los compuestos más abundantes fueron α -Endosulfan y δ -HCH (o δ -HCB), los cuales a su vez ocurrieron mayoritariamente en las estaciones de emisiones urbanas CLO y 3aC.

El valor medio de la sumatoria de concentraciones de los 15 OCs analizados fue de 101 ng.g^{-1} , p.s., con un valor máximo de $2945,3 \text{ ng.g}^{-1}$, p.s. La mediana del conjunto total de datos fue de 26 ng.g^{-1} , p.s. indicando que la amplia mayoría de las muestras estuvieron por debajo de las 100 ppb. Luego de la exclusión de valores outliers y extremos (Test de Grubbs, $n=4$), la media para el área de estudio es de $28,4 \text{ ng.g}^{-1}$, p.s. y una mediana de 23 ng.g^{-1} , p.s. Los cuatro valores extremos excluidos correspondieron a CLO#1(δ -HCB), 3aC#1(δ -HCB), CLO#4(β -HCB), 3aC#4(α -Endosulfan).

HCHs

Los HCHs son compuestos persistentes; en suelos arenosos, luego de 14 años persiste un diez por ciento de la concentración original mientras que en agua, luego de ocho semanas desaparece (por traslocación a fases orgánicas) (FAO, UNEP, 1991). Este grupo de isómeros comprende una serie de compuestos contenidos frecuentemente en los siguientes productos comerciales: Benzex (Woolfolk Chemical), Dol, Dolmix, Gammexane, Gexane, HCCH, Hexafor, Hexablanc, Hexamul, Hexapoudre, Hexyclan, Hillbeech, Kotol (Shell, Reino Unido), Lindacol (Shell, Reino Unido, perchlorobenzene, Soprocide, Submar (India Medical). Se trata de insecticidas por contacto e ingestión. Todos los isómeros fueron hallados en distinta proporción en los sedimentos del EBB, con picos de concentración para el δ -HCH en las campañas de muestreo #1 y #4.

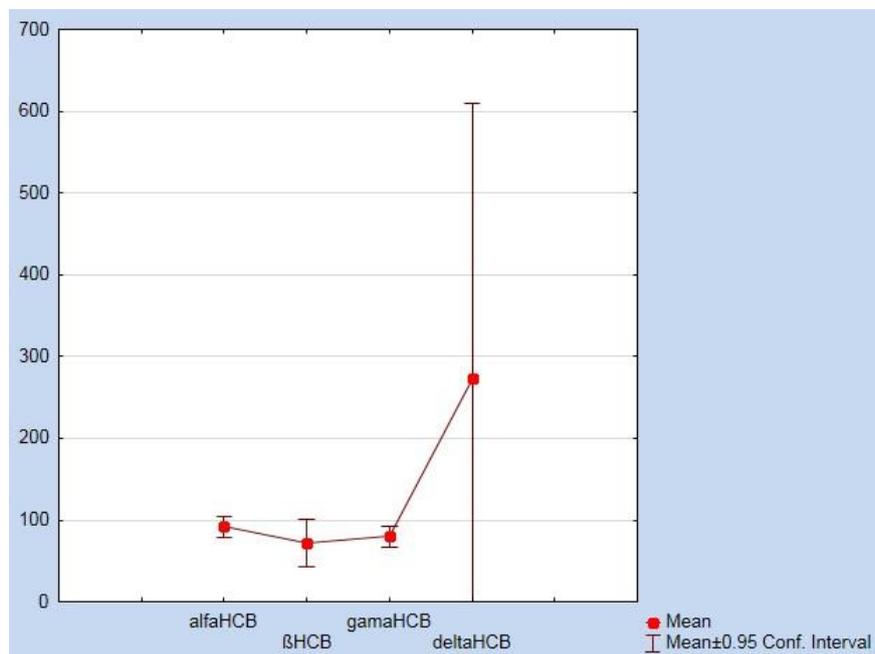


Figura V.3.4. Niveles medios de HCHs y dispersión de valores medidos en el EBB.

La proporción típica del producto técnico incluye 55-80% alfa, 5-14% beta, 8-15% gama, y 2-16% delta HCH. Sus propiedades fisicoquímicas son diferentes, por ejemplo delta-HCH posee la mayor vida media en sedimentos; esto podría estar explicando su valor medio tres veces superior a la media del resto de los isómeros.

Si bien los valores medios poseen significancia ambiental (ver apartado ecotoxicología), la diferencia de proporciones entre isómeros y la mayor proporción de delta-HCH indicaría aportes no recientes y sometidos a procesos de meteorización.

DDTs

El DDT comercial usualmente contiene 75% de p, p'-DDT, 15% de p'-DDT, 5% de p,p'-DDE, <0.5% de p,p'-DDD, <0.5% de p'-DDD, <0.5% de p'-DDE, y 5% de compuestos no indentificados (WHO, 1979). Los isómeros del DDT tienen alta persistencia en los ambientes y se degradan gradualmente a

DDE y DDD en condiciones aeróbicas y anaeróbicas (Arias *et al.*, 2011; WHO, 2007; Allen *et al.*, 1997).

Los DDTx medidos en el estuario de Bahía Blanca representaron aproximadamente el 5% del total de los organoclorados detectados.

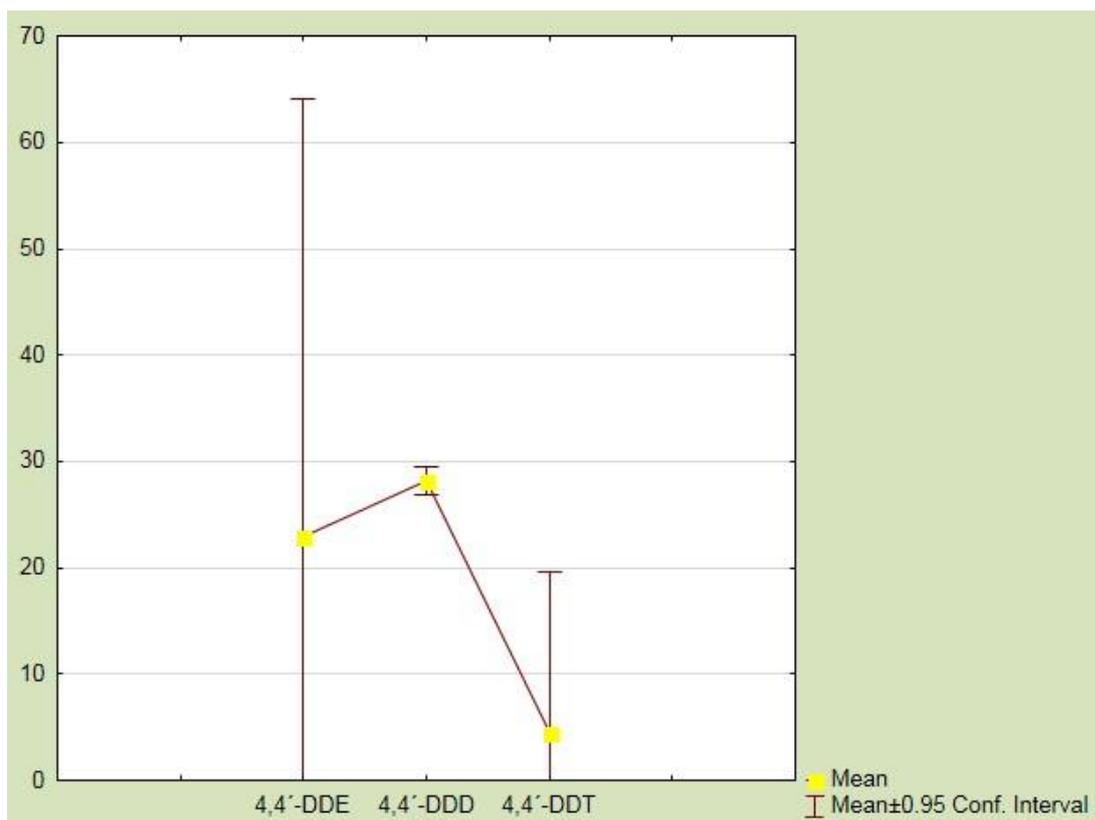


Figura V.3.5. Niveles medios de DDxs y dispersión de valores medidos en el EBB.

Haciendo un análisis de las concentraciones del compuesto parental vs. sus productos de degradación/metabolitos, se concluye que se trata de aportes no recientes/meteorizados.

Una vez liberado al medio, el 4,4 –DDT (el componente principal del DDT) se degrada a 4,4 –DDE, y la abundancia relativa del compuesto parental y su metabolito usualmente se utiliza para distinguir el uso reciente ($DDT/DDE > 1$) de la liberación en el pasado ($DDT/DDE < 1$) (Pozo *et al.*, 2009; Verhaert *et al.*, 2013; Yatawara *et al.*, 2010). Para el caso del Estuario de Bahía Blanca, se computaron dos índices puntuales, para la 3aC#2 con una valor 1,17 y para

CLO#3 con 0,52. En un caso se detectó un ingreso relativamente reciente de DDT parental, mientras que para el otro caso se registró un aporte antiguo o “meteorizado”. Utilizando la concentración sedimentaria anual promedio ($n=24$) para ambos compuestos, se obtuvo un cociente de 0,19, clasificando este tipo de aportes como antiguos/degradados.

La vida media del DDT es de 20 a 30 años (Ramírez *et al.*, 2001) - dependiendo de las características del medio-, y el hecho de que sólo se detecten sus productos de degradación en sedimentos ubica los posibles ingresos del DDT parental en la década del 90, coincidiendo con la década donde se prohibió totalmente su uso en Argentina.

La baja proporción de concentraciones detectables de DDT en el sedimento del EBB indicaría un real abatimiento de las fuentes y meteorización de aportes antiguos en dicha matriz.

Endosulfan

El Endosulfan grado técnico es una mezcla que usualmente contiene 95% de los dos diastereoisómeros, conocidos como α - Endosulfan y β - Endosulfan en proporciones desde 2:1 a 7:3, y 5% de impurezas y productos de degradación (GFEA, 2007; Tombesi *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2009) . Ambos isómeros se descomponen en el medio ambiente produciendo el Endosulfan sulfato, de una estructura similar al compuesto parental y más tóxico que el mismo (Stadler *et al.*, 2006).

α - Endosulfan fue el compuesto organoclorado mas abundante hallado en el EBB, con una media de 166 ppb. El mismo fue más frecuentemente detectado en 3aC e IW, seguido por M. Su concentración media previa eliminación de valores extremo arrojó una media de 21.7, siendo aun un valor de orden ambiental de observación.

Endosulfán ha sido uno de los pesticidas clorados más utilizados en Argentina como insecticida y acaricida de amplio espectro en frutas, vegetales y producción de cereales; por ejemplo, ha sido ampliamente utilizado en la producción de soja. Desde el año 2013 se encuentra prohibida su importación y

uso (Res. SENASA 511/11). A pesar de esto, ha sido recientemente detectado en distintos estudios científicos en la zona, para aire y sedimentos. Por ejemplo, se detectaron 3400 pg/m^3 de Σ Endosulfanes en aire para la zona (Tombesi *et al.*, 2014) mientras que para el Estuario de Bahía Blanca se detectó un máximo de $26,2 \text{ ng.g}^{-1}$ de α - Endosulfan (Arias *et al.*, 2010). Aunque la soja no es un cultivo típico de la región, este resultado puede estar influenciado por los vientos del norte y del noreste que pasan a través de áreas de producción sojera de otros sitios de la provincia de Buenos Aires.

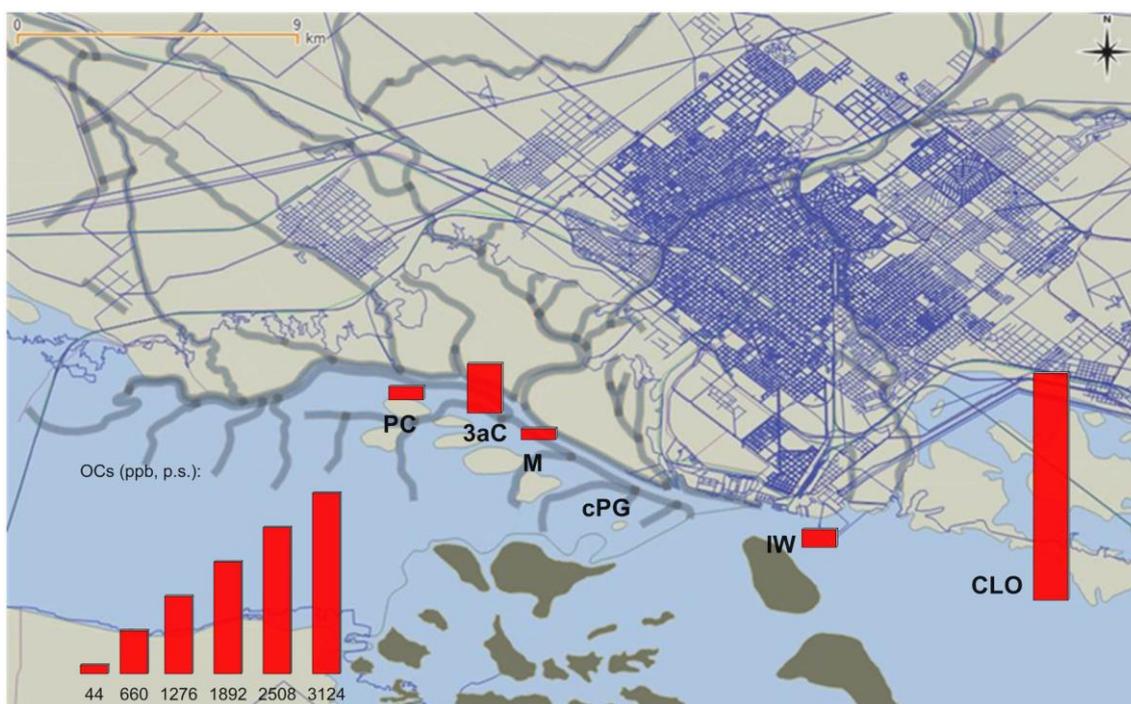


Figura V.3.6. Distribución promedio de pesticidas organoclorados (sumatoria de 15 compuestos) en sedimentos del EBB.

V.3.2. Ecotoxicología de organoclorados

En la sección I.2.3. (Ecotoxicidad en sedimentos asociada a PAHs) se describieron los posible efectos asociados a las concentraciones de xenobióticos halladas en ellos. De forma similar, las concentraciones de organoclorados en sedimentos halladas a lo largo del área de estudio fueron evaluadas en este contexto a fin de obtener una clasificación objetiva de calidad de sedimentos en relación al contenido de OCs para el EBB.

Como observación, al momento de evaluar este tipo de información debe tenerse en cuenta que estos enfoques no tienen en cuenta el sinergismo entre los diferentes contaminantes que puedan coexistir en los sedimentos (ej: distintos PAHs, metales, TBTs, PCBs, etc.). Por lo tanto, de alguna manera pueden subestimar los efectos nocivos de estos contaminantes en sedimentos. Más aún, los métodos estadísticos utilizados en su desarrollo evalúan correlación y no causalidad, y tampoco discriminan entre las fracciones presentes (por ej: fracción disponible y no disponible).

Tabla V.3.2. Significancia de los umbrales guía utilizados para el contraste ecotoxicológico.

ERL /Effects Range Low (f)	10 ^{mo} percentil de un grupo de concentraciones de OCs en sedimentos, todos ellos asociados a efectos adversos sobre organismos biológicos. Define concentraciones químicas para las cuales los efectos agudos sobre los sistemas biológicos son raros por debajo y ocasionales por encima de él
ERM / Effects Range Median(f)	50 ^{mo} percentil de un grupo de concentraciones de OCs en sedimentos, todos ellos asociados a efectos adversos sobre organismos biológicos. Define concentraciones químicas para las cuales los efectos agudos sobre los sistemas biológicos son ocasionales por debajo y frecuentes por encima de él
Target Value (*)	Están relacionados a niveles que son inofensivos para el ecosistema; se trata del 1% del Nivel Máximo Permisible para ecosistemas, donde el NMP es un nivel peligroso para el 5% de las especies o bien un nivel de seguridad del 95%.
Intervention Value(*)	Es la concentración derivada en la cual se espera impacto/amenaza para el 50% de las especies

(*) Swartjes, F.A. 1999. Risk-based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. Risk Analysis 19(6): 1235-1249

(f) Long, E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management 19(1): 81-97.

Los compuestos organoclorados detectados en sedimentos del EBB excedieron los ERL en 12 ocasiones, 9 de las cuales (75%) ocurrieron en CLO y 3aC. El resto de las excedencias ocurrieron en IW y cPG. Aprox 40% de las excedencias se produjeron por 4,4'-DDE, seguido por Dieldrin y el resto de los derivados del DDT. El ERL se excedió en 6 ocasiones, 2 en CLO, 2 en 3aC y 2 en IW. Estas excedencias estuvieron marcadas por Dieldrin y el grupo de los DDxs.

En cuanto al target value, los valores de organoclorados lo excedieron en 45 ocasiones, dominadas por β HCB (15), γ HCB (7), δ HCB (6), Heptaclor (5), 4,4'-DDE (5), β -Endosulfan (5) y α HCB (2). Las estaciones que dominaron estas excedencias fueron CLO y 3aC (**Figura V.3.7**).

EL valor "intervention value" fue superado sólo en una ocasión en la estación CLO#1 para el compuesto δ HCB.

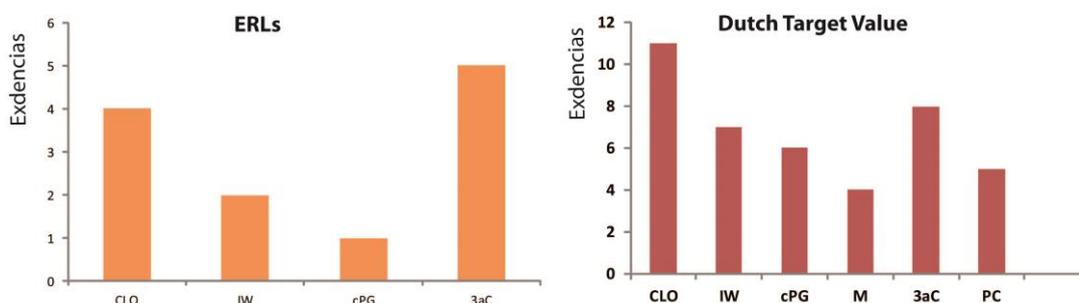


Figura V.3.7. Número de excedencias de ERL y *Target Value* para sedimentos del EBB de acuerdo a la estación de muestreo

V.3.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Arias A.H., Vazquez-Botello A., Tombesi N., Ponce-Velez G., Freije H., Marcovecchio J. (2010). Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environ. Monit. Assess*, 160(1), 301.

-
- Baumard P., Budzinski H., Michon Q., Garrigues T., Burgeot T. Bellocq J. (1998).** Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and Sediment Records. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 47, 77-90.
- Long R., McDonald D., Smith S., Calder F. (1995).** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81-87.
- López Cazorla A. (2004).** Peces. Ecosistema del estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 191-201.
- Nisbet I.C.T., Lagoy P.K. (1992).** Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 16, 290-300.
- UNEP/IAEA (1982).** United Nations Environment Programme / International Agency of Energy Atomic. *Determination of DDT's, PCB's and other hydrocarbons in marine sediments by gas liquid chromatography*. Reference methods for marine pollution studies. No. 17.
- US EPA (1995).** Method No 508: Determination of chlorinated pesticides in water by gas chromatography with an electron capture detector. US EPA No 508, 30 pp.
- US EPA (1996).** Method No 8081-A: Organochlorine pesticides by gas chromatography. US EPA No8081-A, 44 pp.
- US EPA (2000.a).** Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. United States Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-008. November 2000.
- US EPA (2000.b).** Method No8081-B: Organochlorine pesticides by gas chromatography. US EPA No8081-B, 57 pp.
- USEPA (2000).** Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. United States Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-008. November.
- Yunker M.B., Backus S.M., Graf Pannatier E., Jeffries D. S., Macdonald R. W. (2002).** Sources and Significance of Alkane and PAH Hydrocarbons in Canadian Arctic Rivers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 1–31.
- Zhao Z., Zhang L., Cai Z., Chen Y. (2014).** Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) residues in several tissues of edible fishes from the largest freshwater lake in China, Poyang Lake, and associated human health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104, 323-331.

CAPÍTULO V

Sección V.4

Metales en Agua-disuelto y en Sedimento marino.

Coordinadora: Dra. Sandra E. BOTTÉ

V.4.1. INTRODUCCIÓN

Los metales disueltos son indicadores de ingresos recientes al sistema acuático, su permanencia como tal es relativamente efímera pasando normalmente a estar adsorbidos o absorbidos a diferentes matrices (integrados a las partículas en suspensión, a los organismos o al sedimento) en un tiempo relativamente corto (horas o días). Su estudio es una herramienta sumamente importante principalmente cuando se realizan análisis de distribución espacial.

Los sedimentos son considerados como el principal depósito natural o reservorio de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos marinos (ej. estuarios). Los sedimentos no solo actúan como trampa y sumidero de elementos potencialmente contaminantes por largos periodos de tiempo, sino que pueden actuar como fuentes permanentes y latentes de re-ingreso de metales al sistema acuático por diversos procesos tanto naturales como artificiales (Botté *et al.*, 2013).

V.4.2. OBJETIVO

La presente sección tiene por objetivo describir las concentraciones y distribución de **metales** en matrices abióticas (**sedimento de fondo marino y agua-disuelto**) de la zona media-interna del estuario de Bahía Blanca.

V.4.3. MATERIALES Y METODOS

V.4.3.1. Sitios de muestreo

Las muestras de **sedimento** y **agua** fueron obtenidas cada 3 meses en 6 estaciones a lo largo del Canal Principal de Navegación durante el periodo comprendido entre Agosto 2017 y Mayo 2018, desde la embarcación IADO IV perteneciente al IADO-CONICET-UNS. Cada muestra fue identificada con las siguientes siglas: CLO, IW, cPG, M, 3^aC y PC.

V.4.3.2. Obtención y procesamiento de las muestras

a) AGUA DE MAR. Fueron colectadas durante el periodo de un año 48 muestras agua sub-superficial en botellas PET de 1,5 L de capacidad previamente acondicionadas con ácido nítrico (HNO_3) diluido (5%) y enjuagadas 3 veces con agua del lugar. Seguidamente se dispusieron dentro de bolsas en refrigerador portátil para su traslado al laboratorio. Inmediatamente las muestras fueron filtradas (filtros MILLIPORE HM4 acondicionados con anterioridad) a fin de obtener la **fracción disuelta**. El disuelto de 24 botellas fueron preservadas llevando el pH a 2 con ácido clorhídrico (HCl). El correspondiente a las otras 24 botellas fue guardado en botellas de vidrio y conservadas con dicromato de potasio $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Todas fueron mantenidas en bolsas, oscuridad y a 4°C hasta su análisis químico. Los **Metales Disueltos** determinados fueron Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn, Fe y Hg.

b) SEDIMENTO. En las 4 campañas se obtuvieron un total de 24 muestras de sedimento de fondo marino haciendo uso de una rastra o bien manualmente con utensilio de PVC acondicionado. Cada muestra fue colocada en doble bolsas plásticas y dispuestas en refrigeradores portátiles para su traslado al laboratorio y mantenidas en cámara fría a 4°C hasta su pre-procesamiento. Este consiste en la eliminación manual de clastos y material biológico, secadas a temperatura ambiente (a fin de no producir pérdida de mercurio) hasta peso constante y homogeneizadas en mortero de porcelana. Seguidamente las muestras fueron tamizadas (tamiz de acero inoxidable N°250, 63 micras tamaño de poro certificado), y se guardaron en doble bolsas de polietileno la fracción total y la fracción fina (limo-arcillosa) en desecadores y al resguardo de la luz. Los **Metales en el Sedimento: Fracción Total y Fracción Fina** determinados fueron Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn, Fe y Hg.

V.4.3.3. Metodología analítica

Fueron empleadas las siguientes técnicas analíticas:

-Botté *et al.* (2010), para la determinación de metales en sedimentos superficiales.

-De Marco *et al.* (2006) para la determinación de Hg en sedimentos superficiales.

-Botté *et al.* (2007) para la determinación de metales disueltos.

-A.P.H.A. (1998) para la determinación de Hg disuelto.

Los equipos utilizados para las lecturas de los extractos finales una vez completados los procesos de mineralización, oxidación o pre-concentración/complejación según corresponda y llevados a volumen final fueron: espectrofotómetro de absorción atómica, *Perkin Elmer 2380* vapor frío, *AAAnalyst 700 Perkin Elmer* con llama y un plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro de emisión óptica, ICP OES Perkin Elmer 2100 DV.

Los LDM (*límite de detección del método*) correspondientes a cada metal según la técnica analítica empleada fueron calculados sobre 12 réplicas de blanco y un $\alpha = 0,01$ (confianza del 95%), obteniéndose los siguientes valores:

- Para matrices sólidas: **Cd**: 0,05 - **Pb**: 0,07 - **Cu**: 0,02 - **Zn**: 0,05 - **Cr**: 0,03 - **Ni**: 0,01 - **Fe**: 0,3 y **Hg**: 0,02 (todas expresadas en $\mu\text{g/g}$ = ppm).
- Para matrices acuosas: **Cd**: 0,01 - **Pb**: 0,10 - **Cu**: 0,02 - **Zn**: 0,01 - **Cr**: 0,03 - **Ni**: 0,02 y **Hg**: 0,02 (todas expresadas en $\mu\text{g/L}$ = ppb).

V.4.3.4. Calidad Analítica, Exactitud y Precisión

Para corroborar la calidad analítica de los datos se realizaron mediciones en material de referencia (Sedimento Marino Costero, provisto por el National Institute for Environmental Studies –NIES– de Tsukuba, Japón), con porcentajes de recuperación entre 85% y 115%. La precisión y exactitud fueron evaluadas analizando las muestras por duplicado con un RSD inferior al 6 % en los sedimentos e inferior al 10% en la fracción disuelta.

V.4.4. RESULTADOS y DISCUSIÓN

V.4.4.1. METALES EN AGUA DISUELTOS

Con el fin de poder comparar los posibles impactos peligrosos, los niveles de metales disueltos en el agua se compararán con valores de referencia: niveles background y concentración natural (Vicente-Martorell *et al.*, 2009) y también con las guías de calidad para la protección de la vida acuática (US EPA, 2002) (**Tabla V.4.1**). El Criterio de Concentración Máxima (**CMC**) (exposición aguda) es una estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la cual una comunidad acuática puede ser expuesta brevemente sin dar lugar a un efecto inaceptable. El Criterio de Concentración Continua (**CCC**) (exposición crónica) es una estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la que una comunidad acuática puede ser expuesta de manera indefinida sin que se produzca un efecto inaceptable (US EPA, 2002).

A nivel nacional no existen regulaciones en cuanto a las concentraciones máximas permitidas en aguas estuariales. Sin embargo se presentan los niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática (*aguas saladas superficiales*) establecido por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 (tomado del Anexo II Tabla 3) (**Tabla V.4.2**).

Los valores de metales disueltos (expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$) determinados en el agua de mar del estuario de Bahía Blanca en las cuatro campañas realizadas durante el periodo 2017-2018 se presentan en la **Figura V.4.1**. De manera comparativa con resultados previos se muestran los valores medios y error estándar de los metales correspondientes al Monitoreo 2015-2016 (**Figura V.4.2**). Los metales cuyos resultados fueron mayoritariamente nd (no detectables) no fueron graficados en función de los promedios anuales. Una integración histórica en función de los Monitoreos realizados sobre los mismos sitios de muestreo actuales son presentados en la **Figura V.4.3**.

Tabla V.4.1. Se presentan los valores establecidos como guía de referencia para metales disueltos en agua de mar, las concentraciones naturales y los niveles background. Todas las concentraciones expresadas en $\mu\text{g/L}$.

Parámetro	¹ CMC	¹ CCC	² Nivel Background	² Concentración Natural
Cadmio	40	8,8	0,01	<0,025
Plomo	210	8,1	0,005–0,015	<0,02
Cobre	4,8	3,1	0,04-0,1	0,01
Zinc	90	81	0,01	<0,6
Cromo (total)	No establecido	No establecido		
Níquel	74	8,2		
Hierro	300	50		
Mercurio	1,8	0,94		

Nota: (1) US EPA, 2002, (2) Vicente –Martorell *et al.*, 2009

Tabla V.4.2. Se presentan los valores establecidos en Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 Niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática. Aguas saladas superficiales (tomado de Anexo II Tabla 3).

	Nivel guía $\mu\text{g/L}$	Referencias
Cd	5	Legislación Federal de Brasil. Res. CONAMA (Consejo Nacional de Medio Ambiente). Junio, 1986. Tomado de Coletânea de Legislação Ambiental Federal - Estadual, Governo do Estado Paraná. Secretaría de Estado de Desenvolvimento Urbano e do Medio Ambiente, 1991.
Hg (total)	0,1	
Pb	10	
Cu	4	Environmental Protection Agency. Part V. Water Quality Criteria Documents. Availability. Federal Register 45 (231), 79318 - 79379, November, 1980.
Cr (VI)	18	
Zn	0,2	
Ni	7,1	
Fe	Sin dato	

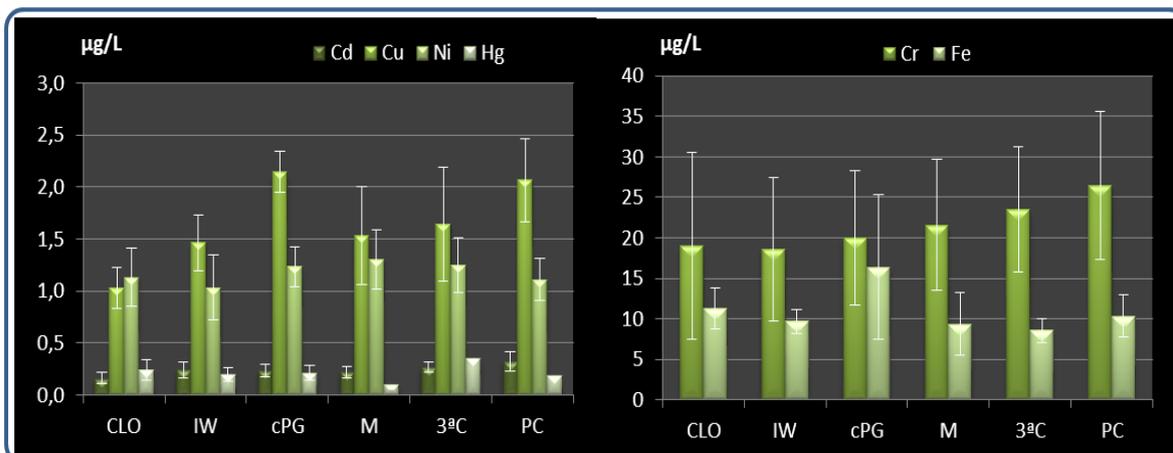


Figura V.4.1. Concentración media anual \pm ES (error estándar) de los metales disueltos, evaluados en cada sitio de muestreo en el periodo 2017-2018, No se muestran Zn y Pb porque dieron mayoría de los valores nd (no detectables).

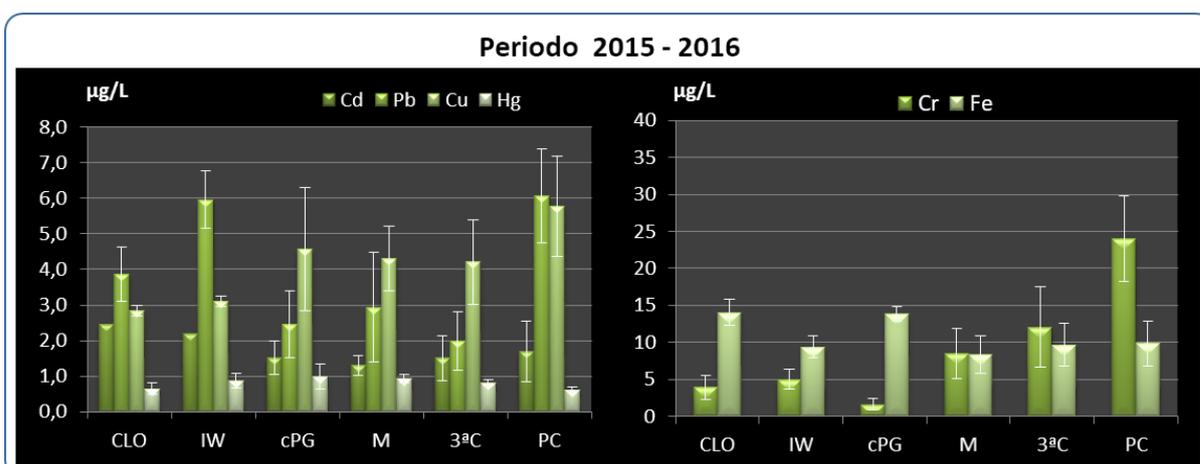


Figura V.4.2. Concentración media anual \pm ES (error estándar) de los metales disueltos evaluados en cada sitio de muestreo correspondiente al periodo 2015-2016.

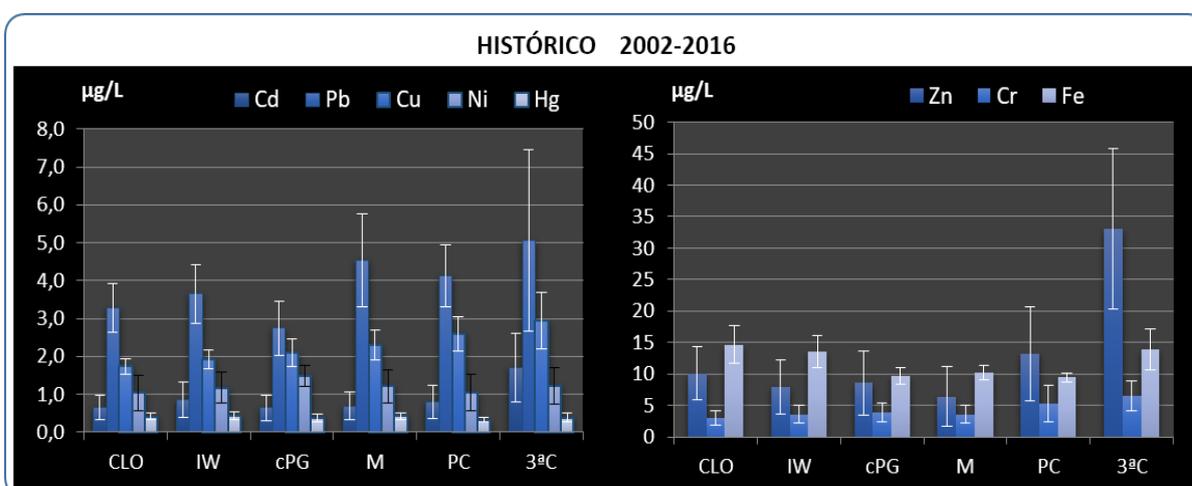


Figura V.4.3. Concentración media histórica \pm ES (error estándar) de los metales disueltos evaluados en cada sitio de muestreo durante el periodo 2002-2016.

CADMIO DISUELTO (Cd_{Dis})

El Cd_{Dis} fue detectable en todas las campañas realizadas y en todos los sitios de muestreo, lo que marca una diferencia respecto al monitoreo anterior, dado que hubo un número elevado de resultados nd (no detectable). Sin embargo es importante resaltar que a pesar de lo mencionado previamente las concentraciones fueron mucho más bajas. A lo largo del periodo se observa una mayor concentración en la zona más interna, particularmente PC (valor medio 0,325 ± ES 0,090). En comparación a los valores promedios históricos para cada sitio de muestreo hay una evidente disminución.

Las concentraciones de Cd_{Dis} nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas, aunque si superiores a los niveles background (según la US EPA 2002). Ninguna de las concentraciones fue superior a la indicada por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 (Niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática. Aguas saladas superficiales). A pesar de los bajos valores éstos continúan indicando que se producen ingresos al sistema estuarial y por ello la importancia de continuar monitoreando.

PLOMO DISUELTO (Pb_{Dis})

El Pb_{Dis} estuvo en la mayoría de las muestras analizadas por debajo del límite de detección. En base a los resultados obtenidos no se pudo obtener un valor promedio anual. Debe señalarse la presencia de este metal en todos los sitios evaluados en la última campaña correspondiente a mayo 2018, con un valor máximo de 17,22 µg/L en PC. Al comparar con el monitoreo previo el aumento es significativo, 2015-2016 en PC se obtuvo un valor medio y un error estándar igual a 6,07 µg/L ± 1,32. Desde el punto de vista histórico todos los resultados de la última campaña fueron significativamente mayores en todos los sitios evaluados.

Aunque solo puede hacerse una comparación con los valores detectables en la última campaña y todos los sitios se observa que las concentraciones

fueron superiores a la de exposición crónica-CCC (NOAA), superiores a aquellos considerados como valores background y concentraciones naturales. Cuando se compara con el valor recomendado por el Reglamentario 831/93 de la Ley Nacional 24.051 (10 µg/L) (aguas saladas superficiales) también todos fueron mayores a aquel.

COBRE DISUELTO (Cu_{Dis})

Las concentraciones de Cu_{Dis} mostraron poca variabilidad entre sitios y a lo largo de todo el periodo de muestreo, aunque pudo observarse una leve tendencia a aumentar en los sitios PC y cPG, alcanzando en ambos casos un valor máximo de 2,69 y 2,47 µg/L respectivamente. Los valores promedios anuales más altos coinciden con los sitios mencionados previamente. En comparación a los promedios para cada sitio del Monitoreo anterior (periodo 2015-2016) se obtuvieron concentraciones más bajas, vale igualmente señalar que en dicho estudio los sitios con las concentraciones más altas coinciden con el presente estudio. En relación a los valores históricos (periodo 2002-2016) las concentraciones de Cu_{Dis} en todos los sitios evaluados presentaron una disminución. Ninguno de los valores reportados fue superior a la concentración crítica aguda y al valor de exposición crónica. En relación al nivel guía de calidad de agua para protección de la vida acuática dado por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051, ninguno de los valores es superior a 4 µg/L.

ZINC DISUELTO (Zn_{Dis})

Las concentraciones de Zn_{Dis} en las muestras evaluadas estuvieron mayoritariamente por debajo del límite de detección, a excepción de la 3ra campaña con un valor máximo de 3,85 en cPG. En el monitoreo previo el Zn siempre dió nd. En comparación con los valores promedios (2002-2016) para cada sitio de muestreo se observa una notable disminución. No supera en ningún caso las concentraciones críticas de exposición aguda y crónica dadas por NOAA-EPA y de que es un único valor, debe mantenerse un estudio

continuo. Sin embargo los resultados detectables fueron superiores al nivel guía (0,2 µg/L) dado por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 (basado en un documento de la EPA).

CROMO DISUELTO (Cr_{Dis})

Las concentraciones de Cr_{Dis} presentaron una menor variabilidad en las tres primeras campañas y en entre sitios aunque las mayores concentraciones se dieron en el sitio PC (hasta 17,25 µg/L). Debe destacarse el incremento detectado en la última campaña con valores hasta cinco veces superiores, en algunos casos, a las fechas de muestreo anteriores con máximos en CLO (53,2 µg/L) y PC (54,1 µg/L). Los resultados en promedio para todo el año mostraron un aumento respecto al monitoreo previo y significativamente más altos que el promedio para el periodo 2002-2016. Se destaca que siempre las mayores concentraciones son en PC. Hay por lo tanto un incremento en el Cr_{Dis} que se viene observando en la zona más interna del estuario, lo cual podría ser explicado por un aporte desde el Río Sauce Chico (carga de fertilizantes fosfatos usados en zonas agrícolas cercanas al estuario) o bien alguna actividad industrial a pequeña escala o fábrica en G.D. Cerri o en sus inmediaciones.

La NOAA-EPA no ha establecido aún las concentraciones críticas agudas y crónicas para este metal. El valor máximo que la EPA-Federal Register-1980 considera para el Cr(VI) de 18 µg/L y es en la cual se basa el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051. Comparado con este valor las concentraciones, en los dos sitios más internos del estuario (PC y M), fueron muy próximas a aquel; mientras que en todos los sitios en la última campaña fueron muy superiores. Como ya fuera mencionado en informes anteriores debería mantenerse una evaluación continua de este metal en el estuario dado que la mayor parte del Cr está normalmente en el agua de mar como cromo hexavalente.

NIQUEL DISUELTO (Ni_{Dis})

El análisis de Ni_{Dis} dio como resultado valores por debajo del LDM en la primera campaña para todos los sitios de muestreo mientras que en las otras tres campañas realizadas y en todos los sitios se observó un aumento en los niveles de níquel. En este sentido la 4ta campaña mostró las concentraciones más altas, con un valor máximo en M. Respecto al monitoreo del periodo previo se registró un cambio importante pues debe recordarse que en el periodo completo 2015-2016 todos los resultados fueron nd. En comparación a valores promedios históricos (periodo 2006-2016) también se observa una tendencia al aumento. Los valores máximos promedios en el presente estudio en M (1,96 µg/L) y 3aC (1,85 µg/L) podrían estar indicando un ingreso a partir de efluentes cloacales o el lixiviado de la zona del exbasural municipal donde aún se sabe es zona de deposición final clandestina de variados elementos tales como las pilas.

La NOAA-EPA ha establecido las concentraciones críticas agudas (74 µg/L) y crónicas (8,2 µg/L) para este metal, con lo cual puede decirse que ninguna de las concentraciones medidas superan estos valores. El valor máximo que la EPA-Federal Register-1980 considera para el Ni es 7,2 µg/L y es en la cual se basa el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051. Comparado con este valor las concentraciones para todo el periodo de muestreo siempre fueron inferiores.

HIERRO DISUELTO (Fe_{Dis})

El Fe_{Dis} presentó una distribución variable tanto entre estaciones de muestreo como entre las cuatro campañas realizadas. Se midió un pico de 43,1 µg/L en el sitio cPG durante la tercer campaña. En términos de valores promedios anual el más alto corresponde también a cPG. Las concentraciones medidas fueron en todos los casos inferiores a los valores de exposición crónica y aguda señalado por NOAA.

MERCURIO DISUELTO (Hg_{Dis})

El Hg_{Dis} en el agua de mar del estuario presentó una distribución variable entre sitios de muestreo y entre campañas, con muchos resultados inferiores al LDM, a excepción de la 3ra campaña donde se midieron valores en todos los sitios evaluados. Máximas concentraciones fueron medidas en CLO, cPG y 3^aC. Considerando el valor medio anual para cada sitio de muestreo el máximo corresponde a CLO. Comparando con los valores de NOAA ninguna concentración superó al valor crítico de exposición crónica (CCC) de 0,94 µg/L, ni tampoco el valor crítico de exposición aguda de 1,8 µg/L. Cuando se comparan con el nivel guía de calidad de agua para protección de la vida acuática, (Aguas saladas superficiales) del Decreto Reglamentario 831/93 (0,1 µg/L), todas las concentraciones mayores al LDM fueron superiores. Se observó una disminución en términos de valores promedios y para todos los sitios respecto al monitoreo previo 2015-2016. En comparación a los promedios históricos se obtuvo la misma tendencia (disminuir).

MERCURIO en el MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN (Hg_{MPS})

Se presentan por primera vez los resultados del análisis de mercurio en el material particulado en suspensión (MPS). En la **Tabla V.4.3** se presentan los resultados obtenidos en todas las campañas y para cada sitio de muestreo. Como una estimación en porcentaje del aporte de cada fracción en el agua al Hg total se obtuvo la **Figura V.4.4**, para lo cual se tuvieron en cuenta los valores promedios anuales en cada sitio tanto en el disuelto como el particulado.

Tabla V.4.3. Concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de Hg en el MPS en el periodo 2017-2018 en 6 estaciones de muestreo correspondiente a la zona media interna del estuario de Bahía Blanca.

	1C	2C	3C	4C	Valor Medio	DS
CLO	0,380	0,047	nd	0,957	0,461	0,4606
IW	nd	nd	1,029	0,587	0,808	0,3124
cPG	0,191	0,363	0,358	0,077	0,247	0,1388
M	nd	0,683	0,513	1,162	0,786	0,3361
3^aC	nd	nd	0,503	0,388	0,446	0,0813
PC	nd	0,292	0,314	0,660	0,422	0,2066



Figura V.4.4. Concentración media histórica \pm ES (error estándar) de los metales disueltos evaluados en cada sitio de muestreo durante el periodo 2002-2016.

Los resultados indican variabilidad entre sitios de muestreo y entre campañas. Teniendo en cuenta el valor promedio anual para cada punto de análisis y considerando solo los valores superiores al LDM resulta un incremento en los valores de Hg particulado hacia la zona de IW. Cabe resaltar que en el cPG fue el único con valores detectables en todas las campañas. En base al aporte que cada fracción (disuelta y particulada) hace a la concentración de Hg total es significativo el porcentaje correspondiente al Hg en el MPS en los sitios de muestreo IW y M.

V.4.4.2. Análisis integrador de metales disueltos

El estudio de la concentración de metales disueltos en el agua de mar constituye una herramienta eficaz al momento de evaluar en el tiempo si se producen ingresos puntuales al sistema. Los iones metales en el agua pueden estar presentes formando diferentes especies químicas. En el presente trabajo todos los metales fueron evaluados sin hacer dicha diferenciación. Los metales disueltos son una vía de ingreso a los sistemas acuáticos, aunque su vida es bastante efímera pues rápidamente pasan a adsorberse a partículas tanto orgánicas (organismos) como inorgánicas, o bien ser incluidas por ingesta en la comunidad biótica presente (entre ellos los peces). El aporte observado en cada sitio de muestreo varió de acuerdo al metal analizado, con algunas tendencias en relación a las máximas concentraciones promedios: Cd y Cr en PC, Cu y Fe en cPG, Ni en M y Hg en 3^aC. En el caso del Pb sólo detectado en la última campaña mostró una concentración máxima en PC y el Zn mayoritariamente no detectable presentó valores más altos en la 3ra campaña en CLO coincidentemente con el único valor detectado en la última campaña. Todo esto indica que no hay para el sistema estuarial de Bahía Blanca un único sitio puntual de ingreso para todos los metales evaluados. Se recomienda para obtener una mejor imagen del aporte de metales intensificar el número de muestreos a lo largo del año o bien en dos estaciones características (ej invierno-verano) con toma de muestras semanales.

Estudios recientes sobre metales disueltos en el estuario de Bahía Blanca y en zonas próximas (Almirante Brown y Termoeléctrica) a las del presente trabajo han dado concentraciones promedios más altas de Cd entre 1,1 y 1,3 µg/L y Cu entre 3,3 y 3,6 µg/L, y concentraciones semejantes de Fe entre 4,7 a 15 µg/L (La Colla *et al.*, 2015). Por otra parte y en los mismos sitios mencionados previamente La Colla *et al.* (2018) encontraron concentraciones máximas de Cr de 57 µg/L, de Pb igual a 15 µg/L, de Zn de 55 µg/L y Ni siempre nd. Comparado con los valores del presente trabajo se observa lo siguiente, concentraciones máximas similares para Cr y Pb, una disminución significativa para Zn y un aumento para Ni. En relación a estudios en otros

sistemas acuáticos marinos del mundo, los valores acá encontrados son por ej. muy inferiores a Tagus estuary (Portugal) (Duarte *et al.*, 2014)

V.4.4.3. **METALES en SEDIMENTOS**

Los sedimentos son considerados como el principal depósito natural o reservorio de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos marinos (ej. estuarios). Los sedimentos no solo actúan como trampa y sumidero de elementos potencialmente contaminantes por largos periodos de tiempo, sino que pueden actuar como fuentes permanentes y latentes de re-ingreso de metales al sistema acuático por diversos procesos tanto naturales como artificiales (Botté *et al.*, 2013).

No existe a nivel nacional, regional o local una legislación sobre los niveles máximos permitidos de metales en los sedimentos superficiales estuariales. En consecuencia los resultados son comparados con los niveles guías que producen impacto sobre la actividad biológica usando los niveles propuestos por NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) NS&T (National State and Trend program) (Buchman, 2008) para la protección de la vida acuática, considerando el rango de bajos efectos (ERL) y el rango de efectos medios (ERM) (**Tabla V.4.4**)

Además, se compararán con valores de la guía Canadiense de calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática propuesta por el Canadian Council of Ministers of Environment (CCME, 2001). De acuerdo a la guía canadiense las concentraciones por encima del PEL (rangos de efectos probables) es el rango en el que se producen con frecuencia efectos biológicos adversos. También considera los niveles de efecto umbral (TEL) adoptados como los ISQGs (*interim marine sediment quality guidelines*), por la cual concentraciones debajo de la TEL es el rango de efecto mínimo en el que rara vez se producen efectos biológicos adversos. Entre el TEL y el PEL es el rango de posibles efectos dentro del cual pueden ocurrir ocasionalmente efectos

biológicos adversos; en este último caso más estudios deben ser realizados (Tabla V.4.4).

Tabla V.4.4: Valores guías de metales para de calidad de sedimentos marinos (Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs).

Nivel del Metal	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Hg	Ni	Fe	Referencias
Canadian SQG									
ISQG ¹ / TEL	0,7	30,2	18,7	124	52,3	0,13	s/dato	s/dato	Canadian Guidelines, 2001
PEL ²	4,2	112	108	271	160	0,7	s/dato	s/dato	
NOAA (NS&T)									
ERL ³	1,2	46,7	34	150	81	0,15	20,9		NOAA SQuiRTs (Buchman, 2008)
PEL ²	4,21	112	108	271	160	0,7	42,8		
ERM ⁴	9,6	218	270	410	370	0,71	51,6		
Background	0,1-0,3	4,0-17	10-25	7-38	7-13	0,004-0,051	9,9	0,99-1,8%	

Nota: NOAA SQuiRTs (Screening Quick Reference Tables)

Las concentraciones de metales en los sedimentos superficiales (expresados en mg/Kg) del estuario de Bahía Blanca durante el periodo 2017-2018 se presentan en las Figuras V.4.5 y V.4.6. Los metales fueron evaluados en la fracción total del sedimento y en la fracción fina limo-arcillosa (< 63 micras). En base a los resultado se calcularon los valores promedios para cada metal y sitio evaluado correspondiente a todo el año de muestreo (Figura V.4.7) y se compararon con los valores promedios anuales de cada metal del Monitoreo previo 2015-2016 (Figura V.4.8) y con las concentraciones promedio históricas correspondientes al periodo 2002-2016 (Figura V.4.9). Todas las concentraciones medias se grafican junto a \pm el error estándar.

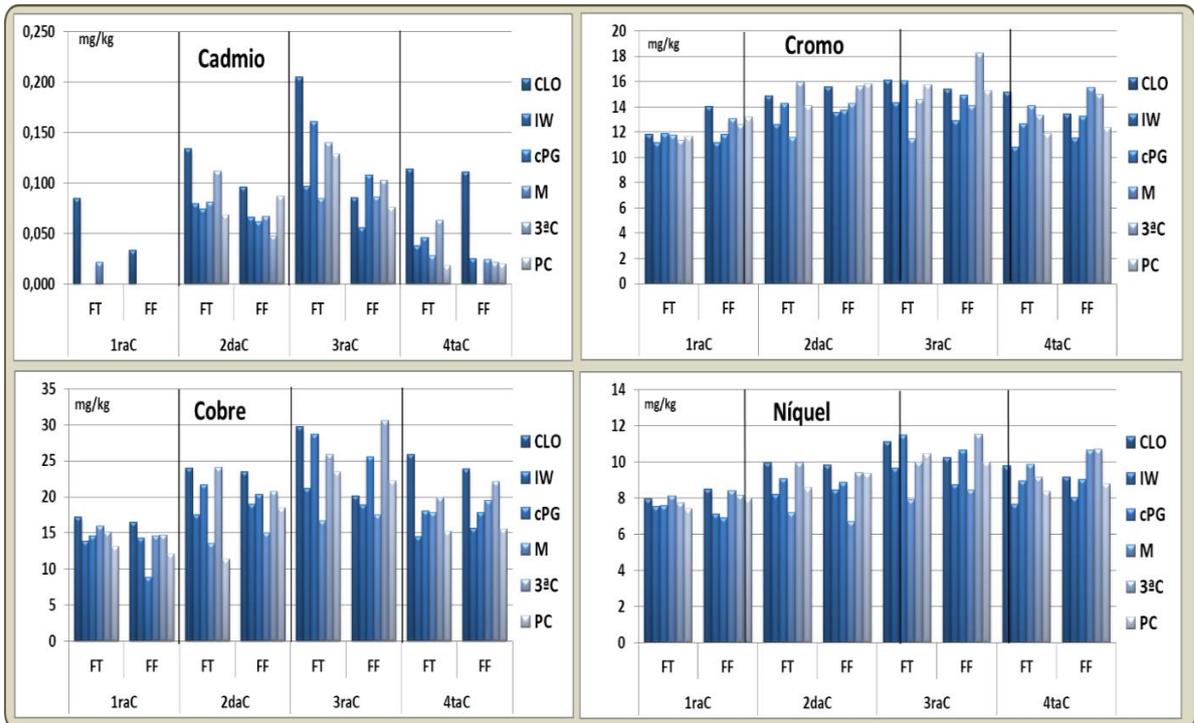


Figura V.4.5. Concentración de Cd, Cr, Cu y Ni (mg/g) en sedimentos superficiales en cada sitio de muestreo durante el periodo 2017-2018.

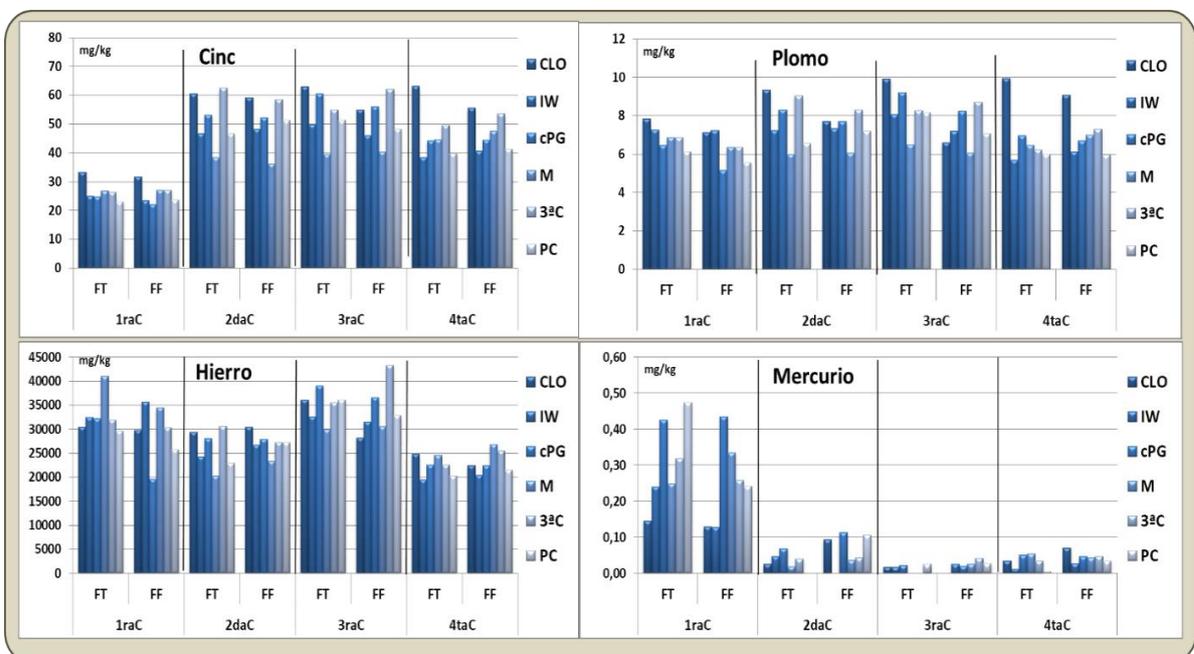


Figura V.4.6: Concentración de Zn, Pb, Fe y Hg (mg/g) en sedimentos superficiales en cada sitio de muestreo durante el periodo 2017-2018.

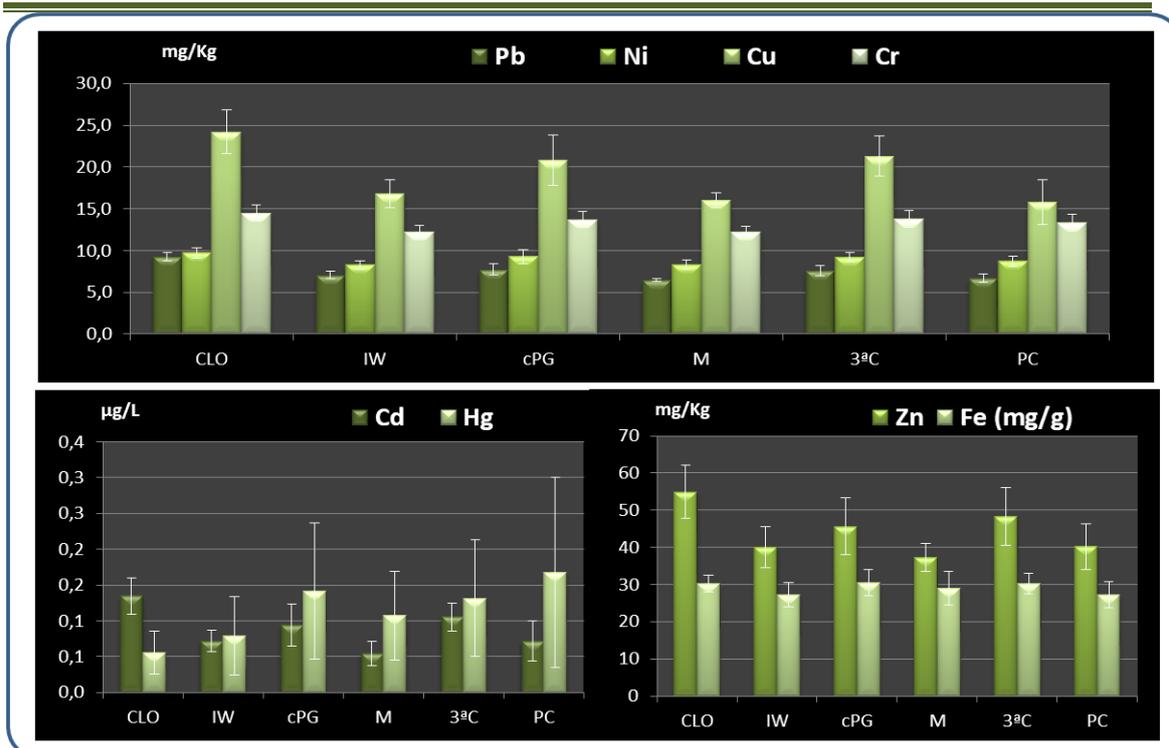


Figura V.4.7. Concentraciones promedio anuales de cada metal en la fracción total del sedimento del estuario de Bahía Blanca, correspondiente al periodo 2017-2018.

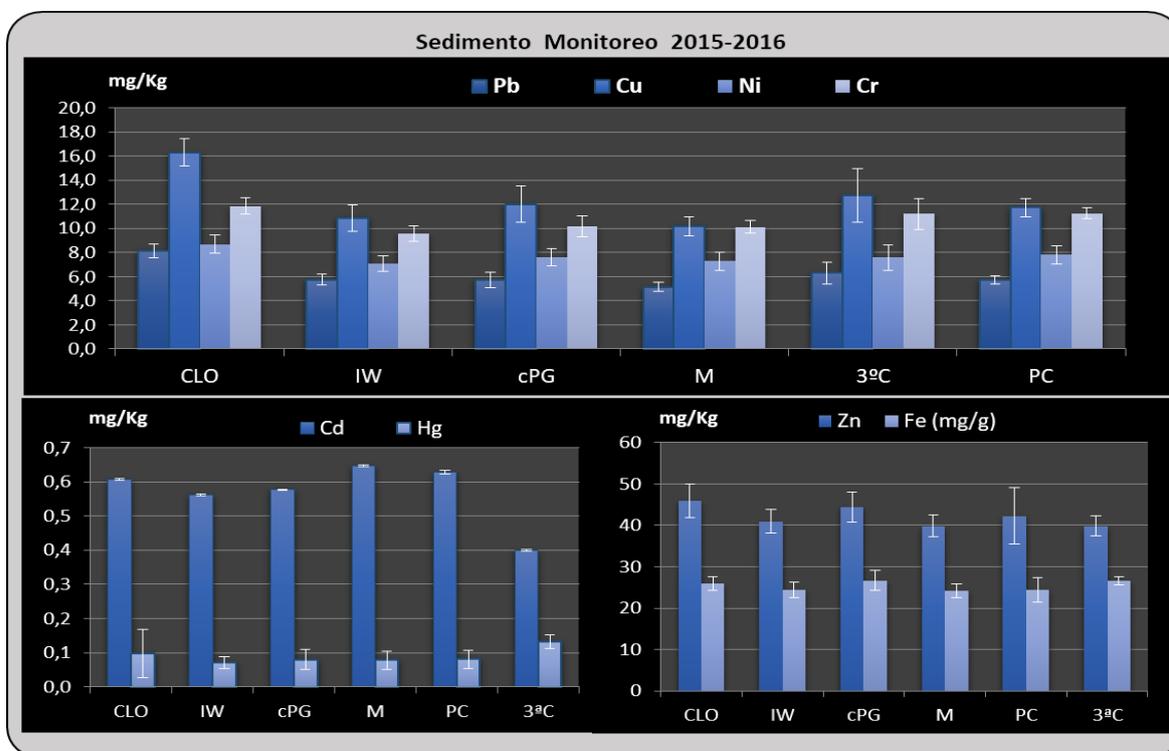


Figura V.4.8. Concentraciones promedio anuales de cada metal en la fracción total del sedimento del estuario de Bahía Blanca, correspondiente al periodo 2015-2016.

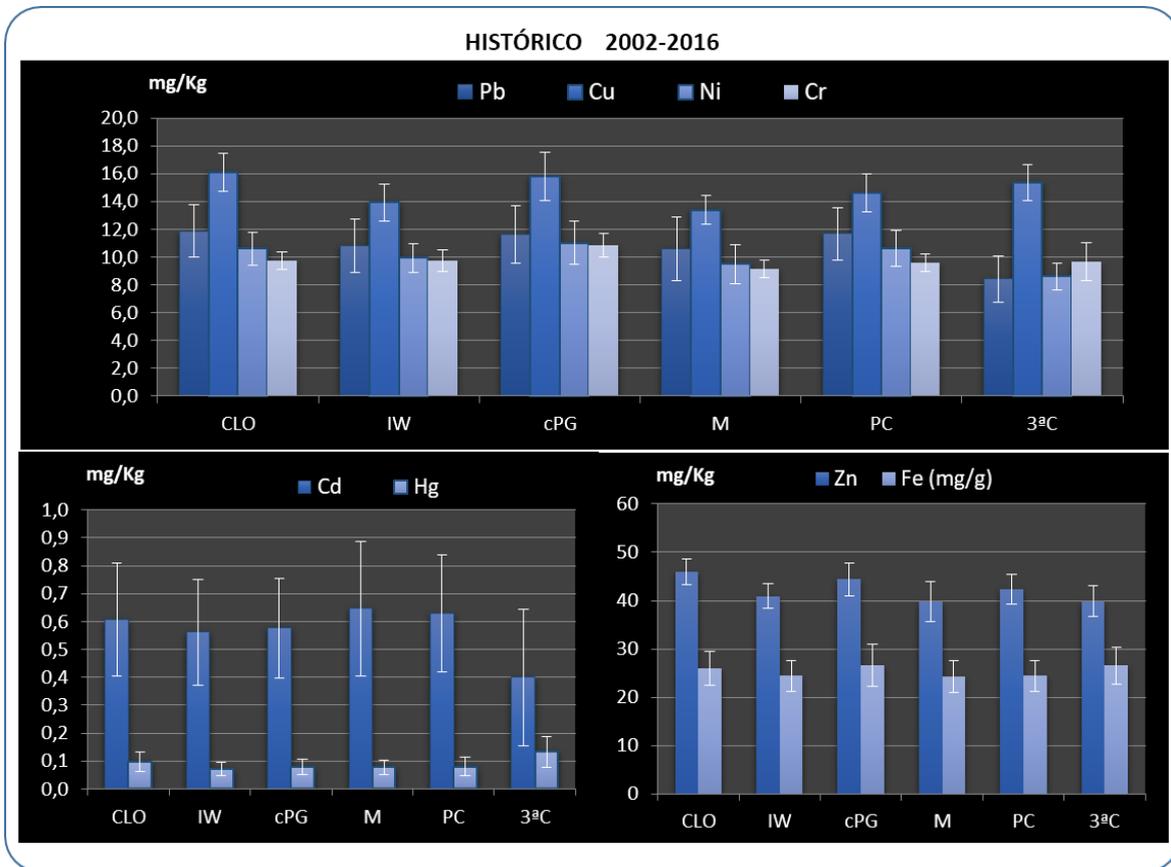


Figura V.4.9. Concentraciones promedio históricas \pm error estándar de cada metal en la fracción total del sedimento del estuario de Bahía Blanca, correspondiente al periodo 2002-2016.

CADMIO en SEDIMENTO (Cd_{Sed})

El *Cadmio* en las muestras de sedimento superficial presentó variabilidad entre sitios de muestreo y esta a su vez fue dependiente de cada campaña. En la 1era campaña solo 3 valores fueron superiores al LDM. En las otras tres hubo una tendencia a una mayor concentración en el sitio CLO particularmente en la fracción total con máximos iguales a 0,135, 0,205 y 0,115 mg/kg. No hubo diferencias significativas entre las dos fracciones evaluadas a lo largo de todo el periodo. Teniendo en cuenta los promedios anuales \pm error estándar para cada sitio se observa que el más impactado es CLO ($0,135 \pm 0,025$ mg/Kg). En el monitoreo 2015-2016 el valor medio más alto se registró también en CLO ($0,078 \pm 0,003$ mg/Kg) pero más bajo al actual. Los valores medios históricos para el periodo 2002-2016 son todos superiores al del presente trabajo y muestran un máximo en M con $0,647 \pm 0,240$ mg/Kg. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté *et al.*, 2010).

Comparados con los valores guía para sedimentos marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs (Buchman, 2008), ningún resultado supera las concentraciones por encima de las cuales se estima se pueden producir efectos adversos (PEL = 4,2 ppm). Según NOAA las concentraciones halladas en todos los sedimentos evaluados pueden considerarse niveles background.

PLOMO en SEDIMENTO (Pb_{Sed})

El Pb_{Sed} mostró una distribución relativamente homogénea durante todo el periodo de evaluación, con valores entre 5,70 y 9,96 mg/Kg en la fracción total y entre 5,15 y 9,08 mg/Kg en la fracción fina del sedimento. En cada campaña los valores más altos fueron en CLO fracción total y solo se obtuvo lo mismo en la fracción fina de la última campaña. En algunos casos se encontraron concentraciones más altas también en la 3aC y en cPG. Tomando el promedio de todo el periodo evaluado se obtiene el valor más alto en CLO, y que

coincide comparativamente con el valor promedio más alto del periodo 2015-2016 (8,135 mg/Kg). Promedios históricos muestran la mayor concentración también en CLO pero superior al registrado en el presente (11,86 mg/Kg). Los resultados obtenidos son inferiores a los reportados por otros autores para sedimentos del estuario (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté *et al.*, 2010).

COBRE en SEDIMENTO (Cu_{Sed})

Los resultados de Cu_{Sed} fueron más elevados en la 1era y 4ta campaña en CLO tanto en la fracción total como en la fina, mientras que en las otras dos campañas también fueron altos en 3^aC y cPG. Las concentraciones en la fracción total variaron entre 11,41 y 29,72 mg/Kg mientras que en la fracción limo-arcillosa estuvieron entre 8,85 y 30,57 mg/Kg. Tomando el promedio de todo el periodo evaluado se obtiene el valor más alto (24,22 mg/Kg) en CLO, y donde también se registró comparativamente el valor promedio más alto del periodo 2015-2016 (16,31 mg/Kg). Promedios históricos muestran la mayor concentración también en CLO (16,09 mg/Kg) pero inferior al registrado en el presente estudio. Los resultados obtenidos son inferiores a los reportados por otros autores para sedimentos del estuario (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté *et al.*, 2010).

Las concentraciones obtenidas son en varias ocasiones superiores a los niveles de efecto umbral (TEL= 18,7), pero inferiores al PEL (rango de efectos bajos) y al ERL (rango de bajos efectos) de acuerdo a Canadian Guidelines y NOAA. Si se toma como nivel background al rango entre 10-25 ppm (NOAA SQuiRTs), algunos de los valores detectados superan la concentración máxima.

ZINC en SEDIMENTO (Zn_{Sed})

Las concentraciones de Zn_{Sed} del estuario durante el periodo 2017-2018 presentaron una distribución variable entre campañas, en particular la primera respecto a las otras tres con valores inferiores en todos los sitios y a la vez más homogéneos entre dichos lugares, apreciándose un incremento en CLO tanto

en la fracción total como en la fina. En las otras tres campañas la mayor representatividad del Zn estuvo en CLO, en la 3^aC o en cPG, con tendencia similar entre ambas fracciones evaluadas. Las concentraciones para todo el periodo variaron en la fracción total en el siguiente rango 23,08 mg/Kg – 63,13 mg/Kg mientras que en la fracción fina entre 21,98 mg/Kg y 62,06 mg/Kg. Tomando el valor promedio anual \pm error estándar para cada lugar muestreado el Zn presentó el más alto en CLO con $54,96 \pm 7,26$ mg/Kg (fracción total). En comparación con el monitoreo anterior se evidencia una coincidencia respecto al lugar (2015-2016, CLO promedio $44,40 \pm 4,09$ mg/Kg), y también un aumento. Cuando se evalúa frente al promedio histórico considerado entre 2002 y 2016 (CLO $46,0 \pm 2,60$ mg/Kg) el presente estudio estaría indicando un aumento en las concentraciones en Canal Vieja influenciada por la descarga de la primera cuenca. La misma comparación para el resto de los lugares muestra valores similares o incluso inferiores.

Las concentraciones obtenidas para **Zn_{Sed}** fueron siempre inferiores a los niveles de efecto umbral (TEL), valores para los cuales con frecuencia es probable que ocurran efectos biológicos adversos (PEL) y valores donde es poco probable que ocurran efectos adversos (ERL o rango de bajos efectos) de acuerdo a Canadian Guidelines y NOAA. Si se toma como nivel background al rango entre 7-38 ppm (NOAA SQuIRTs), varios de los valores detectados superan la concentración máxima.

CROMO en SEDIMENTO (Cr_{Sed})

Durante el periodo evaluado 2017-2018 el **Cr_{Sed}** varió en la fracción total entre 10,80 mg/Kg y 16,12 mg/Kg, mientras que en la fracción fina entre 11,17 mg/Kg y 18,25 mg/Kg. La variación entre fracciones fue baja, al igual que entre campañas. Los valores máximos registrados en cada campaña no se dieron en los mismos sitios aunque se destacan CLO, 3^aC y cPG. En base al promedio anual en cada sitio puede decirse que la concentración más alta en la fracción total fue en CLO ($14,50 \pm ES 0,93$ mg/Kg) y en la fracción limo-arcillosa fue en la 3aC ($15,38 \pm ES 1,157$ mg/Kg). Durante el monitoreo anterior la concentración media más alta en la fracción total fue de $11,84 \pm DS 0,68$ mg/Kg

en CLO. En comparación, valores promedios históricos (2002-2016) para los mismos sitios muestran en CLO una concentración de 9,75 mg/kg y un máximo en cPG ($10,84 \pm DS 0,86$ mg/Kg). Todo lo anterior demuestra una leve tendencia del Cr a aumentar, principalmente por aporte urbano.

Las concentraciones obtenidas para Cr_{Sed} en las 24 muestras analizadas fueron 50% superiores al nivel background de 13 ppm (NOAA SQUIRTs), aunque ninguno supera los diferentes niveles de TEL, PEL y ERL de acuerdo a Canadian Guidelines y NOAA.

NIQUEL en SEDIMENTO (Ni_{Sed})

Del estudio del Ni_{Sed} en la zona media-interna del estuario se observa una dinámica espacial homogénea entre los 6 sitios de muestreo, en particular en la primera campaña. Durante el resto del periodo se destacan las mayores concentraciones en CLO, seguido por cPG, 3^aC y en algunas ocasiones M. De las 24 muestras analizadas en el periodo 2017-2018 la máxima concentración se obtuvo en cPG con 11,50 mg/Kg en la fracción total, mientras que en la fracción fina fue en 3^aC con 11,54 mg/Kg. El promedio anual para cada sitio permite establecer un máximo en CLO con $9,72 \pm ES 0,65$ mg/Kg (fracción total) y en 3^aC con $9,97 \pm ES 0,74$ mg/Kg (fracción fina). En el monitoreo 2015-2016 el valor medio anual más alto fue en CLO ($8,70 \pm 0,73$ mg/Kg). Comparado con el promedio histórico 2002-2016 que la concentración de Ni_{Sed} fue máxima en cPG ($11,01 \pm 1,56$ mg/Kg) se observa una disminución, e incluso en CLO donde el valor medio fue $10,58 \pm 1,21$ mg/Kg. En general en todos los sitios los promedios del periodo actual con menores que los promedios históricos. El valor background para sedimentos marinos según NOAA SQUIRTs es de 9,9, en base a ello menos de la mitad de las concentraciones medidas supera este valor y todos son inferiores al PEL y ERL.

HIERRO en SEDIMENTO (Fe_{Sed})

Las concentraciones de Fe_{Sed} en las muestras analizadas variaron entre 19,44 mg/g (IW) y un máximo de 41,09 mg/g (M) en la fracción total. Por otra parte en la fracción limo-arcillosa el rango de concentraciones obtenida para todo el periodo fue entre 19,66 mg/g (cPG) y 43,28 mg/g (3^aC). Entre campañas se observa una fuerte disminución en la última y variaciones entre sitios en cada una de ellas. Los valores máximos medidos no muestran una tendencia clara respecto al lugar, los dos picos más elevados fueron en M (fracción total) y 3^aC (fracción fina). Tomando los promedios de las cuatro campañas para el periodo 2017-2018 se obtiene una distribución bastante homogénea entre sitios, con un máximo en cPG de $30,44 \pm 3,50$ mg/g, seguido por CLO y 3^aC. El promedio histórico de Fe_{Sed} (2002-2016) en el estuario de Bahía Blanca es en cada sitio de muestreo inferior a los encontrados en el presente monitoreo. Además los promedios actuales fueron todos superiores a los correspondientes del monitoreo 2015-2016.

Sólo hay valores background dados por NOAA SQuIRTS de 0,99 a 1,8 %. En comparación los valores hallados en el presente monitoreo están en la fracción total todos por encima del máximo, y la mayoría próximos al 3 %, aunque en el mismo orden de magnitud que otros estudios realizados sobre sedimentos del estuario de Bahía Blanca (Botté, 2005; Botté *et al.*, 2010; Marcovecchio y Ferrer, 2005).

MERCURIO en SEDIMENTO (Hg_{Sed})

Las concentraciones Hg_{Sed} estuvieron en un rango desde no detectables (nd) (3 muestras sobre un total de 24 en la fracción total y 2 muestras en la fracción fina) con máximos de 0,474 μ g/g (PC) y 0,435 μ g/g (cPG) en cada fracción, respectivamente. Considerando todo el periodo de muestreo, el promedio máximo detectado corresponde a PC con $0,168 \pm ES 0,133$ μ g/g, mientras que el promedio anual más bajo fue en CLO con $0,056 \pm ES 0,030$ μ g/g. Respecto al periodo anterior 2015-2016 se observa a nivel de valores medios para cada sitio una disminución solamente en CLO y un incremento en

cada uno de los restantes lugares de evaluación. Al comparar con valores de referencia (Canadian Guidelines y NOAA) todos son inferiores a los considerados como límites para calidad de sedimentos marinos que pudieran producir efectos adversos (PEL=0,7). Varias concentraciones fueron superiores a los valores background (0,004-0,051 µg/g).

V.4.4.4. FACTOR DE ENRIQUECIMIENTO

Los sedimentos sirven como el principal sumidero de metales en el medio ambiente acuático. Más del 90% de la carga de metales pesados en los sistemas acuáticos se ha asociado con sedimentos y con partículas suspendidas (Zahra *et al.*, 2014). Las concentraciones de contaminantes en los sedimentos suelen estar inversamente correlacionadas con el tamaño del grano. Esto se debe a que los contaminantes tienden a concentrarse más en las partículas finas de sedimento ya que esta fracción tiene una mayor área superficial y carga negativa sobre la superficie (Botté *et al.*, 2013). Con frecuencia para prevenir, o al menos eliminar, la influencia del tamaño de grano en las concentraciones de contaminantes se usa con frecuencia el procedimiento de normalización (la cual puede ser física o química). (Sierra *et al.*, 2015).

La normalización física se puede lograr separando y estudiando solo un tamaño de grano uniforme de sedimento, es decir, eliminando las partículas gruesas, que generalmente diluyen la presencia de contaminantes. La normalización química se implementa utilizando un elemento "conservador", que se presume que no tiene enriquecimiento antropogénico. (Sierra *et al.*, 2015). Esto implica la normalización del sedimento con respecto a elementos de referencia tales como Al, Fe, Mn, Ti, entre otros (Zahra *et al.*, 2014). El factor de enriquecimiento normalizado (FE) se aplica para diferenciar la fuente de donde procede el metal: de medios antropogénicos o medios naturales (Zahra *et al.*, 2014; Sierra *et al.*, 2015). El FE es la relación entre la concentración del metal evaluado y el elemento normalizador en la muestra en la muestra que se está estudiando, respecto a las concentraciones del mismo metal y del normalizador en muestras no contaminadas de textura, mineralogía

y composición química similares consideradas como línea de base (en inglés: background) (Sierra *et al.*, 2015).

$$FE = \frac{M/N \text{ muestra}}{M/N \text{ línea de base}}$$

Donde M es la concentración del metal medido en la muestra de sedimento que esta siendo evaluada, N es la concentración del metal seleccionado para normalizar (en este caso se tomó al Fe).

La concentración promedio mundial de metales reportada para el esquisto por Turekian y Wedepohl (1961) se usó como valores de fondo para calcular los FE para cada uno de los metales evaluados en el sedimento marino limo-arcilloso del estuario de Bahía Blanca. Según los valores de FE los sedimentos se clasificaron de acuerdo a la **Tabla V.4.5** en siete clases principales.

Tabla V.4.5. Factor de enriquecimiento en relación a la calidad del sedimento.

Clases de EF	Calidad del sedimento
<1	No enriquecido
1 - <3	Enriquecimiento menor
3 - <5	Enriquecimiento moderado
5 - <10	Enriquecimiento moderadamente severo
10 - <25	Enriquecimiento severo
25 - <50	Enriquecimiento muy severo
50	Enriquecimiento extremadamente severo

En la **Tabla V.4.6** se muestran los resultados obtenidos de calcular los FE en los sedimentos limo-arcillosos del estuario de Bahía Blanca, para cada uno de los sitios evaluados durante el presente monitoreo.

Tabla V.4.6. Factor de Enriquecimiento para cada metal evaluado en cada uno de los sitios seleccionados.

	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Hg
CLO	0,7	0,6	0,8	0,9	0,3	0,2	0,8
IW	0,4	0,6	0,6	0,7	0,2	0,2	0,5
cPG	0,8	0,6	0,7	0,8	0,3	0,2	1,4
M	0,5	0,5	0,6	0,7	0,3	0,2	0,9
3^aC	0,4	0,6	0,7	0,8	0,3	0,2	0,7
PC	0,5	0,6	0,7	0,8	0,3	0,2	0,9

La tendencia observada es que los sedimentos muestran respecto a su calidad no estar enriquecidos por efecto de actividades antropogénicas. Debe sin embargo tenerse en cuenta aquellos valores próximos a 1 y en particular el caso el Hg en Canal Galván cuyo FE lo sitúa con un “Enriquecimiento menor”.

V.4.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- Andrade S., Pucci A., Marcovecchio J. (2000).** Cadmium concentrations in the Bahía Blanca estuary (Argentina). Potential effects of dissolved cadmium on the diatom *Thalassiosira curviseriata*. *Oceanologia*, 43, 505–520.
- ANZFA (2001).** Australia New Zealand Food Authority Food Standards Code. Australian Government Publishing Service. Canberra.
- A.P.H.A. (1998).** Standard Methods for the examination of water and wastewater. 17th Edit., Washington D.C., 1193 pp.
- Botté S.E. (2005).** "El rol de la vegetación en el ciclo biogeoquímico de metales pesados, en humedales del estuario de Bahía Blanca", Tesis Doctoral. Dto. BByF, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, 290 pp.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2007).** Dissolved heavy metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in surface water and porewater from Bahía Blanca estuary tidal flats. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(4), 415-421.

-
- Botté S.E., Marcovecchio J.E., Arlenghi J., Chiarello M.N. (2010).** Peces en el estuario de Bahía Blanca: ¿Biomonitores de calidad ambiental?. CTE Municipalidad Bahía Blanca (Ed.) *Monitor Ambiental*, **3**, 14-21.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. (2010).** Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Water, Air and Soil Pollution*, **210**, 371- 388.
- Botté S.E., Marcovecchio J.E., Fernandez-Severini M., Negrin V., Panebianco M.V., Simonetti P., Buzzi N., Delucchi F. (2013).** Cap. 10: “Ciclo de metales pesados”. En: J. Marcovecchio y R.H. Freije (eds.), *Procesos químicos en estuarios*, 394 pág. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional– EdUTecNe pp: 227-258.
- Buchman M.F. (2008).** NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1 Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pp.
- CAA/GMC (2012).** Código Alimentario Argentino. Ley 18.284_1969. CAPITULO III, Artículo 156 (Resolución 1546/85) De los productos alimenticios. RESOLUCIÓN GMC Nº 102/94. Grupo Mercado Común del MERCOSUR. Resolución Conjunta 116/2012 y 356/2012.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2001).** Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. <http://www.pla.co.uk/Environment/Canadian-Sediment-Quality-Guidelines>.
- De Marco S.G., Botté S.E., Marcovecchio J.E. (2006).** Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980 – 2005 period. *Chemosphere*, **65**, 213-226.
- Duarte B., Silva G., Costa J.L., Medeiros J.P., Azeda C., Sá E., Metelo I., Costa M.J., Caçador I. (2014).** Heavy metal distribution and partitioning in the vicinity of the discharge areas of Lisbon drainage basins (Tagus estuary, Portugal). *Journal of Sea Research*, **93**, 101–111.
- FAO/WHO (2006)** (Food and Agriculture Organization/World Health Organization Provisional agenda), report of the 38th session of the Codex Committee on Food Additives and Contaminants, Thirty-Sixth Session, The Netherlands. ftp://ftp.fao.org/codex/ccfac38/fa38_18e.pdf. 2006
- CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION PROCEDURAL MANUAL** Twenty-first edition
- IADO (2002).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 76 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

-
- IADO (2006).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 90 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- IADO (2008).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 103 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- IADO (2009).** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe Final, Instituto Argentino de Oceanografía: 107 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- IADO (2010).** Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca. Addenda al Informe Final 2009. Instituto Argentino de Oceanografía: 92 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- La Colla N.S., Negrin V.L., Marcovecchio J.E., Botté S.E. (2015).** Dissolved and particulate metals dynamics in a human impacted estuary from the SW Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 166, 45–55.
- La Colla N.S., Botté S.E., Negrin V.L., Serra A.V., Marcovecchio J.E. (2018).** Influence of human-induced pressures on dissolved and particulate metal concentrations in a South American estuary. *Environment Monitoring and Assessment*, 190, 532.
- Marcovecchio J.E., Ferrer L.D. (2005).** Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21 (4), 826-834.
- SENASA (2014).** Decreto 4238/68 versión 78 Febrero 2014. Capítulo XXIII. Productos de la pesca.
- Sierra C., Ordóñez C., Saavedra A., Gallego J.R. (2015).** Element enrichment factor calculation using grain-size distribution and functional data regression *Chemosphere*, 119, 1192–1199.
- Vicente-Martorell J.J., Galindo-Riaño M.D., García-Vargas M., Granado-Castro M.D. (2009).** Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 823–836.
- UE (Unión Europea). (2005).** COMMISSION REGULATION (EC) N° 78 amending Regulation (EC) No 466/2001 as regards heavy metals. Official Journal of the European Union.
- UE (Unión Europea). (2006).** COMMISSION REGULATION (EC) N° 1881. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). (2002). National Recommended Water Quality Criteria. EPA-822-R-02-047, Office of Science and Technology.

Zahra A., Hashmi M.Z., Malik R.N., Ahmed Z. (2014). Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah—Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of the Total Environment*, 470–471, 925–933.

CAPÍTULO V

Sección V.5.

Metales en el mesozooplancton y en el material particulado en suspensión.

Coordinadora: Dra. Melisa FERNÁNDEZ SEVERINI

CONCENTRACIONES DE METALES EN EL MESOZOOPLANCTON Y EN EL MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN

V.5.1. INTRODUCCIÓN

El zooplancton cumple un rol clave en los ciclos biogeoquímicos de los metales gracias a su amplia distribución en todos los ambientes marinos y a que actúan como intermediarios -constituyendo la vía de flujo energético más importante- entre los productores primarios (fitoplancton) y los consumidores de niveles tróficos superiores (Lee y Fisher, 1994; Srichandan *et al.*, 2016). En general, el zooplancton interactúa con los metales disueltos y particulados del agua de mar a través de la adsorción, la desorción, la absorción biológica, el grazing y la descomposición microbiana (Battuello *et al.*, 2016), y además puede afectar significativamente el transporte vertical de los elementos y controlar sus tiempos de residencia.

Asimismo, como fuera explicado en párrafos anteriores, debido a su capacidad para acumular metales, los organismos zooplanctónicos pueden utilizarse para el biomonitoreo de metales en todos los ambientes marinos. Por lo tanto, el estudio de la concentración de estos contaminantes en el mesozooplancton en un ambiente tan afectado por descargas antropogénicas como el EBB es de suma relevancia. Esta fracción del plancton constituye una parte importante de la dieta de los peces y pueden incorporar metales pesados a partir de la fase disuelta y del material particulado en suspensión. Algunos de esos metales tales como el Cu, Fe y el Zn son esenciales para su desarrollo, sin embargo otros como el Cd, Cr y el Pb pueden resultar nocivos. Una vez incorporados en el mesozooplancton pueden pasar a niveles tróficos superiores tales como los peces a partir de la dieta y en algunos casos presentar biomagnificación. Por tal motivo, el estudio de metales pesados en el plancton es sumamente importante por ejemplo para detectar la vía de ingreso de los mismos en los peces y analizar en destino de los metales a lo largo de la cadena trófica y en los ciclos biogeoquímicos de los metales en la columna de

agua. De esta manera, se podrán analizar los potenciales efectos nocivos sobre los peces y sobre el hombre.

El MPS -partículas en suspensión ($> 0,45 \mu\text{m}$)- en la columna de agua, contienen partículas inorgánicas y orgánicas las cuales normalmente se encuentran unidas a metales pesados y/u otros tipo de contaminantes persistentes. La fracción inorgánica está representada principalmente por limos y arcillas, mientras que la orgánica comprende detritus y material vivo (plancton, huevos de copépodos, algunas bacterias, etc.). Las concentraciones de metales suelen ser altas en el MPS y esto se debe a su alta relación superficie / volumen, que permite que estas partículas adsorban eficazmente los metales disueltos de la columna de agua (Showell y Gaskin, 1992). Otras propiedades importantes del MPS son su reactividad, movilidad y alto valor nutricional (Stecko *et al.*, 2000; Turner y Millward, 2002) que hacen que estas partículas sean fundamentales para la transferencia de constituyentes químicos entre el agua, la cadena trófica y los sedimentos de fondo en ambientes acuáticos (Turner y Millward, 2002). De esta manera, controla la reactividad, el transporte y los impactos biológicos de las sustancias en los ambientes acuáticos, además sirve de nexo para la transferencia de elementos trazas entre la columna de agua, los sedimentos de fondo y la cadena trófica (Turner y Millward, 2002). En los estuarios, la transferencia de metales es muy significativa debido a la generación regular y a la deposición-resuspensión cíclica del MPS. Particularmente, el EBB se caracteriza por presentar una importante cantidad de MPS con un gran contenido de metales (Fernández Severini *et al.*, 2017). Por lo tanto, estudiar el rol que cumplen las partículas en suspensión en los ciclos biogeoquímicos de los metales en éste ambiente estuarino es fundamental.

Los primeros antecedentes acerca de los niveles de metales pesados en el mesozooplancton corresponden a Fernández Severini (2008), quien realizó su tesis doctoral analizando los niveles de Cd, Cu y Pb en estaciones ubicadas en la zona interna del estuario de Bahía Blanca y a lo largo del Canal Principal desde Villarino Viejo hasta Puerto Ingeniero White. Dicha información abarca datos de Agosto 2004 y desde Marzo 2005 hasta Febrero 2006 con una

frecuencia bimensual. Posteriormente, Villagran (2018) realizó su tesis doctoral analizando los resultados obtenidos incorporando otros metales tales como Cr, Fe, Mn, Ni y Zn durante el período comprendido entre Abril de 2012 hasta Diciembre de 2015. A partir de dichas tesis se detectó la presencia de todos los metales pesados en el mesozooplancton, con variaciones de concentraciones tanto a nivel espacial como estacional.

V.5.2. MATERIALES Y MÉTODOS:

Recolección de muestras

- Muestras de agua

Para el análisis de metales pesados en material particulado en suspensión (MPS), se colectaron muestras de agua superficial (1 m de profundidad aproximadamente) con botellas de PVC de 1500 mL previamente acondicionadas.

- Muestras de mesozooplancton

La recolección de muestras de mesozooplancton se realizó utilizando una red abierta tipo Nansen de 200 μm de poro de malla y 30 cm de diámetro de boca. Los arrastres fueron horizontales, subsuperficiales (0,5-1,5 m de profundidad) con una duración de cinco minutos y a una velocidad de dos nudos. El volumen de agua filtrado se determinó a partir de un flujómetro Hydro-Bios ® colocado en la boca de la red. Una vez finalizados los arrastres, la muestra recogida en el colector de la red se volcó a un envase de PVC de 1500 mL, previamente acondicionado.

Tareas de laboratorio

- Acondicionamiento del material de trabajo

Todo el material utilizado para la recolección y el tratamiento de las muestras destinadas a la determinación de metales pesados fue sometido a varios lavados exhaustivos con detergente no-iónico, numerosos enjuagues con agua de red, seguidos de al menos tres enjuagues con agua destilada. Luego se dejó en inmersión durante 24hs con ácido nítrico al 5% y se enjuagó nuevamente con agua destilada. Esta metodología es la recomendada para evitar cualquier tipo contaminación por metales (APHA, 1998).

Las membranas de ésteres de celulosa utilizadas para filtrar el material particulado y plancton recolectados, se sumergieron durante 48 hs en ácido nítrico al 0,7% y luego se enjuagaron repetidas veces con agua destilada. Posteriormente se colocaron en cajas de Petri individuales acondicionadas según la metodología anterior, se secaron en una estufa a $50 \pm 5^{\circ}\text{C}$ hasta peso constante y se pesaron en balanza analítica para obtener el peso inicial del filtro.

- Fraccionamiento de las muestras de plancton

Las muestras de mesozooplancton fueron filtradas a través de una malla de 1,5 mm de poro con el fin de eliminar aquellas partículas no pertenecientes al plancton. Luego, se la volvió a filtrar por una malla de 100 μm para coleccionar sólo los organismos de esta fracción.

- Filtración y preservación de las muestras

Luego del fraccionamiento de mesozooplancton, todas las muestras obtenidas se dividieron en partes iguales para obtener dos réplicas, y se filtraron a través de una membrana de ésteres de celulosa (Millipore HAWP 04700) de 0,45 μm de poro y 47 mm de diámetro utilizando un equipo de filtración de vidrio conectada a una bomba eléctrica de vacío. En el caso particular de las muestras de plancton, se utilizó una presión de vacío menor a 20 cm de Hg para evitar la ruptura de los organismos. Es importante mencionar que en el caso del mesozooplancton se trabajó con una sola réplica debido al escaso material recolectado en cada muestreo.

Una vez finalizada la filtración, los filtros con el material retenido para las determinaciones de metales pesados fueron colectados en cajas de Petri individuales, secados en una estufa a $50 \pm 5^{\circ}\text{C}$ hasta peso constante, pesados en balanza analítica para obtener el peso final del filtro (peso del filtro más el peso de la muestra) y almacenados en desecador hasta su tratamiento analítico.

- **Determinación de metales pesados**

Una vez que las membranas con el material retenido (MPS o plancton) fueron secadas hasta peso constante y pesadas en balanza analítica, se obtuvieron los valores del peso seco de las muestras, haciendo la diferencia entre el peso final y el peso inicial. Posteriormente, los filtros se colocaron en tubos de ensayo de vidrio para ser sometidos a una digestión ácida, con una mezcla de 5 mL de ácido nítrico y 1 mL de ácido perclórico concentrados. La mineralización de las muestras se llevó a cabo colocando los tubos con la mezcla de ácidos en un baño de glicerina a $110 \pm 10^{\circ}\text{C}$ durante 56 hs. aproximadamente, hasta obtener un extracto incoloro de aproximadamente 1 mL. Luego, dicho extracto fue trasvasado con pipeta Pasteur, a tubos de centrifuga graduados con pipetas Pasteur, donde se llevó a un volumen final de 10 mL con una disolución de ácido nítrico al 0.7 %. Las concentraciones de metales fueron determinadas utilizando un ICP-OES Optima 2100 DV Perkin Elmer.

V.5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la **PARTE I** de la presente sección se analizan los niveles de metales pesados en el mesozooplancton y el MPS recolectados durante las campañas de invierno-primavera del 2017 y verano-otoño de 2018 correspondientes al **Monitoreo de Peces.**

- **Metales en el mesozooplancton:**

La **Tabla V.5.1** corresponde al detalle de las concentraciones registradas en el mencionado monitoreo y allí se pueden observar que los niveles de **CADMIO (Cd)** presentaron valores entre los 0,26 y 4,04 $\mu\text{g/g}$ p.s. y particularmente en la estación EMB algunos valores de Cd (3,14 y 4,04 $\mu\text{g/g}$ p.s. invierno y otoño respectivamente) resultaron un poco más elevados a los que comúnmente se registran. En invierno en la estación EMB la especie dominante dentro del mesozooplancton fue el copépodo harpacticoideo *Euterpina acutiformis* con una abundancia de 318,11 ind./m³ y representando el 84% de la abundancia total, lo cual podría ser una de las especies que más contribuye a los niveles de Cd registrados. En otoño en EMB tanto *Euterpina acutiformis* como *Acartia tonsa* presentaron las mayores abundancias (159,62 y 181,72 ind./m³), por lo tanto ambas especies podrían estar contribuyendo a los niveles de Cd. Estos niveles fueron detectados esporádicamente lo cual, si bien no se mantuvieron en todos los muestreos realizados, son valores a tener en cuenta en futuros análisis con el objetivo de ver el comportamiento del Cd en el tiempo. Por otro lado, es importante mencionar que estos niveles más altos de Cd registrados en otoño en EMB, no se vieron reflejados en los altos niveles de Cd en MPS de la misma estación (**Tabla V.5.2**) ya que en los valores de Cd fueron de 0,43 $\mu\text{g/g}$ p.s. Esto no significa necesariamente que el zooplancton no incorpore metales a través del MPS, sino que puede haber bioacumulado Cd a lo largo de un cierto período. Otra explicación sería que el Cd haya sido incorporado principalmente a través de la disuelta. Con respecto a estudios previos, no se han estudiado niveles de metales en el zooplancton de la estación EMB sin embargo, algunos altos niveles también han sido reportados en algunas oportunidades por Fernández Severini et al. (2009) en el EBB, llegando a registrar un valor excepcional de 41,87 $\mu\text{g/g}$ p.s. en la estación de Puerto Galván, mientras que Villagran (2018) en Noviembre del 2014, registró máximos de hasta 8,5 $\mu\text{g/g}$ p.s. en estaciones cercana a la Boya 17 del EBB, es decir en estaciones externas. Con respecto a valores permitidos de metales pesados en el mesozooplancton, no existe ningún tipo de reglamentación

nacional y tampoco a nivel internacional y las normativas existentes a nivel mundial están enfocadas principalmente a organismos de consumo humano. Con respecto a sus efectos, el Cd merece especial atención ya que no cumple función fisiológica alguna en ningún organismo pelágico y es tóxico para muchos organismos acuáticos, como el mesozooplancton, incluso a concentraciones muy bajas. Aunque gran parte del cadmio acumulado por invertebrados marinos se encuentra unido a metalotioneínas que pueden ser depositadas en su forma insoluble en cuerpos lisosomales residuales (Rainbow, 2002), en ciertas especies puede causar el cese de la alimentación y la parálisis intestinal (Ruangsomboon y Wangrat, 2006).

En cuanto a los niveles de **COBRE (Cu)** presentaron un rango entre 14,11 y 89,6 $\mu\text{g/g}$ p.s. con variaciones a lo largo de la época de muestreo y entre las estaciones. Asimismo, estos valores están dentro de los previamente registrados, por ejemplo en la tesis de Fernández Severini (2008), mientras que Villagran (2018) durante el período 2012-2015 registró valores entre 8,71 y 259 $\mu\text{g/g}$ p.s., lo cual representan valores máximos superiores a los encontrados en el presente monitoreo. Respecto a las propiedades del **Cu**, es bien sabido que a bajas concentraciones es un metal esencial y necesario para determinadas actividades fisiológicas (Ip *et al.*, 2005). Generalmente, es requerido por los crustáceos como componente de ciertas enzimas y como parte estructural de la proteína respiratoria hemocianina (Rainbow, 2002). Sin embargo, se cree que los copépodos no poseen dicha proteína, por lo que los requerimientos de cobre dependerían de las actividades enzimáticas relacionadas con los procesos de crecimiento y producción de huevos (Kahle y Zauke, 2003). Estudios sobre la acumulación de cobre sugieren que en el zooplancton marino incorpora este metal principalmente a través de la dieta, pero que la obtención vía fase disuelta también es importante en aguas contaminadas (Chang y Reinfelder, 2002). Asimismo, estos autores afirman que esto se debe a que la bioacumulación de cobre en copépodos se encuentra caracterizada por tasas bajas de eflujo y una tasa de eficiencia de asimilación relativamente alta. Por otra parte, Sunda *et al.* (1990) han demostrado que el Cu es tóxico para el copépodo *Acartia tonsa*, ya que causa mortalidad tanto en las larvas como en

los adultos, incluso a bajas concentraciones. Por esta razón, es crucial continuar con el monitoreo de este metal en las aguas del EBB.

En relación al **PLOMO (Pb)** presentó un rango de 3,23 y 175,7 $\mu\text{g/g}$ p.s. y la mayoría de los valores se encuentran dentro del rango previamente registrado por Fernández Severini (2008) y Villagran (2018). Sin embargo, cabe destacar algunos valores notablemente más altos tales como el registrado en EMB en invierno (175,7 $\mu\text{g/g}$ p.s.) y en la cual la presencia del copépodo *Euterpina acutifrons* fue significativa. Este comportamiento también se vio reflejado en el MPS del EMB ya que también se detectaron altos niveles de Pb particulado (**Tabla V.5.1**). Si bien dicho valor también ha sido detectado en una oportunidad por Villagran (2018) en la zona del Canal Maldonado, la misma representa una concentración significativamente alta para el mesozooplankton, más aún si se tiene en cuenta que dicho valor fue detectado en una estación más externa que la zona del Canal Maldonado, como el Canal del Embudo. Es importante tener en cuenta que no es un metal esencial y que es sumamente tóxico para los organismos acuáticos incluso a muy bajas concentraciones. Estudios sobre los efectos crónicos del Pb en invertebrados acuáticos han demostrado que el Pb puede causar deterioro en la reproducción (Demayo *et al.*, 2009). Por otro lado, la mayor cantidad de plomo en crustáceos está localizada en el exoesqueleto, y la muda es una de las vías más importantes para la depuración de este metal (Eisler, 2010). De este modo, el alto contenido de plomo en el zooplankton es peligroso porque puede ser transferidos vía alimentación a niveles tróficos superiores, y porque además puede ser reincorporado a la fracciones disuelta y/o particulada y a los sedimentos, volviendo a quedar disponible para otros organismos acuáticos.

Las concentraciones de **ZINC (Zn)** presentaron valores entre 87,81 y 1405 $\mu\text{g/g}$ p.s. y en general también se encuentran dentro de lo registrado anteriormente por Villagran (2018). Además, la estación EMB nuevamente presentó un valor significativo de Zn en invierno con 1405 $\mu\text{g/g}$ p.s. al igual que en el MPS de dicha estación, el cual presentó niveles significativos en comparación con las otras estaciones (**Tabla V.5.1**). De esta manera, el MPS podría ser la principal fuente de Zn para el mesozooplankton. Por otro lado,

Villagran (2018) también registró valores máximos de 1200 y hasta 1800 $\mu\text{g/g}$ p.s. en primavera de 2012 y verano 2013 en el zooplancton EBB. Sin embargo, valores que superen los 1000 $\mu\text{g/g}$ p.s. no se registran normalmente. El zinc es un metal esencial para los organismos ya que en el zooplancton es requerido como un elemento estructural de las proteínas implicadas en la regulación de genes, la traducción y la reparación de ADN (Fraústo da Silva y Williams, 2001; Baines *et al.*, 2015). Además en crustáceos su contenido es estrictamente regulado por metaloteoneinas y complejos glutationes (Hook y Fisher 2002) y en los copépodos en particular la mayor parte se encuentra en el exoesqueleto. Sin embargo, se sabe que a altas concentraciones puede ser tóxico. En este sentido, Hook y Fisher (2002) realizaron experimentos sobre la toxicidad de este metal sobre la reproducción de copépodos calanoideos y descubrieron que es tóxico incluso a concentraciones similares a las concentraciones *background* de los tejidos. Bielmyer *et al.* (2006), por su parte, informaron que el Zn es tóxico para el copépodo *Acartia tonsa* cuando se alimenta de algas contaminadas con este metal (Eisler, 2010), por lo que es necesario el monitoreo de este metal tanto en el plancton en general como en el medio que lo rodea.

Este mismo comportamiento del Zn, también se detectó en las concentraciones de **NIQUEL (Ni)**, las cuales presentaron un rango entre 4,59 y 68,5 $\mu\text{g/g}$ p.s. y fueron similares a las analizadas por Villagran (2018). Asimismo en la estación EMB nuevamente en invierno se registró un valor significativamente más alto y de 68,5 $\mu\text{g/g}$ p.s., lo cual coincide con uno de los valores más altos registrados en el MPS en la misma estación y en invierno (**Tabla V.5.1**). De esta manera, el Ni particulado sería una de las fuentes principales de metal para el zooplancton. Previamente, en el año 2012 y 2014, ya se habían registrados en dos oportunidades algunos valores por encima de los registrados normalmente y en un rango entre 55 y 70 $\mu\text{g/g}$ p.s. Es importante mencionar que si bien el **Ni** también es un metal esencial para los organismos, Bielmyer *et al.* (2006) han reportado que es tóxico para *Acartiatonsa* cuando se alimenta de algas contaminadas con este metal. Por otro lado, las propiedades biocidas del Ni varían según las condiciones del

ambiente. Por ejemplo, cuando la salinidad desciende entre un 0.5 y un 3.5% y el rango de temperatura es de 5-15°C, produce una mesurable reducción en la reproducción de copépodos (Eisler, 2010). En consecuencia, el monitoreo de este metal también es de vital importancia.

En el caso del **CROMO (Cr)**, nuevamente las concentraciones más altas se registraron en la estación EMB, con un valor máximo de 37,47 µg/g p.s. en invierno, mientras que el mínimo valor fue de 2,99 µg/g p.s. El resto de las concentraciones estuvieron dentro del rango registrado previamente por Villagran (2018). El cromo es un metal sumamente tóxico y ha sido bien documentado que la exposición crónica a este metal causa efectos adversos en la demografía de los organismos acuáticos, desde el fitoplancton a los peces, y particularmente produce un impacto negativo en la diversidad del zooplancton (García-García *et al.*, 2012). Si bien hay pocos estudios de los efectos del cromo en el zooplancton en el ambiente natural, Eisler (2010) ha reportado que el cromo induce deficiencias y malformaciones en el exoesqueleto de ciertos crustáceos. Por otro lado, se sabe que la alta toxicidad del Cr(VI) para los tejidos radica en sus propiedades oxidantes ya que al ser altamente soluble en agua causa daños severos en las membranas celulares (Mei *et al.*, 2002; Gagneten, 2008).

Los niveles de **HIERRO (Fe)**, estuvieron entre los 2393 y 41630 µg/g p.s. y en general resultaon similares a los registrados por Villagran (2018) durante el período 2012-2015 en el estuario. Además en el presente monitoreo, la estación EMB nuevamente presentó los niveles más altos de Fe, lo cual si bien se han reportado valores similares (Villagran, 2018) en algunos momentos del período de estudio, son valores que deben ser tomados en cuenta para ser comparados en futuros monitoreos. El Fe es un elemento esencial para todos los organismos vivos, y en el zooplancton, al igual que en otros animales que no contienen hemoglobina, es utilizado principalmente en el transporte de electrones de la cadena respiratoria (Chase y Price 1997). Específicamente, el Fe forma parte de los centros de reacción de Fe-S de muchas enzimas involucradas en reacciones redox dentro de las células y, particularmente en los copépodos, el Fe está estrechamente relacionado con la producción y el

uso de energía. En *Acartia tonsa*, el costo de la biosíntesis, que incluye la formación de nuevo material para el crecimiento de los juveniles y la producción de huevos, representa entre el 50 y el 74% del aumento de la respiración relacionado con la alimentación y de hecho, Chen *et al.* (2011) han demostrado que este copépodo sufre una reducción significativa en la producción de huevos cuando se los alimenta con diatomeas deficientes de este metal. Sin embargo, teniendo en cuenta las altas concentraciones de Fe registradas en todos los sitios y a lo largo de los tres períodos de muestreo, este metal no es limitante ni para el fitoplancton ni para el mesozooplancton, lo que podría explicar en parte la gran producción de este ambiente y las altas abundancias de zooplancton durante todo el año.

De esta manera, en cuanto a la estacionalidad, en las campañas de invierno se detectaron las mayores concentraciones de todos los metales en el mesozooplancton a excepción del Cd y el Cu.

En la **Tabla V.5.2** se detallan valores previos al presente monitoreo en cuanto a metales en el mesozooplancton en el EBB, así como también a título informativo, valores en otras regiones del mundo. Por otro lado, es importante destacar que en Argentina no existe ningún tipo de legislación nacional o provincial acerca de los niveles permitidos de metales en el plancton así como tampoco a nivel internacional, a pesar de ser una fracción sumamente importante en la dieta de peces potencialmente consumidos por el hombre.

En la **Figura V.5.1** se pueden apreciar las concentraciones promedio de metales en cada estación de muestreo, y a partir de las mismas se observa que el mesozooplancton de la estación Canal del Embudo (EMB) siempre presentó los niveles más altos promedio de metales. Asimismo, si se tienen en cuenta cada una de las campañas de muestreo por separado este patrón se mantiene prácticamente en todos los casos, habiendo algunas excepciones en las campañas de primavera en donde el Cd, Cu, Ni y Zn presentaron niveles más altos en el mesozooplancton de PC. El haber detectado concentraciones promedio más altas de metales en el mesozooplancton del Canal del Embudo (EMB) resultó un hallazgo inesperado ya que dicha estación es la más alejada de la zona de descargas provenientes del área industrial. Sin embargo, esto

puede deberse al tipo de circulación particular que se desarrolla en esa zona, la cual provocaría retención de las masas de agua provenientes de las descargas industriales o domésticas.

Tabla V.5.1. Concentración de metales en el mesozooplankton ($\mu\text{g/g p.s.}$) a lo largo de las estaciones Canal Vieja (CV), Puerto Cuatrerros (PC) y Canal del Embudo (EMB) en las distintas campañas de muestreo correspondiente al Monitoreo de Peces.

	CV 07/08/2017	PC 07/08/2017	EMB 08/08/2017	CV 11/09/2017	PC 23/10/2017	EMB 24/10/2017	PC 20/02/2018	EMB 21/02/2018	PC 15/05/2018	EMB 21/05/2018
	INVIERNO				PRIMAVERA		VERANO		OTOÑO	
Cd	1,03	0,87	3,14	1,03	1,05	0,83	0,26	0,84	2,11	4,04
Cu	64,58	57	89,6	32,52	79,16	64,83	14,11	58,07	33,91	75,51
Pb	21,42	27,57	175,7	9,91	13,15	21,87	3,23	7,05	5,56	9,36
Zn	143,1	281,2	1405	226,3	508,1	289,7	87,81	132,8	327,7	199,4
Ni	12,85	15,98	68,5	8,13	15,81	10,84	5,35	4,59	6,89	8,33
Cr	11,7	9,55	37,47	9,12	7,55	12,48	6,84	5,84	2,99	10,25
Fe	18690	12700	41630	10090	9861	15130	7610	7384	2393	11150

Tabla V.5.2: Concentración de metales en el mesozooplankton ($\mu\text{g/g p.s.}$) del EBB y en otras regiones del mundo.

Área de Estudio	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Fe	Referencia
Estuario de Bahía Blanca	0,26-4,04	14,11-89,6	3,23-175,7	87,81-1405	4,59-68,5	2,99-37,47	7384-41630	Presente Monitoreo
Estuario de Bahía Blanca	<0,01-41,87	<0,04-148,9	<0,5-83,76	---	---	---	---	Fernández Severini (2008)
Estuario de Bahía Blanca	0,10-9,05	8,71-259	n.d.-175	36,99-1872,15	0,96-69,73	1,40-57,90	1069-57370	Villagran (2018)
Estuario Macquarie (Australia)	5,1	46	0,94	56	---	---	---	Barwickly Maher (2003)
Mar de Weddell (Antártida)	2,1 – 14,4	6-52	---	---	2,9-18	0,09- 1,67	131- 682	Kahley Zauke (2003)
Estuario Tanshui (China)	0,23-1,81	14-160	2,6-56,2	132-3891	---	16,5-195	256-7255	Fanget <i>al.</i> (2006)
Manglar Sundarban (India)	n.d.-22,4	n.d.-145,1	n.d.-66,7	n.d.-2074,1	n.d.-129,3	n.d.-194,3	458,2-67833,7	Bhattacharya <i>et al.</i> (2014)
Costa Norte de Taiwán	0,16-1,49	2,7-35,9	5-97	18-270	3,8-38,7	0,8-9,7	13-119	Fanget <i>al.</i> (2014)
Noroeste del Mar Mediterráneo (Italia)	0,08-0,41	1,90-14,31	0,39-1,61	91,03-354,42	0,88-1,76	1,01-3,46	11,74-25,52	Battuello <i>et al.</i> (2016)
Estuario Rushikulya (India)	0,76-1,50	2,64-14,38	0,22-4,16	16,96-1407,68	1,50-3,10	1,86-4,55	352,14-6388,02	Srichandan <i>et al.</i> (2016)
Costa Sudeste de India	1,9-4	24,4-42,8	31,8-70,9	6486-9227	16-34,1	27,9-42	262,3-359,3	Achary <i>et al.</i> (2017)

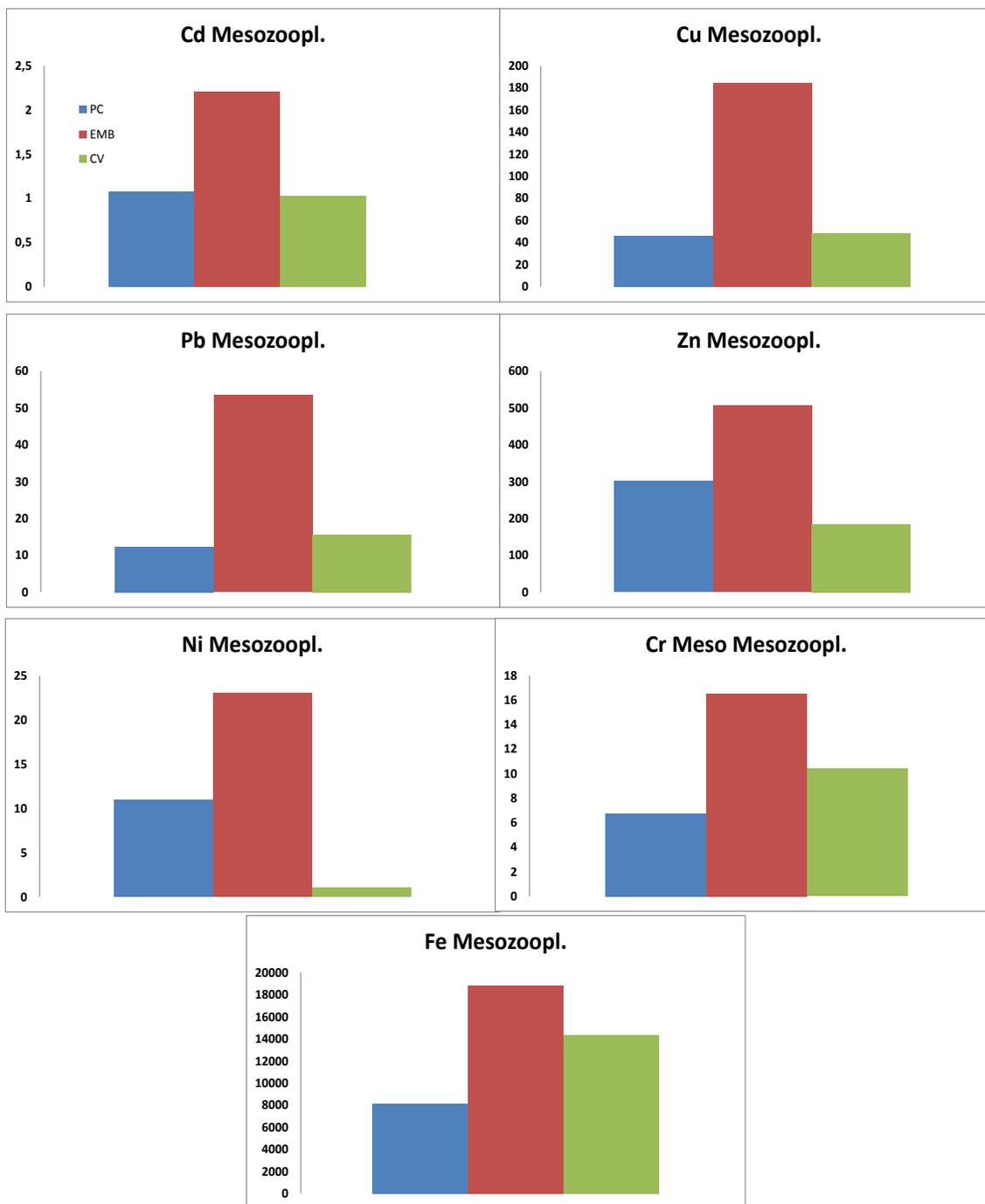


Figura V.5.1. Concentración ($\mu\text{g/g p.s.}$) promedio de metales pesados en el mesozooplancton en tres estaciones del EBB. CV: Canal Vieja. PC: Puerto Cuatreros. EMB: Canal del Embudo.

- **Metales en el material particulado en suspensión (MPS)**

En los siguientes párrafos se analizan los niveles de metales pesados en el MPS recolectado en los mismos muestreos en los cuales se tomaron muestras de mesozooplankton, con el objetivo de comparar las concentraciones en ambas fracciones y examinar la existencia de algún tipo de relación entre ambas. La **Tabla V.5.3** es un detalle de las concentraciones registradas y en la misma se observa que las concentraciones de **CADMIO** presentaron valores entre 0,17 y 11,19 $\mu\text{g/g p.s.}$, siendo la estación PC en invierno y otoño la que presentó los niveles más altos (11,19 y 8,45 $\mu\text{g/g p.s.}$). Estos valores son levemente más altos a los registrados previamente por Villagran (2018). Esto también explicaría en parte la estacionalidad observada. Por otro lado, La Colla (2016) también registró valores máximos cercanos a 11 $\mu\text{g/g p.s.}$ como en el presente monitoreo, mientras que Fernández Severini (2008) registró un máximo de 32,83 $\mu\text{g/g p.s.}$ en Puerto Galván. En todos estos estudio previos, al igual que en el presente monitoreo las mayores concentraciones se registraron en otoño e invierno. Se sabe que la temperatura tiende a incrementar el rango de difusión hacia la fase disuelta de los metales pesados (Casterlin y Reynolds, 1980), por lo que se podría deducir que a menores temperaturas el rango de difusión es menor y, por lo tanto, el Cd permanecería ligado al MPS. La **Tabla V.5.4** detalla las concentraciones de metales en la fracción particulada en el EBB y en otras regiones alrededor del mundo con influencia antrópica. A diferencia de otros metales, el Cd tiene una baja afinidad por los ligandos orgánicos y una alta afinidad por los iones cloruros (Turner *et al.*, 2008). Por este motivo, y teniendo en cuenta que el EBB llega a tener salinidades muy altas en períodos de sequía, es necesario monitorear las concentraciones de este metal ya que es un metal potencialmente tóxico aún en bajas concentraciones. En este sentido, el cadmio es uno de los mayores agentes tóxicos asociados a contaminación ambiental y es clasificado como carcinogénico Clase I por la Agencia Internacional Para la Investigación del Cáncer (IARC, 1993).

Las concentraciones de **COBRE** presentaron un rango entre 9,55 y 92,54 $\mu\text{g/g}$ p.s. y la estación EMB en invierno presentó la mayor concentración de cobre particulado. Dicho valor no se registra normalmente, si bien Villagran (2018) registró un máximo de 85,67 $\mu\text{g/g}$ p.s. en la estación Canal Vieja próxima a la descarga cloacal. Más aún, las máximas concentraciones detectadas en el presente estudio son superiores a las previamente registradas por Andrade (2001), Botté (2004), Fernández Severini (2008) y La Colla (2016). De esta manera, habría una tendencia en aumento de los máximos niveles de Cu en la fracción particulada con el tiempo. Sin embargo, el cobre es un metal ampliamente distribuido en la naturaleza en sus estados libre y formando complejos con bases fuertes -como carbonatos, nitratos, sulfatos, cloruros, amonios e hidróxidos- o asociado con la fase coloidal (Moore y Ramamoorthy, 1984). Es un metal esencial para el funcionamiento de muchas metaloproteínas y enzimas en los organismos, y su toxicidad es escasa dependiendo principalmente de la cantidad de iones libre Cu^{+2} y no de la concentración total (Hall y Anderson, 1995). De todas maneras, el aumento sostenido de altas concentraciones de cobre particulado debe ser monitoreado ya que puede resultar en procesos de bioacumulación y biomagnificación significativos y por lo tanto, producir efectos negativos en la biota del EBB.

El **PLOMO** particulado registró un rango con valores entre 7,01 y 64,20 $\mu\text{g/g}$ p.s., siendo la estación EMB nuevamente la que presentó el máximo valor. Asimismo, dicha concentración resultó mayor a los máximos registrados por Andrade (2001), Botté (2004), La Colla (2016) y Villagran (2018) y similar a la reportada por Fernández Severini (2008). Sin embargo, en el resto de las estaciones los valores fueron similares a los previamente reportados (**Tabla V.5.3**). Algunos de los niveles de plomo registrados en el presente estudio así como el reportado por Fernández Severini (2008) son significativamente altos, y debido a que es un metal no esencial conocido por ser tóxico incluso a bajas concentraciones, puede producir efectos indeseables en los organismos estuarinos. Aunque en la corteza terrestre se encuentra en pequeñas cantidades,

es ampliamente utilizado en procesos industriales. Además, es altamente reactivo con las partículas, por lo que se asocia fácilmente con el MPS (Nguyen *et al.*, 2005) y en estuarios es común encontrarlo asociado a óxidos de hierro y manganeso, así como a partículas orgánicas (Elbaz-Poulichet *et al.*, 1984). Además, tiene varios efectos negativos sobre la salud del ser humano (por ejemplo, inhibición de la síntesis de hemoglobina, fallas reproductivas, encefalopatías, defectos neurofísicos, anemia renal) y la EPA lo clasifica como un probable carcinógeno (Marmiroli y Maestri, 2008). Por lo tanto, es necesario el monitoreo continuo de este metal, particularmente en aquellos sitios donde los niveles fueron altos.

Las concentraciones de **ZINC** presentaron un mínimo de 17,02 y un máximo de 161,70 $\mu\text{g/g}$ p.s., el cual fue hallado nuevamente en la estación EMB en invierno. En general, los valores se encuentran dentro de los que se registran normalmente en el estuario, mientras que las máximas concentraciones resultaron menores a las registradas anteriormente (**Tabla V.5.4**) ya que por ejemplo Andrade (2001) reportó máximos de 395 $\mu\text{g/g}$ p.s. al igual que Botté (2004) con 299,92 $\mu\text{g/g}$ p.s. Más aún, recientemente Villagran (2018) detectó una concentración de 631,20 $\mu\text{g/g}$ p.s. El zinc es relativamente raro en la naturaleza, aunque tiene una larga historia de uso industrial (Moore y Ramamoorthy, 1984). Es un micronutriente esencial y forma parte de numerosas metaloenzimas, aunque a grandes concentraciones puede incrementar la acidez del agua y puede tener efectos tóxicos para la biota. De esta manera, algunos de los altos niveles registrados en el presente estudio y en los últimos años por La Colla (2016) y Villagran (2018), son un signo de alarma que no deben ser pasados por alto y debe seguir siendo monitoreado debido a los efectos tóxicos que puede presentar este metal.

Los niveles de **NIQUEL**, presentaron valores por debajo del límite de detección (0,05 $\mu\text{g/g}$ p.s.) y 19,13 $\mu\text{g/g}$ p.s. En este caso, la estación PC presentó el mayor valor y a su vez, la estación EMB al igual que con la mayoría de los metales también presentó el valor máximo. Además, las concentraciones son

similares a las registradas previamente en el estuario (**Tabla V.5.4**). De esta manera, los valores de **NIQUEL** en la fracción particulada se mantendrían estables a lo largo del tiempo. El níquel es un metal esencial para el fitoplancton. En el agua de mar el Ni(+2) forma complejos con ligandos inorgánicos (haluros, sulfatos, fosfatos, carbonatos y carbonilos) y orgánicos (especialmente con ligandos donantes de átomos de nitrógeno, oxígeno y azufre), y las asociaciones con óxidos de Fe-Mn son un importante modo de transporte. (Marmioli y Maestri, 2008).

En cuanto al **CROMO**, el mismo presentó valores entre 12,55 y 31,21 µg/g p.s. y las estaciones EMB y PC al igual que el **ZINC** y el **NIQUEL**, presentaron los niveles más altos. A su vez, los valores son similares a los registrados anteriormente, a excepción de Villagran (2018) quien registró un máximo de 51,14 µg/g p.s. (**Tabla V.5.4**). Al ser un metal que puede llegar a ser tóxico es muy importante el monitoreo continuo debido a que en algunas oportunidades se han detectado valores importantes. Aunque el Cr es un elemento esencial, hay suficiente evidencia que muestra que el Cr (VI) es carcinógeno. El Cr (III) por su parte es menos móvil y menos tóxico (Marmioli y Maestri, 2008).

Respecto al **HIERRO**, se registró un rango de 19080 y 57815 µg/g p.s., con máximas concentraciones en la estación EMB y PC. A su vez, los valores se encuentran dentro de lo registrado regularmente en el estuario (**Tabla V.5.4**) y en algunos casos inferiores a lo registrado por La Colla (2016) y Villagran (2018). El hierro no es un elemento traza sino que es un metal ampliamente distribuido en los ambientes acuáticos. En el agua de mar se encuentra en los estados de oxidación de Fe(II) y Fe (III), tanto en la fase disuelta como en la particulada, aunque la mayor proporción se presenta en la particulada ya que es bien adsorbido a partículas con tiempos de residencia que van desde semanas en aguas superficiales a años en aguas profundas (Bowie et al., 2002). Además es un micronutriente esencial para los organismos vivos y tiene un papel fundamental en la producción planctónica de los océanos, y por lo tanto, en el consumo y producción de gases asociados con el cambio climático.

Por lo tanto, a partir de estos resultados podemos concluir que en líneas generales la estación EMB representa la estación con el valor más alto de COBRE, PLOMO, ZINC, NIQUEL, CROMO Y HIERRO particulado registrado principalmente en invierno. Sin embargo, dichos niveles no se mantuvieron en el tiempo. En este sentido, la **Figura V.5.2** detalla las concentraciones promedio de dichos metales en las estaciones PC, CV y EMB. En la misma se observa que PC presentó la mayor concentración promedio de Cd, la estación EMB la mayor concentración promedio de Pb, Cu, Zn y Cr, mientras que la estación CV la mayor concentración promedio de Fe.

Tabla V.5.3: Concentración de metales en el MPS ($\mu\text{g/g p.s.}$) a lo largo de las estaciones Canal Vieja (CV), Puerto Cuatros (PC) y Canal del Embudo (EMB) en las distintas campañas de muestreo correspondiente al Monitoreo de Peces.

	CV 07/08/2017	PC 07/08/2017	EMB 08/08/2017	CV 11/09/2017	PC 23/10/2017	EMB 24/10/2017	PC 20/02/2018	EMB	PC 15/05/2018	EMB 21/05/2018
	INVIERNO				PRIMAVERA		VERAN		OTOÑO	
Cd	4,61	11,19	0,43	0,17	0,17	0,49	0,21	0,17	8,45	4,40
Cu	47,51	19,95	92,54	21,05	16,83	13,97	9,55	23,82	40,89	29,22
Pb	13,99	18,33	64,20	12,62	8,57	7,01	9,07	9,43	12,46	11,14
Zn	43,93	61	161,70	56,6	72,43	52,74	17,02	67,56	126,10	88,79
Ni	10,01	13,1	17,91	13,32	11,89	8,57	<LDM	8,26	19,13	15,52
Cr	12,55	15,47	24,60	16,8	15,6	12,95	15,97	20,08	31,21	26,56
Fe	31050	30500	45190	43530	23200	19080	19550	30560	57815	44930

Tabla V.5.4.: Concentración de metales en el MPS ($\mu\text{g/g p.s.}$) del EBB y en otras regiones del mundo.

Área de Estudio	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Fe	Referencia
Estuario Bahía Blanca	0,17-11,19	9,55-92,54	7,01-64,20	17,02-161,70	<0,05-19,13	12,55-31,21	19080-57815	Presente monitoreo
Estuario de Bahía Blanca	<0,2-8	12-60	<0,5-5,5	98-395	0,5-50	<0,6-28	11540-29360	Andrade (2001)
Estuario de Bahía Blanca	0,9-4,9	13,3-31	<0,5-50	31,89-299,92	6,67-27,27	8,52-30,54	---	Botté (2004)
Estuario de Bahía Blanca	<0,01-32,83	<0,04-62,78	<0,5-68,6	---	---	---	---	Fernández Severini (2008)
Estuario de Bahía Blanca	<LDM-11	24-22,4	4,6-21	54-474	4,5-32	1,1-35	22000-96000	La Colla (2016)
Estuario Bahía Blanca	n.d.-7,53	7,34-85,67	n.d-31,25	24,65-631,20	4,89- 31,05	5,00- 51,14	6541- 64590	Villagran (2018)
Estuario Port Curtis (Australia)		<3-50	---	<3-230	---	---	7050-16200	Angelidiet <i>al.</i> (2010)
Estuario Tagus (Portugal)	26	16	157	8689	50	15	---	Duarte y Caçador (2012)
Bahía de Gökova (Turquía)	0,078-0,579	0,427-2,876	0,276-36,784	78-408			4591-21519	Demiraket <i>al.</i> (2012)
Estuario YellowRiver (China)	0,226-0,301	26,1-37,8	28,4-36,7	70,2-96,6	27,5-40,6	58,6-83,9		Gaoet <i>al.</i> (2015)
Estuario Mandovi (India)		29,9-143,8	25,1-137,8	81,7-1071,9	46,5-209,7	92,6-694,2	3000-19000	Shynuet <i>al.</i> (2012)
Estuario Kali (India)		55,7-365,7	21,1-203,4	133,4-1678	95,1-439,7	119,4-459,1	53000-132000	Suja <i>et al.</i> (2017)
Estuario del río Daliao (China)	0,16-40,47	10,53-344	8,57-671,34	0-1522	6,5-342,2	12-444,15	5295-225287	Maet <i>al.</i> (2015)

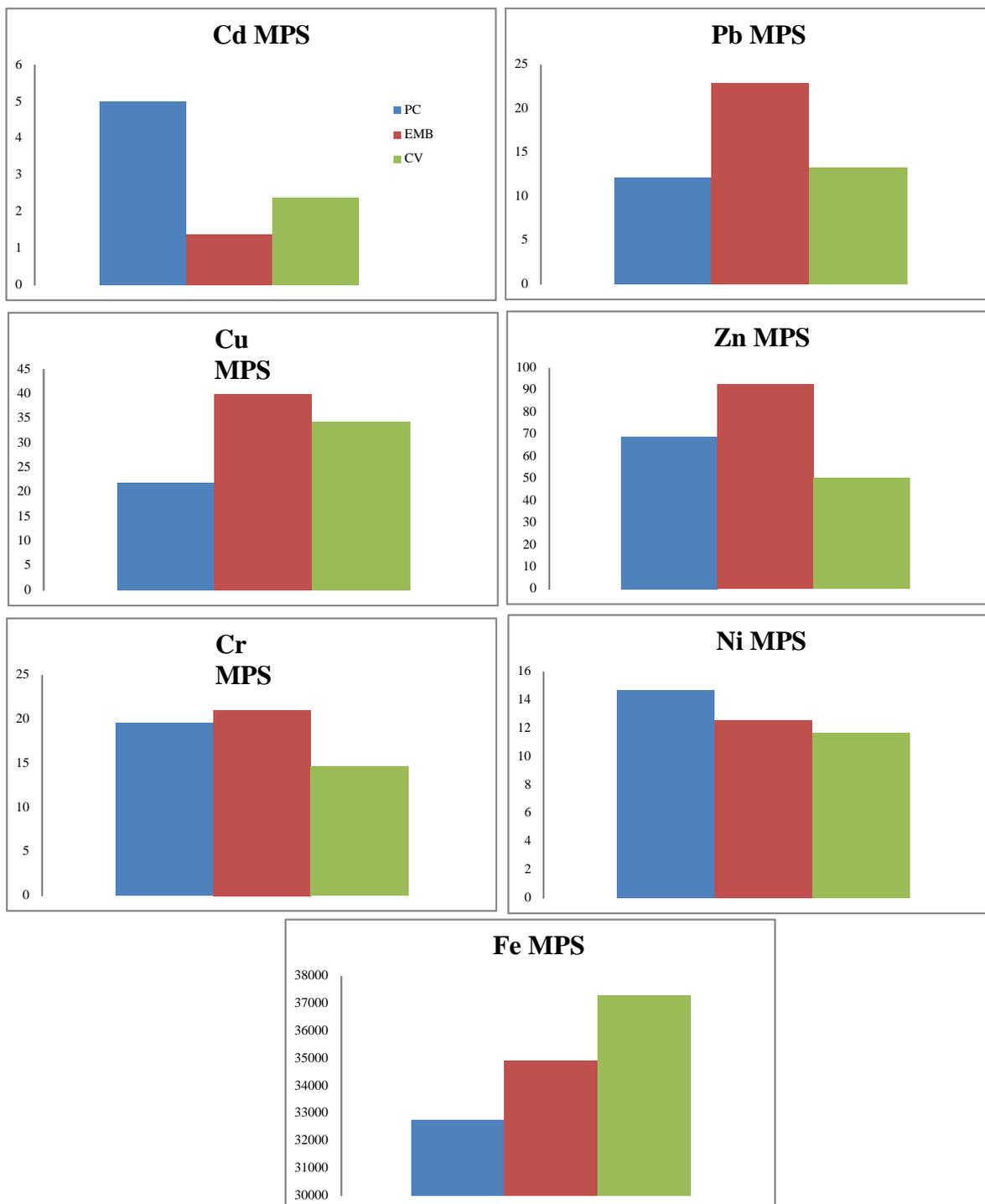


Figura V.5.2. Concentración ($\mu\text{g/g p.s.}$) promedio de metales pesados en el MPS en tres estaciones del EBB. CV: Canal Vieja. PC: Puerto Cuatrerros. EMB: Canal del Embudo.

- **Relación metales pesados en el mesozooplankton y en el MPS.**

Debido a que parte de la dieta del mesozooplankton corresponde al MPS se realizó un análisis de correlación entre ambas fracciones para detectar la presencia de correlaciones entre las mismas. En este sentido, es importante resaltar que el MPS o también llamado seston está compuesto por partículas orgánicas e inorgánicas suspendidas en la columna de agua e incluye organismos vivos y no vivos y partículas orgánicas e inorgánicas en diferente calidad y cantidad. Asimismo, los limos y arcillas son en general, la fracción inorgánica de seston, mientras que la orgánica corresponde a detritus y material vivo, como microplankton (Pedrosa, Magalhaes de Souza, y Rezende, 2007). De esta manera, es importante detectar si existe algún tipo de relación entre ambas fracciones para analizar la transferencia de metales desde el MPS hacia el mesozooplankton. En este caso, no se pudo detectar ninguna correlación significativa ($p > 0.25$) entre las mismas, lo cual no significa que el mesozooplankton no estaría incorporando metales particulados sino que no pudo ser detectada al momento en que se realizaron los muestreos. Más aún, para un análisis más completo sería recomendable incorporar el contenido de metales en la fracción del microplankton. Es bien sabido que las dos vías principales de ingreso de metales en el zooplankton son a través del alimento (MPS y/o microplankton) y a través de la fase disuelta.

En la **PARTE II** de la presente sección se analizan los niveles de metales pesados en el MPS recolectado durante las campañas de invierno-primavera del 2017 y verano-otoño de 2018 correspondiente al **Monitoreo de Química**.

- **Metales en el MPS:**

A continuación se analizan los niveles de metales pesados en el material particulado en suspensión registrados durante las campañas del monitoreo de agua a lo largo de seis estaciones de muestreo localizadas en el estuario de Bahía Blanca. Dichas estaciones comprenden a las siguientes estaciones: Cloacas (CLO), Ingeniero White (IW), Canal Galván (cPG), Maldonado (M), Tercera Cuenca (3aC) y Puerto Cuatrerros. La **Figura V.5.4** representa la

dinámica de los metales en el MPS durante cada una de las campañas de muestreo y a lo largo del estuario. A partir de la misma se observan variaciones en cuanto a los niveles de metales a lo largo del período muestreado, así como también en las distintas estaciones. En el caso particular de **CADMIO**, el rango de valores fue entre 0,23 y 8,05 $\mu\text{g/g}$ p.s. Sin embargo, este último valor fue registrado de manera excepcional en una sola campaña en otoño en la estación cPG. El resto de los valores registrados estuvieron entre 0,23 y 2,29 $\mu\text{g/g}$ p.s. Respecto a las concentraciones de **COBRE**, el rango fue entre 6,60 y 53,06 $\mu\text{g/g}$ p.s. Nuevamente en otoño se detectó la mayor concentración de Cu, en la estación CLO, y en el resto de las estaciones de muestreo también se registraron los niveles más altos en otoño. El rango de **PLOMO** mostró valores entre 2,63 y 16,48 $\mu\text{g/g}$ p.s. y el mayor valor fue registrado en invierno en CLO. El **ZINC**, mostró valores entre 28,48 y 74,98 $\mu\text{g/g}$ p.s., siendo este último valor detectado también en CLO en invierno. En el caso particular del **NIQUEL**, algunos valores registraron resultaron menores al límite de detección del método ($<\text{LDM}$: 0,05 $\mu\text{g/g}$ p.s.) y un máximo de 16,07 $\mu\text{g/g}$ p.s., el cual fue registrado en IW en otoño, así como también valores más altos en CLO en primavera. En el gráfico correspondiente a este metal se observan marcadas diferencias temporales y espaciales, siendo la campaña de invierno y otoño las que presentaron los niveles más altos. Las concentraciones de **CROMO** presentaron un mínimo de 14,24 y un máximo de 23,43 $\mu\text{g/g}$ p.s., nuevamente en IW aunque en este caso en primavera. En cuanto al **HIERRO**, se registraron concentraciones entre 18800 y 45940 $\mu\text{g/g}$ p.s. y en esta oportunidad PC presentó el valor más alto y en otoño. Por lo tanto, en las campañas de otoño e invierno se registraron los niveles más altos de todos los metales en el MPS a excepción del Cr.

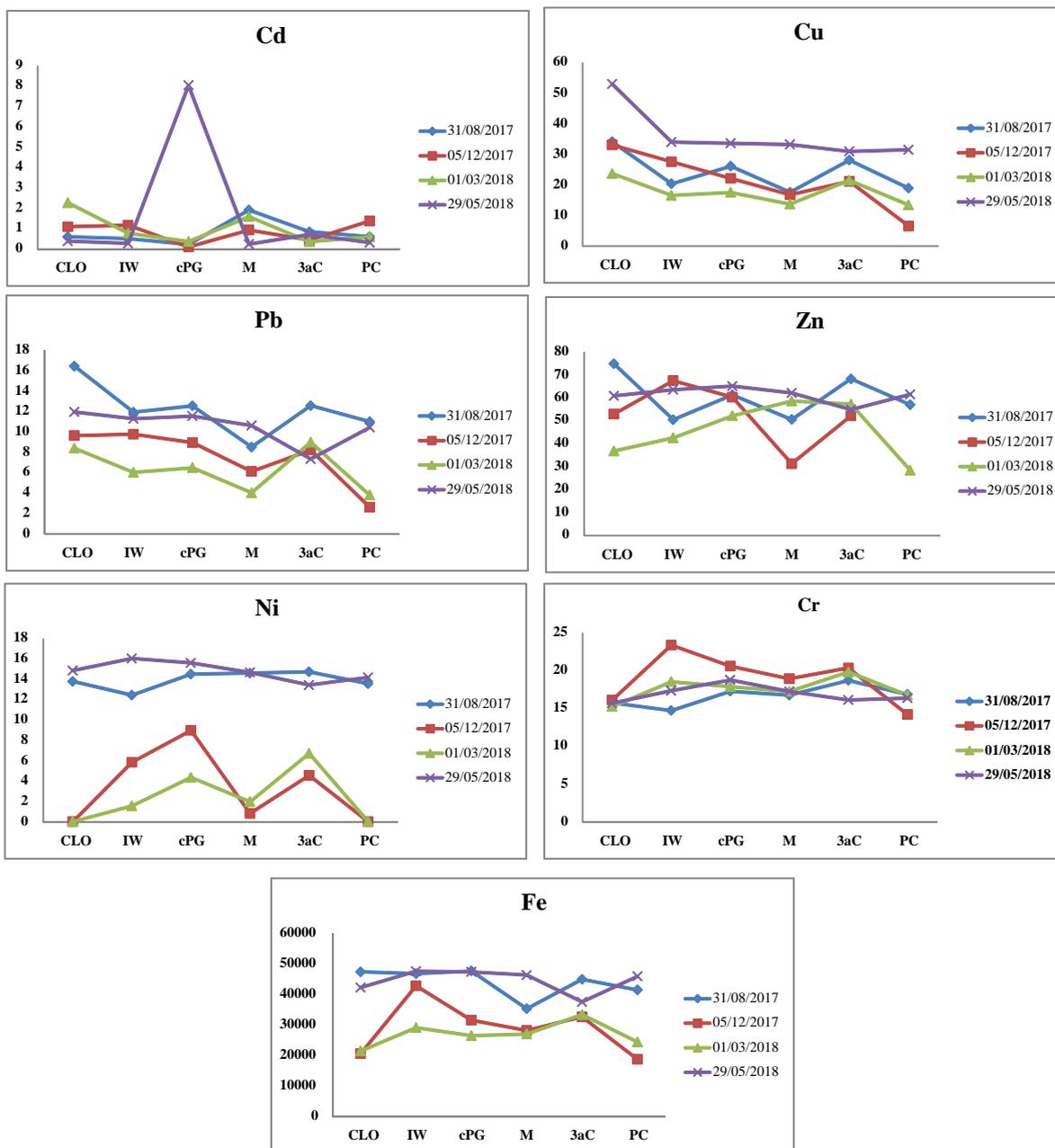


Figura V.5.3: Concentración de metales ($\mu\text{g/g p.s.}$) en el material particulado en suspensión a lo largo de las estaciones de muestreo y en las diferentes campañas correspondientes al monitoreo de química. CLO: Cloacas. IW: Ingeniero White. cPG: Canal Puerto Galván. M: Maldonado. 3aC: Tercera Cuenca. PC: Puerto Cuatreros.

A continuación se detalla el comportamiento de los metales en el MPS considerando los valores promedio en cada una de las estaciones. La **Figura V.5.4** representa la distribución de dichos valores promedio, en donde cada metal presentó un comportamiento distinto a lo largo de las estaciones de muestreo. Por ejemplo, la estación Canal Puerto Galván (cPG) presentó la mayor concentración promedio de Cd en el MPS (PROMEDIO: 2,19 $\mu\text{g/g}$ peso seco; ES: 0,42), mientras que las mayores concentraciones de Cu se registraron en Cloacas (CLO) (PROMEDIO: 36,03 $\mu\text{g/g}$ peso seco; ES: 6,13). Por su parte, el Pb resultó levemente más alto en CLO (PROMEDIO: 11,64 $\mu\text{g/g}$ peso seco; ES: 1,77), el Ni en Puerto Cuatros (PC) (14,06 $\mu\text{g/g}$ p.s.; ES: 4,06) y el Zn presentó concentraciones promedio muy similares a lo largo de la mayoría de las estaciones (56,11-59,81 $\mu\text{g/g}$ p.s.). A su vez, M y PC presentaron los menores niveles, con 50,73 y 49 $\mu\text{g/g}$ p. s. respectivamente. En el caso del Cr si bien los valores fueron muy parejos, los niveles más altos se registraron en las estaciones White (W), cPG y Canal Maldonado (3aC)(17,59-18,80 $\mu\text{g/g}$ p.s.) mientras que el Fe presentó concentraciones muy similares en todas las estaciones (34251,25-41606,06 $\mu\text{g/g}$ p.s.), siendo CLO y PC quienes presentaron las menores concentraciones promedio (32676,25-32963,75 $\mu\text{g/g}$ p.s.). De esta manera, la estación CLO presentó las concentraciones más altas de Cu y Pb; PC los mayores niveles de Ni, en cPG se detectaron los niveles más altos de Zn y en W se registraron los mayores niveles de Fe.

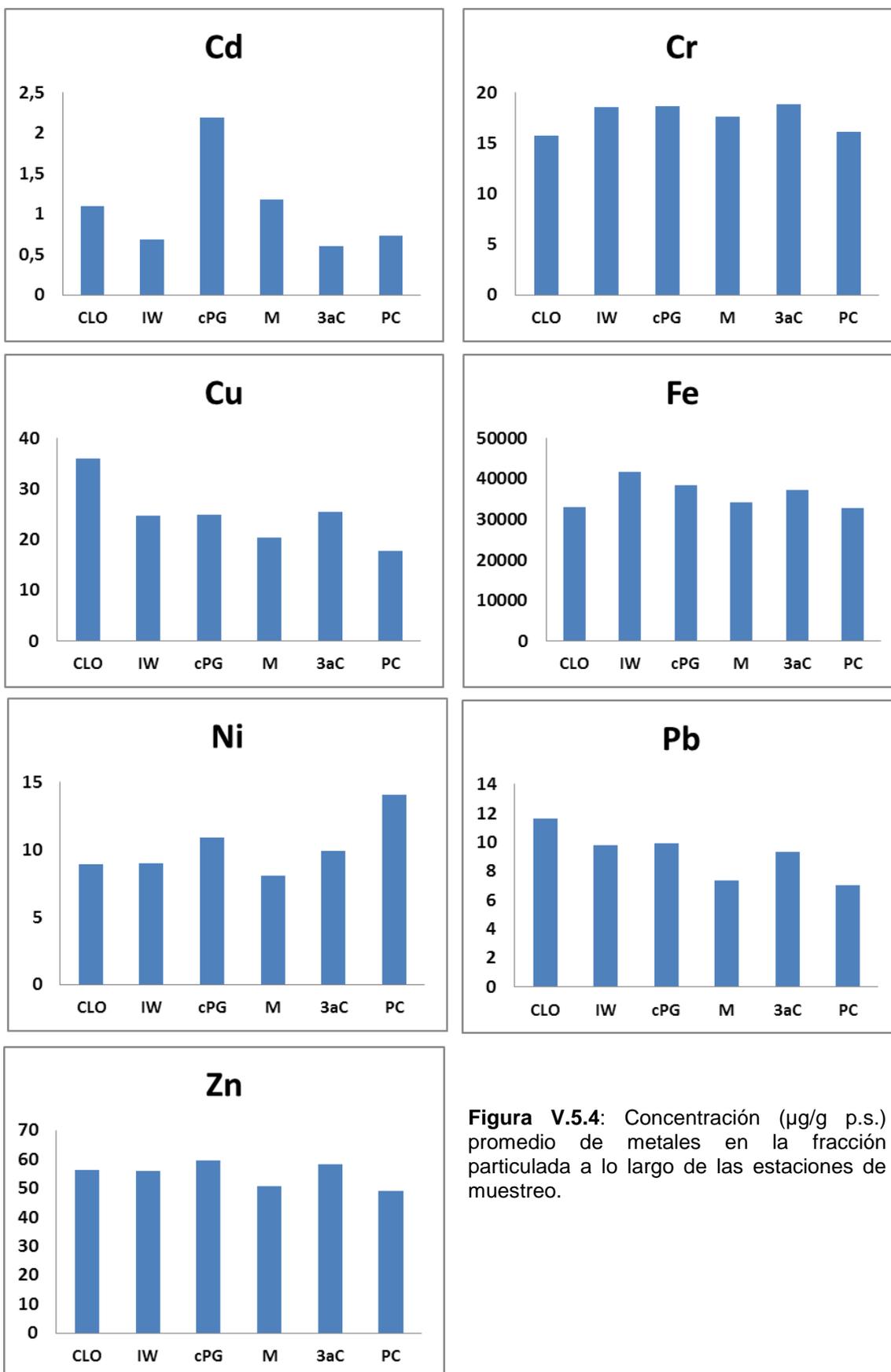


Figura V.5.4: Concentración ($\mu\text{g/g p.s.}$) promedio de metales en la fracción particulada a lo largo de las estaciones de muestreo.

Teniendo en cuenta estudios previos en el estuario de Bahía Blanca (**Tabla 5**) los niveles de Cd particulado en las campañas de monitoreo de química, están dentro de los valores registrados en el EBB. Por ejemplo, Villagran (2018) durante el período 2012-2015, registró un promedio de 0,55 $\mu\text{g/g p.s.}$ y un rango entre valores no detectables ($<0,01$ y $7,53 \mu\text{g/g p.s.}$). Además previamente, Fernández Severini (2008) registró un rango entre valores $<0,01$ y $32,83$ y un promedio de $3,1 \mu\text{g/g p.s.}$ Posteriormente, La Colla (2016) también registró un rango entre $<LDM$ y $11 \mu\text{g/g p.s.}$ Cabe destacar que estos máximos de 11 y $32,83 \mu\text{g/g p.s.}$ fueron detectados en una oportunidad y no se mantuvieron a lo largo del tiempo. Asimismo, Villagran (2013) también registró valores similares de Cd y un promedio de $1,1 \mu\text{g/g p.s.}$ similar al calculado en el presente monitoreo. El Cr presentó valores similares a los previamente registrados en el EBB, sin embargo los valores máximos registrados en este monitoreo, son menores que los reportados previamente por los autores que se detallan en la **Tabla 5**. A modo de ejemplo Andrade (2001), Villagran (2013, 2018) y La Colla (2016) detectaron concentraciones máximas de 28 , 51 y $35 \mu\text{g/g p.s.}$ respectivamente, mientras que en el presente monitoreo se registraron máximos de $23 \mu\text{g/g p.s.}$ Los valores de Fe se encuentran dentro del rango registrado anteriormente en el estuario y al igual que el Cr, los máximos niveles ($41606 \mu\text{g/g p.s.}$) son menores a los registrados anteriormente por La Colla (2016) y Villagran (2018) quienes reportaron 96000 y $64590 \mu\text{g/g p.s.}$ Asimismo, se observó el mismo comportamiento en cuanto a los valores de Ni, sin embargo los valores mínimos de $8,04 \mu\text{g/g p.s.}$ del presente monitoreo superan los mínimos registrados en estudios previos. Con respecto al Pb, los valores mínimos de $5,97 \mu\text{g/g p.s.}$ también superan los mínimos registrados en estudios previos, mientras que los niveles más altos de Pb ($11,63 \mu\text{g/g p.s.}$) son inferiores a los reportados en oportunidades anteriores. En cuanto a las concentraciones de Zn, las mismas estuvieron muy por debajo de los máximos registrados previamente. De esta manera, en general las concentraciones promedio de todos los metales estuvieron dentro de los niveles registrados previamente. Sin embargo, es importante destacar que en algunas oportunidades se detectaron altas concentraciones de algunos metales tales como el Cd y el Cu, los cuales

si bien no se mantuvieron durante un período constante en altas concentraciones, no dejan de ser un llamado de atención para tener en cuenta en futuros monitoreos.

En Argentina no existe ningún tipo de legislación nacional o provincial acerca de los niveles permitidos de metales en el material particulado, y casi inexistente en Sudamérica. Según nuestros conocimientos, en Brasil existe una resolución por parte del Consejo Nacional del Medio Ambiente del 2005 para metales totales, es decir metales disueltos y metales particulados en su conjunto (CONAMA N° 357) y otra para sedimentos (CONAMA N° 344). La siguiente Tabla detalla los valores máximos de metales totales permitidos en ambientes marinos dónde se desarrollen actividades de pesca y/o cultivo organismos marinos de acuerdo a la mencionada reglamentación.

Tabla V.5.6: Concentraciones máximas permitidas de metales totales según CONAMA N° 357 (Comisión del Medio Ambiente) en Brasil.

METAL (fracción disuelta+particulada)	MÁXIMO VALOR PERMITIDO (mg/L)
Cd	0,005
Cu	---
Cr	0,05
Fe	---
Ni	0,025
Pb	0,01
Zn	0,09

En ningún caso, los niveles de metales en el MPS registrados en el presente monitoreo a lo largo de las estaciones CLO, IW, cPG, 3aC, M y PC superaron los niveles máximos permitidos establecidos por la CONAMA (2005) para metales totales.

V.5.4. CONCLUSIONES FINALES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo acerca de los niveles de metales pesados en el material particulado en suspensión (MPS) y mesozooplankton corresponden a los primeros que se realizan en el marco del monitoreo ambiental del estuario de Bahía Blanca. A partir de los mismos, se observan importantes variaciones tanto espaciales como estacionales durante el período de estudio, siendo el invierno y el otoño y las estaciones EMB, CV, CLO y PC en dónde se registraron los mayores niveles de metales.

De esta manera, es recomendable que se continúe con este tipo de estudio no solo debido a la importancia que revisten la fracción particulada y el plancton en cuanto a la dinámica de los metales pesados en la cadena trófica, sino también debido a que algunos metales tales como el Cd, Pb y Zn han presentado en ciertas estaciones, valores levemente superiores a los que se registran normalmente en el estuario. Por lo tanto, es importante continuar con el registro y el análisis del comportamiento de los mismos en el tiempo y poder predecir los efectos los organismos y en la columna de agua del estuario de Bahía Blanca.

V.5.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1998).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E.; Eaton, A. D. (Eds.), 20th Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington. 1193 pp.
- Achary M.S., Satpathy K.K., Panigrahi S., Mohanty A.K., Padhi R.K., Biswas S., Prabhu R.K., Vijayalakshmi S., Panigrahy R.C. (2017).** Concentration of heavy metals in the food chain components of the nearshore coastal waters of Kalpakkam, southeast coast of India. *Food Control*, 72, 232-243.
- Andrade S. (2001).** Metales pesados en el agua de la zona interna de Bahía Blanca, y su toxicidad sobre algunas especies fitoplanctónicas. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur, 244 pp.
- Baines S.B., Chen X., Twining B.S., Fisher N.S., Landry M.R. (2015).** Factors affecting Fe and Zn contents of mesozooplankton from the Costa Rica Dome. *Journal of Plankton Research*, 38(2), 331–347.
- Barwick M., Maher W. (2003).** Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquire Estuary, NSW. Australia. *Marine Environmental Research*, 56, 471-502.
- Battuello M., Brizio P., Mussat Sartor R., Nurra N., Pessani D., Abete M.C., Squadrone S. (2016).** Zooplankton from a North Western Mediterranean area as a model of metal transfer in a marine environment. *Ecology Indicators*, 66, 440–451.
- Berasategui A.A., Biancalana F., Fricke A., Fernandez Severini M.D., Uibrig R., Dutto M.S., Marcovecchio J., Calliari D., Hoffmeyer M.S. (2018).** The impact of sewage effluents on the fecundity and survival of *Eurytemora americana* in a eutrophic estuary of Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 208-216
- Berasategui A.A., López Abbate M.C., D'Agostino V.C., Presta M.L., Uibrig R., García T., Nahuelhual E., Chazarreta C.J., Dutto M.S., Garcia M., Capitanio F., Hoffmeyer M.S. (2017).** Mesozooplankton Structure and Seasonal Dynamics in Three Coastal Systems of Argentina: Bahía Blanca Estuary, Pirámide Bay, and Ushuaia Bay. En: Hoffmeyer, M.S.; Sabatini, M.E.; Brandini, F.P.; Calliari, D.L.; Santinelli, N.H. (Eds.), *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic. From Tropical to the Subantarctic Realm*, Springer, 592 pp.

-
- Bielmyer G.K., Tomasso J., Klaine S.J. (2006).** Physiological responses of hybrid striped bass to aqueous copper in freshwater and saltwater. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50, 531–538.
- Biancalana F., Diodato S.L., Hoffmeyer M.S. (2012a).** Seasonal and spatial variation of mesozooplankton biomass in Ushuaia and Golondrina bays (Beagle Channel, Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography*, 60, 99–106
- Biancalana F., Menéndez M.C., Berasategui A.A. et al. (2012b).** Sewage pollution effects on mesozooplankton structure in a shallow temperate estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 3901–3913
- Boltovskoy D. (1981).** Atlas del zooplancton de Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Publicación Especial del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Mar del Plata, Argentina, 938 pp.
- Boltovskoy D. (1999).** South Atlantic Zooplankton. Leiden, Blackhuys Publishers. Vol. 1 y 2., 1706 pp.
- Botté S.E., Marcovecchio J.E., Fernández Severini M.D., Negrin V.L., Panebianco M.V., Simonetti P., Buzzi N., Delucchi F. (2013).** Ciclo de metales pesados. En: Marcovecchio J.E. y Freije H. (Eds.), *Procesos Químicos en Estuarios*, Bahía Blanca, 227-258.
- Capitanio F., Pájaro M., Esnal G.B. (2005).** Appendicularians: an important food supply for the Argentine anchovy *Engraulis anchoita* in coastal waters. *Journal Applied Ichthyology*, 21, 414–419.
- Casterlin M.E., Reynolds W.W. (1980).** Diel activity and thermoregulatory behavior of a fully aquatic frog: *Xenopus laevis*. *Hydrobiologia*, 75(2), 189-191.
- Chang S.I., Reinfelder J.R. (2000).** Bioaccumulation, subcellular distribution, and trophic transfer in a coastal marine diatom. *Environmental Science and Technology*, 34, 4931–4935.
- Chang K.H., Doi H., Nishibe Y. et al. (2009)** Spatial and temporal distribution of zooplankton communities of coastal marine waters receiving different human activities (fish and pearl oyster farmings). *The Open Marine Biology Journal*.
- Chase Z., Price N.M. (1997).** Metabolic consequences of iron deficiency in heterotrophic marine protozoa. *Limnology and Oceanography*, 42 (8), 1673-1684.
- Chen X., Baines S.B., Fisher N. (2011).** Can copepods be limited by the iron content of their food?. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 451–460.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. 2005. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e

diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

- Demayo A., Taylor M.C., Taylor K.W., Hodson P.V., Hammond P.B. (2009).** Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *Critical Reviews in Environmental Control*, 12 (4), 257-305.
- Demirak A., Yilmaz H.A., Keskin F., Sahin Y., Akpolat O. (2012).** Investigation of heavy metal content in the suspended particulate matter and sediments of inner Gokova Bay and creeks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 7113–7124.
- Diodato S., Hoffmeyer M.S. (2008).** Contribution of planktonic and detritic fractions to the natural diet of mesozooplankton in Bahía Blanca Estuary. *Hydrobiologia*, 614, 86–90.
- Duarte B., Caçador I. (2012).** Particulate metal distribution in Tagus estuary (Portugal) during a flood episode. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2109–2116.
- Dutto M., López Abbate M.C., Biancalana F. et al. (2012).** The impact of sewage on environmental quality and the mesozooplankton community in a highly eutrophic estuary in Argentina. *ICES Journal Marine Science*, 69(3), 399–409.
- Dutto M.S., Kopprio G.A., Hoffmeyer M.S. et al. (2014).** Planktonic trophic interactions in a human impacted estuary of Argentina: a fatty acid marker approach. *Journal of Plankton Research*.
- Eisler R. (2010).** Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Volume 1: Plants and Invertebrates. Elsevier. 500 pp.
- Elbaz-Poulichet F.P.H., Huang W.W., Martin J.M. (1984).** Lead cycling in estuaries, illustrated by the Gironde Estuary, France. *Nature*, 308, 409-414.
- Fang T.H., Hwang J.S., Hsiao S.H., Chen H.Y. (2006).** Trace metals in seawater and copepods in the ocean outfall area off the northern Taiwan coast. *Marine Environmental Research*, 61, 224-243.
- Fernández Severini M.D., Hoffmeyer M.S. (2005).** Mesozooplankton assemblages in two bays in the Beagle Channel (Argentina) during January 2001. *Scientia Marina*, 69, 27–37.
- Fernández Severini (2008).** Distribución y toxicidad de algunos metales pesados en el zooplancton de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, 248 pp.
- Fernández Severini M.D., Villagran D.M., Biancalana F., Berasategui A.A., Spetter C.V., Tartara M.N., Menéndez M.C., Guinder V.A., Marcovecchio J.E. (2017).** Heavy Metal Concentrations Found in Seston and Microplankton from an

Impacted Temperate Shallow Estuary along the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Coastal Research*, 33, 1196-1209.

- Fraústo da Silva, J.J.R., Williams R.J.P. (2001).** The Biological Chemistry of the Elements. The Inorganic Chemistry of Life. Oxford University Press, 600 pp.
- Guinder V. A., Molinero J. C., LópezAbbate M. C., Berasategui A., Popovich C. A., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Freije R. H.** Phenological changes of blooming diatoms promoted by compound bottom-up and top-down controls. *Estuaries and Coasts*, 40, 95–104.
- Gao X., Zhou F., Chen C.T.A., Xing Q. (2015).** Trace metals in the suspended particulate matter of the Yellow River (Huanghe) Estuary: Concentrations, potential mobility, contamination assessment and the fluxes into the Bohai Sea. *Continental Shelf Research*, 104, 25–36.
- Hall L.W., Anderson R.D. (1995).** A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (3), 207-218.
- Hoffmeyer M.S. (1994).** Seasonal succession of Copepoda in the Bahía Blanca estuary. *Hydrobiologia*, 292/293, 303-308.
- Hoffmeyer M.S., Tumini L., Pettigrosso R., Barría M.S., Contardi E. (1997).** Biología. En: Estudio de la calidad de agua en la Ría de Bahía Blanca. Informe Final. Programa de Monitoreo. IADO (Instituto Argentino de Oceanografía).
- Hoffmeyer M.S. (2004a).** Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. *Journal of Plankton Research*, 26 (2), 181–189.
- Hoffmeyer M.S (2004b).** Mesozooplankton. En: Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Piccolo M.C. y Hoffmeyer M.S. (eds). Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET) pp. 133-141.
- Hoffmeyer M.S., Mianzan H. (2004).** Macro-zooplankton del estuario y aguas costeras adyacentes. En: Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Piccolo M.C. y Hoffmeyer M.S. (eds.). Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET), Bahía Blanca, Argentina, pp. 143-151.
- Hoffmeyer M.S., Barría de Cao M.S. (2007).** Zooplankton assemblages from a tidal channel in the Bahía Blanca, estuary. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55 (2), 97-107.
- Hoffmeyer M.S., Fernandez Severini M.D., Menendez M.C. et al. (2008a).** Composition and dynamics of mesozooplankton assemblages in the Bahía Blanca estuary. In: Neves R, Baretta J, Mateus M (eds), Perspectives on

integrated coastal zone Management in South America. IST Press, Lisboa, pp. 271–276.

Hoffmeyer M.S., Pettigrosso R.E., Fulko K., Biancalana F., Fernández Severini M.D., Menéndez M.C., Berasategui A.A., Diodato S.L. (2008b). Informe Final. Enero-Diciembre 2007. Convenio específico MBB – UNS. “Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca”. Anexo III: Estudio del fitoplancton, micro, meso y macrozooplancton.

Hoffmeyer M.S., Tumini L., Pettigrosso R., Barría M.S., Contardi E. (1997). Biología. En: Estudio de la calidad de agua en la Ría de Bahía Blanca. Informe Final. Programa de Monitoreo. IADO (Instituto Argentino de Oceanografía).

Hoffmeyer M.S. (2012b). Sewage pollution effects on mesozooplankton structure in a shallow temperate estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 3901-3913.

Hook S.E., Fisher N.S. (2002). Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. *Marine Environmental Research*, 53, 161-174.

Hsiao S., Hwang J., Fang T. (2011). Copepod species and their trace metal contents in coastal northern Taiwan. *Journal of Marine System*, 88, 232–238.

IARC. (1993). Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry. En: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 58. Lyon: International Agency for Research on Cancer, pp. 41–117.

Kahle J.Y., Zauke G.P. (2003). Trace metals in Antarctic copepods from the Weddell Sea (Antarctica). *Chemosphere*, 51, 409-417.

La Colla N.S. (2016). Bioacumulación de metales en peces marinos y su distribución en columna de agua, bajo diferentes gradientes en el estuario de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur. 228 pp.

Lee B.G., Fisher N.S. (1994). Decomposition and elemental release from zooplankton debris. *Marine Ecology Progress Series*, 88, 117-128.

López Abbate M.C., Barria de Cao M.S., Pettigrosso R.E., Guinder V.A., Dutto M.S., Berasategui A., Chazarreta J., Hoffmeyer M.S. (2016). Seasonal changes in microzooplankton feeding behavior under varying eutrophication levels in the Bahía Blanca Estuary (SW Atlantic Ocean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 481, 25-33.

Lopez-Cazorla A.C., Pettigrosso R.E., Tejera L. et al. (2011). Diet and food selection by *Ramnogaster arcuata* (Osteichthyes, Clupeidae). *Journal Fish Biology*, 78(7), 2052–2066.

-
- Ma Y., Qin Y., Zheng B., Zhang L., Zhao Y. (2015).** Seasonal variation of enrichment, accumulation and sources of heavy metals in suspended particulate matter and surface sediments in the Daliao river and Daliao river estuary, Northeast China. *Environmental Earth Sciences*, 73, 5107–5117.
- Marmioli N., Maestri E. (2008).** Health Implications of Trace Elements in the Environment and the Food Chain. En: Prasad M.N.V. (Ed.), Trace elements as contaminants and nutrients. New Jersey, pp. 23-53.
- Menéndez M.C., Biancalana F., Berasategui A.A. et al. (2011).** Mesozooplankton composition and spatial distribution, Nuevo Gulf, Patagonia, Argentina. *Check List* 7, 101–107
- Moore J.W., Ramamoorthy, S. 1984.** Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, 278 pp.
- Nguyen H.L., Leermakers M., Osán J., Török S., Baeyens W. (2005).** Heavy metals in Lake Balaton: water column, suspended matter, sediment and biota. *Science of the Total Environment*, 340(1), 213–230.
- Pedrosa P., Magalhaes de Souza C.M., Rezende C.E. (2007).** Linking major nutrients (C, H, N, and P) to trace metals (Fe, Mn, and Cu) in lake seston in southern Brazil. *Limnology*, 8, 233–242.
- Rainbow P.S. (2002).** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? *Environmental Pollution*, 120, 497–507.
- Ruangsomboon S., Wongrat L. (2006).** Bioaccumulation of cadmium in an experimental aquatic food chain involving phytoplankton (*Chlorella vulgaris*), zooplankton (*Moinamacrocopa*), and the predatory catfish *Clarias macrocephalus* × *C. gariepinus*. *Aquatic Toxicology*, 78, 15–20.
- Sato N.E., Hernández D., Viñas M.D. (2011).** Feeding habits of *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini, 1935) larvae in coastal waters off Buenos Aires Province, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39, 6–24
- Shynu R., Purnachandra Rao V., Kessarkar P.M., Rao T.G. (2012).** Temporal and spatial variability of trace metals in suspended matter of the Mandovi estuary, central west coast of India. *Environmental Earth Science*, 65, 725–739.
- Showell M.A., Gaskin D.E. (1992).** Partitioning of cadmium and lead within seston of coastal marine waters of the western Bay of Fundy, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 22, 325–333.
- Silva A.P., Neumann-Leitão S., Schwamborn R., et al. (2004).** Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(3), 485–493

-
- Srichandan S., Panigrahy R.C., Baliarsingh S.K., Rao B.S., Pati P., Sahu B.K., Sahu K.C. (2016).** Distribution of trace metals in surface seawater and zooplankton of the Bay of Bengal, off Rushikulya estuary, East Coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 111, 468–475.
- Stecko J.R.P., Bendell-Young L.I. (2000).** Contrasting the geochemistry of suspended particulate matter and deposited sediments within an estuary. *Applied Geochemistry*, 15, 753-775.
- Suja S., Kessarkar P.M., Fernandes L.L., Kurian S., Tomer A. (2017).** Spatial and temporal distribution of metals in suspended particulate matter of the Kali estuary, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 196, 10-21.
- Turner J.T. (2004).** The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological Studies* 43: 255–266
- Turner A., Millward G.E. (2002).** Suspended Particles: Their Role in Estuarine Biogeochemical Cycles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 857-883.
- Turner A., Le Roux S.M., Millward G.E. (2008).** Adsorption of cadmium to iron and manganese oxides during estuarine mixing. *Marine Chemistry*, 108, 77–84.
- Uriarte I., Villate F. (2004).** Effects of pollution on zooplankton abundance and distribution in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin*, 49, 220–228
- Villagran D.M. (2013).** Rol del zooplancton y el material particulado en suspensión en la distribución de metales pesados en el Estuario de Bahía Blanca. Tesina de Licenciatura en Cs. Biológicas. Universidad Nacional del Sur. 70 pp.
- Villagran D.M. (2018).** Dinámica de metales pesados en el material particulado en suspensión y plancton en ambientes costeros afectados por descargas de origen antrópico. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur. 142 pp.

CAPÍTULO VI

COMENTARIOS FINALES

VI. COMENTARIOS FINALES Y CONCLUSIONES

En el presente Capítulo se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en el Programa de Monitoreo 2017 / 2018. Estas conclusiones se presentan ordenadas y agrupadas tal y como se muestran los correspondientes resultados en las Capítulos previos. A continuación de lista una síntesis de las principales conclusiones obtenidas, independientemente que en cada Capítulo ya se ha presentado de manera más extensa.

VI.1. ASPECTOS BIOLÓGICOS DE LAS ESPECIES DE PECES ESTUDIADAS

- El número de ejemplares analizados en el presente monitoreo (N: 4252), fue adecuado y suficiente para dar cumplimiento a los objetivos propuestos. La distribución de tallas de las cuatro especies de peces analizadas fue la esperada.
- El factor de condición (K) de saraqita *Ramnogaster arcuata* en cada sitio de muestreo y estación del año fue adecuado.
- El hábito alimenticio que presentó *Ramnogaster arcuata* durante el presente monitoreo difiere del hallado en estudios previos (por ej., Lopez Cazorla et al., 2011). Esta diferencia se basa en la disminución de la abundancia de *Eurytemora americana* en el ambiente registrada durante el presente monitoreo.
- La comparación de la talla media de la población corvina rubia *Micropogonias furnieri* entre las dos estaciones del año evidenció que los ejemplares capturados en otoño de 2018 presentaron mayor longitud media que los capturados en invierno 2017. En Puerto Cuatrerros los animales presentaron una condición mejor a la esperada mientras que en Canal del Embudo la relación largo peso fue la esperada para esta especie. La dieta registrada

durante el presente monitoreo coinciden con lo mencionado en estudios previos.

- La distribución de talla de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* fue la esperada en virtud al conocimiento previo. La comparación estacional de la talla media de esta población evidenció que los ejemplares capturados en invierno de 2017 presentaron una longitud significativamente mayor que los capturados en otoño de 2018. En ambas estaciones y sitios de muestreo los animales presentaron una condición esperada para la especie. La dieta registrada en el presente monitoreo coincide con la de estudios previos.
- La distribución de talla de gatuzo *Mustelus schmitti* durante las cuatro estaciones y en cada uno de los sitios fue la esperada. La talla media registrada por estación del año y sitio de muestreo fue ligeramente inferior en Canal del Embudo a las observadas en los otros dos sitios. Todos los ítems presa que integraron la dieta de gatuzo durante el presente monitoreo coinciden con los mencionados en estudios previos.

VI.2. ESTUDIOS BACTERIOLÓGICOS

- Como se viene enfatizando en sucesivos informes, los estudios microbiológicos demuestran el impacto antrópico significativo que recibe el Canal Principal, y la urgente necesidad que todos los efluentes cloacales que utilizan al estuario como cuerpo receptor sean tratados adecuadamente y controlados de acuerdo a la legislación vigente. Esto quedó evidenciado por el aumento en el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal en las estaciones más internas.
- Asegurar el buen funcionamiento de la Planta de Tratamiento de líquidos cloacales de la Tercera Cuenca es de crucial importancia ya que se encuentra ubicada en una zona del estuario particularmente vulnerable y con una notable tendencia a la acumulación de contaminantes.
- Los recuentos de BDH/ g de sedimento indican la existencia de impacto con hidrocarburos derivados de petróleo y su acumulación en los sedimentos en

todo el sector estudiado. No se observó un incremento promedio de los recuentos de BDH con respecto a estudios anteriores.

- El sitio ubicado en las proximidades de la desembocadura cloacal (CLO) mostró la menor variabilidad en los mismos, indicando la continuidad y el impacto de los efluentes municipales sin tratamiento.

VI.3. COMUNIDADES BENTÓNICAS

VI.3.1. INVENTARIO

- Se ha realizado el inventario de las comunidades bentónicas del Canal Principal de Navegación y de la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca.
- En el Canal Principal se inventariaron las comunidades submareales de fondos blandos. Los grandes grupos taxonómicos más representados son los poliquetos seguidos por los moluscos y los crustáceos a los que se suman los equinodermos en las estaciones con mayor porcentaje de arena (zona media).
- Las comunidades bentónicas intermareales de las zonas portuarias -Puerto Cuatrerros e Ingeniero White- presentan baja diversidad y están dominadas por especies exóticas, algunas de ellas en acelerada expansión como la Ostra del Pacífico.
- Se recomienda completar el inventario de las zonas portuarias con un muestreo submareal en el Puerto de Ingeniero White a fin de detectar la presencia de otras especies exóticas.
- Se recomienda actualizar el inventario de las comunidades relevadas dentro de un período que no supere los 5 años.

VI.3.2. EMISARIOS

- El muestreo piloto de los emisarios aporta la primera información de las comunidades bentónicas asociadas a los canales que reciben o están

afectados por los emisarios de las descargas cloacales y del polo petroquímico y que conectan con el Canal Principal.

- Se ha analizado en forma conjunta el ambiente donde se desarrollan dichas comunidades (análisis de los sedimentos).
- Se recomienda continuar con este monitoreo semestralmente (estación fría y cálida).

VI.4. QUÍMICA MARINA

VI.4.1. PARÁMETROS OCEANOGRÁFICOS Y NUTRIENTES INORGÁNICOS

- Las estaciones 3 (cPG) y 5 (3a C) presentaron los mayores valores medios de turbidez.
- Se detectó una mínima concentración de Oxígeno Disuelto de 3,14 mg L⁻¹ en la estación 1 (CLO), lo cual enciende una señal de alarma para dicha estación.
- Los valores medios de NH₄⁺ detectados en las estaciones 1 (CLO) y 5 (3a C) se encontraron por encima de los niveles guía internacionales (USEPA, 1989, 1999; ANZECC/ARMCANZ, 2000) y fueron los mayores observados hasta el momento en este tipo de estudios de monitoreo para la zona interna del estuario de Bahía Blanca.
- Las estaciones 1 (CLO) y 5 (3a C) presentaron concentraciones de FRS significativamente mayores a la estación 2 (IW).
- Tanto para el caso del NH₄⁺ como del FRS, la correlación positiva hallada con E. coli puede estar indicando no solo la fuente (descarga cloacal) sino también que la materia orgánica presente (particularmente la disuelta) estaría siendo degradada por las bacterias dando NH₄⁺ y FRS como productos finales.
- Durante el presente monitoreo la zona interna del Estuario de Bahía Blanca fue moderadamente eutrófica y altamente productiva. Sin embargo, los

resultados obtenidos permiten señalar la existencia de condiciones de estrés biológico.

VI.4.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs) en SEDIMENTOS

- Se demostró la existencia de un nivel dinámico de HAPs, generalmente con concentraciones moderadas y con algunos casos puntuales de valores altos, lo que coincide con registros históricos.
- Se destaca la presencia de mayores concentraciones de HAPs en los sedimentos de las estaciones CLO, 3aC y PC, coincidiendo con los Monitoreos 2014-2015 y 2015-2016. Esto sugiere la existencia de aportes crónicos en estos sitios.
- CLO y 3aC presentan un ensamble diferencial de fuentes de HAPs respecto al resto de las estaciones. Además estas estaciones son las únicas que excedieron el Nivel Guía para la sumatoria de HAPs (ERLs).
- La fuente originaria de los HAPs identificada para los sedimentos fue preeminentemente pirolítica.
- 29% de las muestras del Canal Principal de Navegación excedieron los Niveles Guía, planteando distintos valores de riesgo ecotoxicológico.
- 44% de las muestras de áreas asociadas a Emisarios excedieron algún nivel de toxicidad. El mayor porcentaje de excedencias estuvo en las zonas de Canal Vieja y de Puerto Galván.

HAPs en PECES

- El valor medio de HAPs en las especies de peces estudiadas estuvo por debajo de los del Monitoreo inmediato anterior (diferencia altamente significativa), confirmando una tendencia decreciente en esta matriz.
- No se registraron diferencias significativas en las concentraciones de HAPs entre los sitios estudiados ni entre juveniles (Clases II y III) y adultos.

-
- La huella de HAPs en saraquita (la única especie estudiada que vive su ciclo de vida completo en el estuario) coincide con el patrón descrito para sedimentos.
 - Considerando el consumo promedio de nuestro país, los niveles de riesgo de toxicidad por HAPs se mantuvieron dentro de los márgenes de seguridad para todas las especies durante el período monitoreado.

VI.4.3. COMPUESTOS ORGANOCLORADOS (OCs) en SEDIMENTOS

- Los compuestos OCs más abundantes en sedimentos fueron α -Endosulfán y δ -HCH (o δ -HCB), los cuales aparecieron mayoritariamente en las estaciones próximas a las emisiones urbanas (CLO y 3aC).
- La mayor proporción de δ -HCH en sedimentos indicaría aportes no recientes y sometidos a procesos de meteorización.
- La baja proporción de concentraciones detectables de DDT en sedimentos indicaría un abatimiento real de las fuentes y la meteorización de aportes antiguos en dicha matriz.
- α -Endosulfán fue el OC más abundante y más frecuentemente detectado en los sedimentos (sobre todo en 3aC e IW, seguidas por M). Presentó una concentración media de 21,7 ng.g⁻¹, p.s., lo que resulta un valor ambiental digno de observación.
- Los OCs detectados en sedimentos excedieron los en 12 ocasiones (9 de las cuales -75%- ocurrieron en CLO y 3aC). El resto de las excedencias ocurrieron en IW y cPG. ~40% de las excedencias correspondieron a 4,4'-DDE, seguido por Dieldrin y demás derivados del DDT. El correspondiente ERL se excedió en 6 ocasiones (2 en CLO, 2 en 3aC y 2 en IW), básicamente por Dieldrin y los DDxs.
- Los valores de OCs determinados excedieron en 45 ocasiones el valor objetivo (target value), básicamente por β -HCB (15), γ -HCB (7), δ -HCB (6), Heptaclor (5), 4,4'-DDE (5), β -Endosulfán (5) y α -HCB (2). Las estaciones que dominaron esta excedencia fueron CLO y 3aC.

-
- El valor de intervención (intervention value) fue superado sólo en una ocasión en la estación CLO #1 para el compuesto δ -HCB.

OCs en PECES

- Los peces del estuario de Bahía Blanca mostraron menores niveles y un patrón de compuestos distinto al de los sedimentos.
- Los compuestos más abundantes fueron β -Endosulfán, 4,4'- DDE y su compuesto parental (4,4'- DDT), Dieldrin y el metabolito de Endrin.
- Saraquita fue la especie que presentó el promedio de concentraciones de OCs más alto en sus tejidos.
- Los OCs hallados en sedimentos tienen una baja movilidad hacia la matriz biológica (peces).
- Los niveles promedio de los residuos de OCs en tejidos blandos de peces estuvieron un orden de magnitud por debajo de los correspondientes a sedimentos.

VI.4.4. METALES TRAZA

Metales disueltos

- La mayoría de los metales disueltos estudiados presentaron una alta variabilidad en sus concentraciones, con muchos por debajo del límite de detección. En general (Cd, Cu, Zn, Fe, Hg) presentaron concentraciones muy bajas.
- Muchos de los metales disueltos estudiados (Cd, Cu, Zn, Fe, Hg) presentaron concentraciones promedio menores que las medias históricas (2002 – 2016) para este ambiente. En cambio algunos otros (Pb, Cr, Ni) mostraron concentraciones ligeramente superiores a las históricas.
- La mayoría de los valores promedio obtenidos de la concentración de metales disueltos (Cd, Cu, Zn, Ni, Fe, Hg) resultaron siempre inferiores a los niveles guía (NG) correspondientes (indicados en el Capítulo V.4 de este Informe

Final). Los valores de Cr disuelto fueron similares a los NG correspondientes, mientras que los de Pb disuelto fueron superiores a los NG (aunque el número de valores determinables fue pequeño).

- El aporte observado en cada sitio de muestreo varió de acuerdo al metal analizado. Las máximas concentraciones promedio fueron: Cd, Cr y Pb en PC; Cu y Fe en cPG; Ni en M; Zn en CLO; y, Hg en 3aC.
- Todo esto indica que no hay un único sitio puntual de ingreso de los metales evaluados para el sistema estuarial de Bahía Blanca.

Metales en sedimentos

- Los metales traza estudiados mostraron una distribución relativamente homogénea en el área evaluada. Las correspondientes concentraciones se determinaron tanto en fracción total como en la fracción fina (< 63µm) del sedimento.
- Algunos de los metales estudiados (Cd, Ni) presentaron valores inferiores a los históricos; otros (Pb, Hg) son similares; y, otros (Cu, Zn, Cr, Fe) son superiores a los mencionados valores.
- La estación que mostró los máximos valores de metales (Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Fe) fue CLO. Otras estaciones que mostraron niveles destacables de metales fueron 3aC (Cr, Ni, Fe) y cPG (Cr, Fe).
- Ninguno de los valores de metales determinados en sedimentos superaron los niveles guías sugeridos como valores inferiores a la toxicidad (indicados en el Capítulo V.4 de este Informe Final).

Metales en peces

- Se estudiaron los niveles de metales en músculo de 4 especies de peces: corvina (*Micropogonias furnieri*), pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), gatuzo (*Mustelus schmitti*), y saraqita (*Ramnogaster arcuata*).

Saraquita

- Zn, Cu y Ni disminuyeron desde juveniles a adultos. Hg fue estable. Fe y Cr fueron variables. La mayoría de las muestras para Cd y Pb fueron no detectables - No hubo diferencias significativas entre sitios, con variaciones observables para cada metal.
- Las concentraciones de metales en saraquita comparadas con el monitoreo anterior (2015-2016) en el sitio CE fueron en algunos casos menores o similares en el presente (Hg, Cu, Ni, Zn), mientras que otros mostraron incrementos (como el Cr, Pb y Cd).
- Los valores medios para cada sitio muestran una leve tendencia en casi todos los metales a presentarse en mayor proporción en los ejemplares de CV.
- De todos los metales evaluados en esta especie, sólo el Cr y el Pb presentaron -en uno de los pooles analizados- concentraciones por encima del valor permitido para consumo humano (2,813 y 0,520 µg/g respectivamente).

Gatuzo

- Se analizaron 51 pooles de gatuzo. Los niveles de Zn, Cu, Ni y Cd fueron bajos. Hg dio valores detectables en casi todas las muestras. Los demás metales presentaron muchos valores n.d.
- El análisis entre sitios dio las siguientes tendencias: PC más impactado por Zn, Cu, Hg, Cd y Pb, seguido por CV con Cr y Fe. Ningún metal dio una concentración media superior en CE.
- Se observó un leve aumento (estadísticamente no significativo) en las concentraciones de Cd, Pb y Cu, y una disminución significativa de Cr y Ni al ser comparados con el muestreo realizado en el monitoreo previo.
- Todos los metales en cada Clase de talla del gatuzo evaluados dieron por debajo de los estándares de calidad (CAA). Sin embargo deben señalarse dos excepciones: un pool de Clase I en CV dio una concentración muy alta de Pb

(10,96 $\mu\text{g/g}$); un pool de Clase I en PC dio un valor alto de Hg (0,53 $\mu\text{g/g}$); ambos superiores a los estándares de calidad.

Pescadilla

- El análisis de los pools de esta especie muestra una disminución en las concentraciones de Zn, Cu, Fe y Cr desde los juveniles hacia los adultos, mientras que Ni y Hg muestran un incremento en la misma dirección. Prácticamente todos los análisis de Pb dieron por debajo del límite de detección, y los de Cd no superaron los 0,02 $\mu\text{g/g}$.
- El análisis entre sitios mostró las siguientes tendencias: en PC los metales con mayor concentración media fueron Cu, Ni, Hg, Cd; en el CE solamente el Zn; y, en CV los metales Fe y Cr.
- Los valores promedio obtenidos para los metales evaluados en esta especie fueron similares o levemente inferiores a los de monitoreos previos y datos históricos registrados en este ambiente.
- Todas las concentraciones medidas en ejemplares de esta especie estuvieron siempre por debajo de los estándares de calidad, nacionales e internacionales para consumo humano.

Corvina

- El análisis de los pools de esta especie muestra una disminución en las concentraciones de Zn, Cu, Ni y Fe desde los juveniles hacia los adultos, mientras que Hg muestra un leve incremento en la misma dirección. Prácticamente todos los análisis de Cd y Pb dieron por debajo del límite de detección, mientras que el Cr no mostró ninguna tendencia definida.
- El análisis entre sitios muestra: Zn y Ni mayores valores promedios en CE; Cu y Cd fueron superiores en PC; y, Fe, Cr y Hg con máximas concentraciones medias en CV.

-
- Los valores promedio obtenidos para los metales evaluados en esta especie fueron similares o levemente inferiores a los de monitoreos previos y datos históricos registrados en este ambiente.
 - Ninguna de las concentraciones medidas en todos los metales evaluados en la corvina y en los tres sitios de muestreo supera los valores de calidad para consumo humano tanto al comparar con guías nacionales como internacionales.

VI.4.5. METALES EN EL MESOZOOPLANCTON Y MPS

- Se observaron importantes variaciones tanto espaciales como estacionales en las concentraciones de metales en el mesozooplancton y MPS durante el período de estudio, siendo el invierno y el otoño, y las estaciones CE, CV, CLO y PC en dónde se registraron los mayores niveles de estos elementos.
- Es recomendable que se continúe con este tipo de estudio, no sólo debido a la importancia que revisten la fracción particulada y el plancton en cuanto a la dinámica de los metales pesados en la cadena trófica, sino también a que algunos metales (por ej., Cd, Pb y Zn) han presentado en ciertas estaciones valores levemente superiores a los que se registran normalmente en el estuario.

VI.4.6. INDICADORES MOLECULARES DE ALERTA TEMPRANA

- Por primera vez se han medido los niveles de distintos indicadores de alerta temprana en tejidos de saraquita, y han sido relacionados con la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados y metales en el músculo de esta especie.
- Los niveles de peroxidación lipídica en músculo e hígado sugieren una exposición del organismo a diferentes condiciones ambientales. También se demostró un buen funcionamiento del organismo de la saraquita para llevar adelante los procesos metabólicos de suministro de energía, necesarios para promover los procesos de detoxificación.

-
- Las correlaciones entre la peroxidación lipídica y las enzimas metabólicas analizadas con los xenobióticos, demuestran que las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos, los pesticidas organoclorados y los metales no afectaron la fisiología del organismo y pudieron ser metabolizados exitosamente.
 - Una excepción fue el Fe, cuya concentración presentó una baja correlación con la peroxidación lipídica en tejido muscular. Sin embargo, dado las concentraciones que presentó a largo del monitoreo (ya sea en sedimento, disuelto o en tejido muscular de los peces), se puede concluir que *R. arcuata* es sensible a ciertos niveles de Fe disuelto y se debería establecer a partir de qué concentraciones tiene efectos tóxicos en esta especie de pez.

Es estuario de Bahía Blanca es un sistema natural sometido a presión antrópica de diferentes tipos, y por lo tanto con afectaciones de diferentes grados y significaciones observables a través de señales ambientales, tal y como ha sido indicado en los diferentes capítulos de esta Informe Final.

Es indudable que la zona de Bahía Blanca y su región deben tener crecimiento en los diferentes aspectos considerados (por ej., urbanización, industrial), pero también de estudios y leyes que le permitan manejar y administrar adecuadamente sus zonas costeras para evitar que éstas sufran deterioro, y así poder preservar sus recursos naturales que son fuente primordial de desarrollo.